

Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie

Instytut Nauk Leśnych

Katedra Hodowli Lasu

Bogdan Brzeziecki

Konsekwencje objęcia ochroną ścisłą znacznych obszarów leśnych Polski (wdrożenie jednego z celów unijnej Strategii na rzecz Bioróżnorodności do 2030 roku - objęcie ścisłą ochroną 10% obszarów lądowych, w tym wszystkich pozostałych w UE lasów pierwotnych i starodrzewów), ze szczególnym uwzględnieniem zagrożenia spowodowanego zmianami klimatycznymi oraz niekorzystnymi zmianami sukcesyjnymi zbiorowisk leśnych

Ekspertyza wykonana na podstawie umowy nr EZ.271.2.6.2021 zawartej w dniu 10 lutego 2021 r. pomiędzy Dyrekcją Generalną Lasów Państwowych a Instytutem Nauk Leśnych Szkoły Głównej Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie

Warszawa, luty 2021

Spis treści

1. Wstęp – integracyjne i segregacyjne podejście do problemu ochrony różnorodności biologicznej

2. ‘Tereny chronione’ jako podstawa podejścia segregacyjnego: historia, zasady i kryteria wydzielenia, aktualne trendy

3. Ochrona ścisła jako naczelną zasadą postępowania i metoda zachowania różnorodności biologicznej oraz innych wartości związanych z ‘terenami chronionymi’

3.1. Uwagi wstępne

3.2. Przykłady

3.3. Podsumowanie

4. Uboczne efekty procesu rozszerzania zakresu stosowania ochrony ścisłej, ze szczególnym uwzględnieniem problemu bioróżnorodności

5. Ochrona ścisła lasów pierwotnych oraz starodrzewów

5.1. Definicja i aktualny stan zachowania lasów pierwotnych w Europie

5.2. Przykład ‘Rezerwatu Ścisłego’ Białowieskiego PN

6. Rola drzew w funkcjonowaniu ekosystemów leśnych i w zachowaniu wysokiego poziomu leśnej różnorodności biologicznej

6.1. Uwagi wstępne

6.2. Wartość biocenotyczna gatunków drzew

6.3. Przyrodnicze konsekwencje ustępowania drzew pełniących rolę ‘gatunków fundamentalnych’ w ekosystemach leśnych – przykłady

6.4. Aktywne kształtowanie zróżnicowanego składu gatunkowego drzewostanów i zachowanie ciągłości demograficznej populacji drzew leśnych

7. Podejście ‘integracyjne’ jako alternatywa dla podejścia ‘segregacyjnego’: podstawy ideowe, prawne i praktyczne rozwiązania

7.1. Podstawy ideowe - ochrona przyrody w czasach Antropocenu

7.2. Podstawy prawne - Konwencja o Różnorodności Biologicznej i podejście ekosystemowe

7.3. Podstawy prawne – koncepcja trwale zrównoważonej gospodarki leśnej (*SFM*)

7.4. Półnaturalna hodowla lasu jako narzędzie praktycznej implementacji założeń trwale zrównoważonej, wielofunkcyjnej gospodarki leśnej

7.5. Zmiany klimatu a ochrona bioróżnorodności leśnej – potrzeba aktywnego podejścia

7.6. Bilans 30 lat trwale zrównoważonej, wielofunkcyjnej gospodarki leśnej w Europie

8. Synteza

8.1. Zachowanie różnorodności biologicznej – podejście segregacyjne vs. podejście integracyjne

8.2. Rozwój koncepcji ‘terenów chronionych’

8.3. Ochrona ścisła jako zasada funkcjonowania ‘terenów chronionych’

8.4. Pogorszenie stanu zachowania różnorodności biologicznej w różnych regionach świata jako uboczny skutek rozszerzania zakresu ochrony ścisłej w Europie

8.5. Rola drzew w zachowaniu wysokiego poziomu bioróżnorodności w ekosystemach leśnych

8.6. Zmiany klimatu i ich wpływ na ekosystemy leśne

8.7. Trwale zrównoważona gospodarka leśna jako przykład podejścia 'integracyjnego' do problemu ochrony różnorodności biologicznej

8.8. Wnioski końcowe

9. Piśmiennictwo

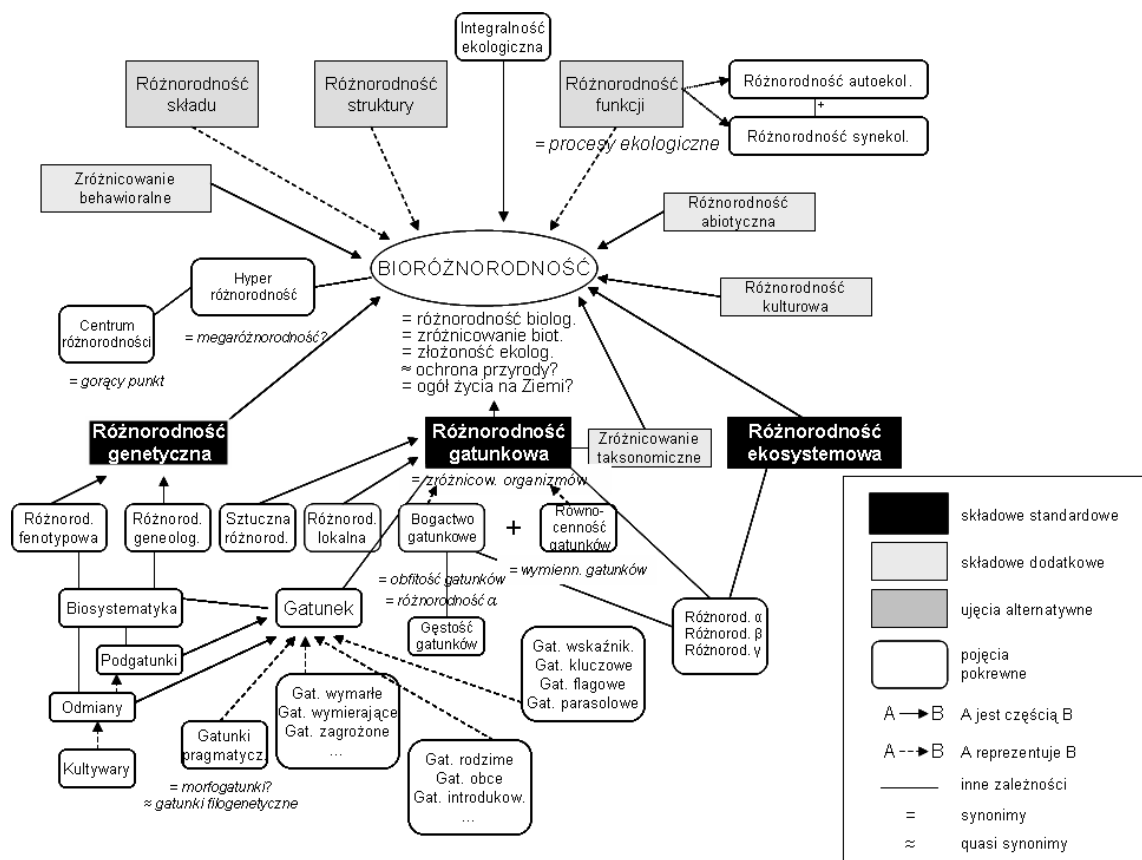
1. Wstęp – segregacyjne i integracyjne podejście do problemu ochrony różnorodności biologicznej

Powstrzymanie lub przynajmniej zahamowanie bezprecedensowego obecnie tempa spadku globalnej różnorodności biologicznej (bioróżnorodności¹), zajmuje jedno z najbardziej eksponowanych miejsc na długiej liście problemów i wyzwań współczesnego świata (Sala i in. 2000). Duże znaczenie i zainteresowanie tym problemem wynika z wielu przyczyn. Dla szerokich kręgów społecznych różnorodność biologiczna jest wartością samą w sobie, którą należałoby zachować w możliwie jak najlepszym stanie dla następnych pokoleń. Ochrona różnorodności biologicznej ma jednak także aspekty czysto użytkowe, wynikające z możliwości (i konieczności) zaspakajania bardzo wielu potrzeb obecnych i przyszłych generacji (Hunter 2004; Grzywacz 2005).

Powszechnie przyjmuje się, że różnorodność biologiczna oznacza zróżnicowanie form życia na wszystkich poziomach jego organizacji. Inaczej mówiąc, różnorodność biologiczna to zróżnicowanie wszystkich żywych organizmów występujących na Ziemi i zespołów ekologicznych, których są one częścią. W klasycznym ujęciu, pojęcie różnorodności dotyczy 3 głównych poziomów: 1) zróżnicowania w obrębie gatunków (różnorodność genetyczna), 2) zróżnicowania pomiędzy gatunkami oraz 3) zróżnicowania ekosystemów (Hunter 2004).

Wg Kaennel (1998) na zagadnienie ochrony bioróżnorodności można też patrzeć szerzej, jako na problem, który jest znacznie bardziej złożony i który obejmuje bardzo wiele aspektów, w tym także takie, które uwarunkowane są wprost działalnością człowieka (Ryc. 1).

¹ Termin „różnorodność biologiczna” (ang. *biological diversity, biodiversity*) wprowadził R. F. Dasmann w 1968, a szerzej rozpowszechnił T. Lovejoy na początku lat 80-tych ubiegłego stulecia. Światowa kariera tego terminu rozpoczęła się od Międzynarodowej Konferencji Narodów Zjednoczonych „Środowisko i Rozwój” (*UNCED*) w 1992 r. w Rio de Janeiro, w trakcie której przyjęto Konwencję o Ochronie Różnorodności Biologicznej (*UN Convention on Biological Diversity*), mającą na celu niedopuszczenie do zaniku lub przynajmniej zahamowanie tempa utraty gatunków, siedlisk i zasobów genetycznych (UNEP 1992).



Ryc. 1. Tzw. drzewo bioróżnorodności (ang. *biodiversity tree*), opracowane przez Kaennel (1998), na podstawie analizy ponad 100 publikacji naukowych w języku angielskim.

Do najważniejszych czynników odpowiedzialnych za duże obecnie tempo spadku globalnej bioróżnorodności należą: zmiany w sposobie użytkowania ziemi (ang. *changes in land use*), wzrost koncentracji CO₂ w atmosferze (ang. *atmospheric CO₂ concentration*), depozycja związków azotowych i kwaśne deszcze (ang. *nitrogen deposition and acid rain*), zmiany klimatu (ang. *climate change*) oraz zmiany o charakterze biotycznym (ang. *biotic exchanges*), polegające na świadomym lub przypadkowym wprowadzaniu (introdukcji) obcych gatunków roślin i zwierząt do lokalnych ekosystemów (Sala i in. 2000).

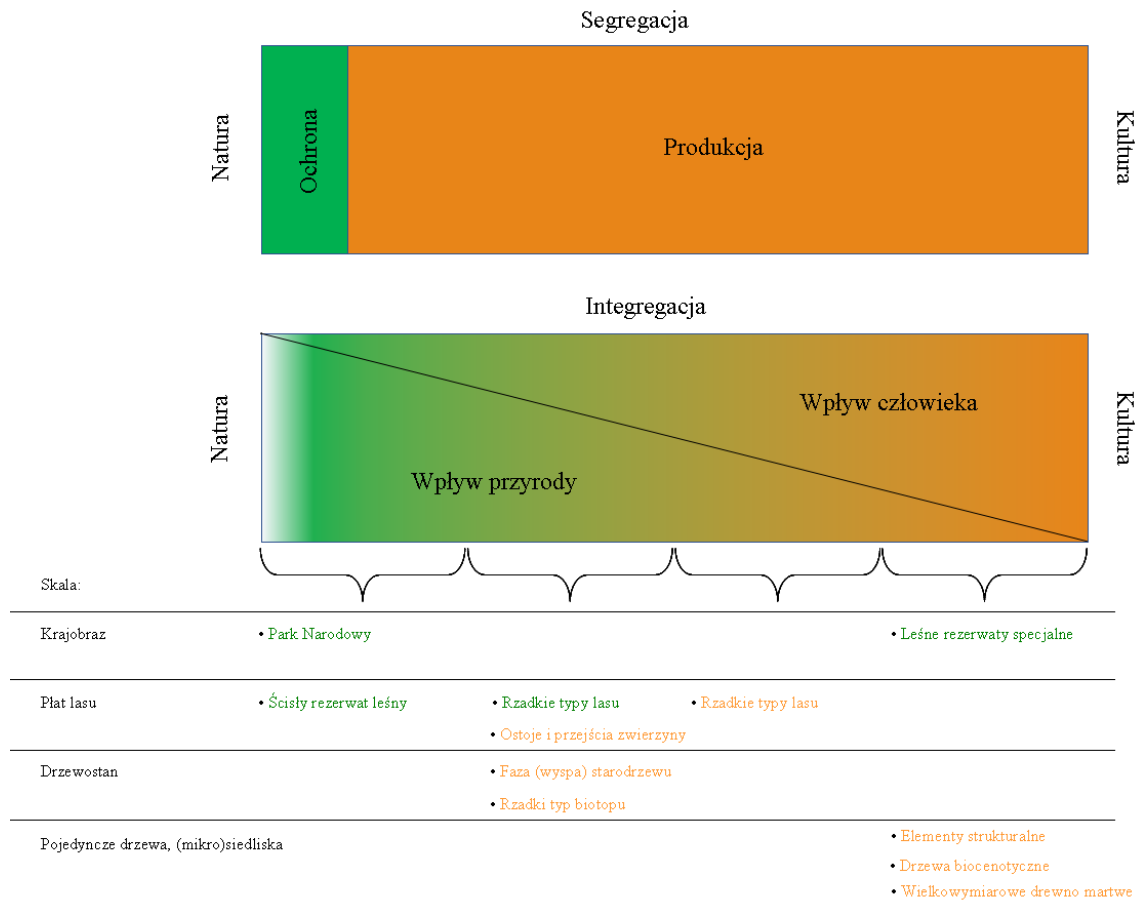
Od dłuższego czasu podejmowane są różnego rodzaju działania i wysiłki, mające na celu jeśli nie całkowite zatrzymanie, to przynajmniej osłabienie tempa utraty

i zaniku różnorodności biologicznej, obejmującego jej różne poziomy i aspekty. Generalnie biorąc, działania te idą w dwóch zasadniczych kierunkach.

Jeden kierunek, historycznie starszy, opiera się o zasadę **segregacji**. W przypadku tego kierunku chodzi generalnie o działania o charakterze punktowym i obszarowym. Polegają one na wydzieleniu pewnych obszarów: ‘terenów chronionych’ (ang. *protected areas*), wyłączeniu ich z ‘normalnego’ zagospodarowania i nadaniu im specjalnego statusu prawnego, polegającego na uznaniu, że zachowanie wartości przyrodniczych stanowi nadrzędny cel zarządzania takimi obiektami.

Drugi kierunek z kolei dąży do **integracji** działań ochronnych w ramach szerszych planów zarządzania zasobami przyrodniczymi i środowiskiem, zakładających ich użytkowanie w sposób trwały i zrównoważony. W odróżnieniu od pierwszego kierunku, w tym przypadku chodzi o działania o charakterze wielkopowierzchniowym, a nawet totalnym, ponieważ dotyczą one zdecydowanej większości powierzchni ziemi objętej określoną formą użytkowania (np. powierzchni leśnej w danym kraju).

Ogólną charakterystykę segregacyjnego oraz integracyjnego podejścia do ochrony leśnej różnorodności biologicznej przedstawili Bollmann i Braunisch (2013). Podstawowe różnice między tymi dwoma sposobami podejścia zostały ukazane w postaci poglądowego schematu (Ryc. 2). Jak zauważają cytowani tu autorzy, w przypadku podejścia segregacyjnego w czystej postaci, pewna część obszarów leśnych pełni wyłącznie funkcje związane z ochroną przyrody (np. w formie rezerwatów leśnych), przy jednoczesnym dążeniu do maksymalizacji funkcji produkcyjnej na pozostałej powierzchni leśnej. Z kolei w przypadku podejścia integracyjnego chodzi o to, żeby w danym czasie łączyć kwestie ekologiczne, ekonomiczne i społeczne na możliwie jak największym obszarze powierzchni leśnej.



Ryc. 2. Poglądowe ujęcie różnic pomiędzy segregacyjnym i integracyjnym podejściem do problemu ochrony leśnej różnorodności biologicznej (Bollmann i Braunisch 2013). Przykłady narzędzi typowych dla rozwiązania segregacyjnego oznaczono kolorem zielonym. Ich celem jest ochrona dynamiki procesów ekologicznych w skali większych kompleksów (połaci) leśnych oraz całych krajobrazów, tak, jak ma to miejsce w przypadku parków narodowych i leśnych rezerwatów ścisłych. Rozwiązania typowe dla modelu segregacyjnego mogą być również wykorzystywane do aktywnej odbudowy historycznych typów lasu, w celu osiągnięcia określonych celów ochronnych (np. w ramach rezerwatów leśnych o specjalnym charakterze). Przykłady narzędzi i działań typowych dla podejścia integracyjnego oznaczono kolorem jasnobrażowym. Obejmują one przeważającą część powierzchni leśnej.

Nadrzędnym celem niniejszego opracowania jest krytyczna analiza zalet oraz wad, korzyści i ograniczeń jednego i drugiego podejścia oraz ich praktycznej skuteczności, z uwzględnieniem współczesnych uwarunkowań, zarówno o charakterze środowiskowym (takich, jak np. zmiany klimatyczne), jak i ogólnocywilizacyjnym.

Szczególny nacisk będzie położony na analizę skutków najnowszych ‘trendów’ i propozycji mieszczących się w pierwszym z dwóch wspomnianych wyżej kierunków i wynikających z przyjętej w maju 2020 r. przez Komisję Europejską Strategii na rzecz Bioróżnorodności 2030 (ang. *Biodiversity Strategy 2030*).

W przeprowadzonej analizie skupiono się przede wszystkim na lasach, biorąc pod uwagę fakt, że bardzo duża część różnorodności biologicznej jest związana z ekosystemami leśnymi, a także z uwagi na to, że przyjęcie rozwiązań proponowanych w ramach wspomnianej wyżej Strategii na rzecz Bioróżnorodności 2030 miałyby szczególnie doniosłe konsekwencje dla tej formy użytkowania ziemi. Konsekwencje te można rozpatrywać na różnych płaszczyznach; w niniejszym opracowaniu skupiono się przede wszystkim na kwestiach związanych z ochroną i trwałym zachowaniem bioróżnorodności leśnej.

2. ‘Tereny chronione’ jako podstawa podejścia segregacyjnego: historia, zasady i kryteria wydzielenia, aktualne trendy

W koncepcji zakładającej ochronę przyrody i różnorodności biologicznej, skupiającej się na pewnych wydzielonych obiektach czy obszarach, główną rolę odgrywa pojęcie ‘terenów chronionych’ (ang. *protected areas*). Historyczny rozwój idei ‘terenów chronionych’ był przedmiotem analizy i opracowań wielu autorów. M.in., ewolucja w sposobie postrzegania charakteru i roli ‘terenów chronionych’ została szczegółowo omówiona w opublikowanym w 2012 r. raporcie pod tytułem ‘*Protected areas in Europe – an overview*’, przygotowanym przez Europejską Agencję Środowiska (ang. *European Environmental Agency (EEA)*).

Autorzy wspomnianego tu raportu wstępnie definiują ‘teren chroniony’ jako wydzielony obszar, mający ustalone granice i funkcjonujący w oparciu o odpowiednie przepisy prawne. Dominującą funkcją takiego obszaru jest zachowanie zasobów

przyrody (ang. *nature conservation*²), co realizuje się poprzez (bierną) ochronę (ang. *protection*), ale również poprzez (aktywne) zagospodarowanie i odbudowę (ang. *managment, restoration*) gatunków, siedlisk i ekosystemów.

Jak podkreślono w omawianym raporcie, w historii Europy ‘tereny chronione’ istniały ‘od zawsze’. Pierwsze obiekty tego rodzaju były tworzone z pobudek duchowych i religijnych. W bliższych nam czasach na powstawanie i rozwój takich obszarów wpłynęły dwa główne czynniki.

Pierwszy czynnik był związany z charakterem właściciela danego terenu. Początkowo, rolę tą pełnili przedstawiciele rodów panujących i różnego rodzaju możnowładcy, którzy wprowadzali zasady ochrony pewnych terenów w celu zabezpieczenia własnych korzyści i interesów. Od początku XIX w. coraz częściej w tworzenie takich terenów angażowały się różne stowarzyszenia osób prywatnych, wykupujące określone tereny w celu ich ochrony i zabezpieczenia przed standardową eksploatacją. W XX w. kwestia własności zaczęła się ponownie zmieniać i główną inicjatywę w tym zakresie przejęło nowoczesne państwo reprezentujące ogół swoich obywateli.

Drugim czynnikiem, który także odegrał istotną rolę przy powstawaniu ‘terenów chronionych’, to powód, dla którego takie tereny były tworzone. Dla przedstawicieli klasy panującej i możnowładców największą rolę odgrywały kwestie związane z łowiectwem oraz wykorzystaniem surowca drzewnego. W wieku XVI i XVII nad względami czysto użytkowymi w coraz większy sposób zaczęły przeważać względy estetyczne i walory krajobrazowe oraz naturalne piękno pewnych terenów. W końcu XIX w. i na początku XX w. podstawowy powód tworzenia ‘terenów chronionych’ znowu się zmienił. W tym okresie główną rolę zaczęły odgrywać względy czysto przyrodnicze i to one liczyły się bardziej niż aspekty estetyczne i krajobrazowe. Z kolei po II Wojnie Światowej, podkreślanie dominującej roli przyrody jako wartości ‘samej w sobie’ zaczęło stopniowo ustępować nowemu priorytetowi: zachowaniu różnorodności biologicznej na terenach chronionych.

Wreszcie, od mniej więcej 30 lat, coraz większą popularność zaczyna zdobywać model mieszany (ang. *more blended model*), uznający, że na wartość ‘terenów

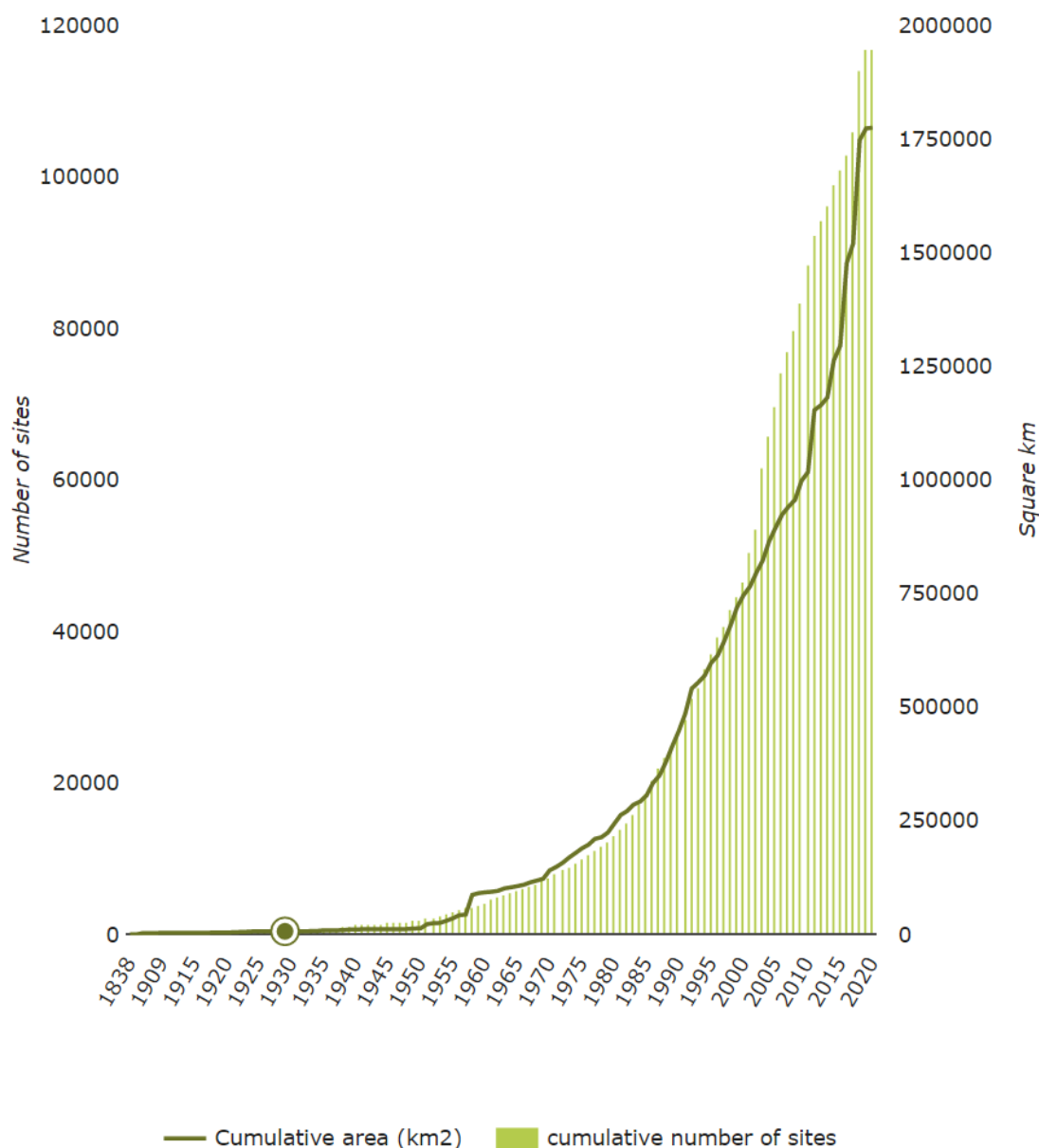
² Angielskie określenia ‘*conservation*’ oraz ‘*protection*’ są bliskoznaczne i często używane są zamiennie. Z przytoczonej tu definicji wynikałoby jednak, że termin ‘*conservation*’ jest szerszy niż ‘*protection*’, w tym sensie, że może obejmować także aktywne działania. Natomiast słowo ‘*protection*’ oznaczałoby raczej bierną ochronę. Z tego względu, na potrzeby tego opracowania, przy tłumaczeniu prac źródłowych, zwrot ‘*nature conservation*’ tłumaczono najczęściej jako ‘zachowanie zasobów przyrody’ (w szerokim ujęciu), natomiast ‘*nature protection*’ jako ‘ochronę przyrody’ (w domyśle: raczej bierną).

chronionych' składa się wiele czynników: walory estetyczne, ochrona bioróżnorodności, a także, co warto podkreślić, możliwość ich gospodarczego wykorzystania, opartego o zasadę trwałości generowanych pożytków i dóbr (ang. *potential source of economic wealth (provided that wealth is sustainably used)*).

Z punktu widzenia niniejszego opracowania szczególnie istotne i ważne są zmiany w postrzeganiu roli i charakteru 'terenów chronionych', jakie, wg autorów raportu EEA, miały miejsce w okresie po II Wojnie Światowej i w czasach współczesnych. Z tego względu poświęcono im tu najwięcej uwagi.

Bezpośrednio po drugiej wojnie światowej unikatowy charakter biologiczny (ang. *biological uniqueness*) 'terenu chronionego' zaczął odgrywać większą rolę niż zwykła idea postrzegania takiego terenu jako miejsca wyróżniającego się szczególnymi walorami estetycznymi i naturalnym pięknem. Dużą rolę odegrało tu powstanie w 1948 r. Międzynarodowej Unii Ochrony Przyrody (ang. *International Union for Conservation of Nature (IUCN)*) stawiającej sobie za cel promowanie ochrony przyrody na całym świecie. Po drugiej wojnie światowej nastąpił także największy przyrost powierzchni obszarów, którym nadano status 'terenów chronionych'. W skali globalnej, szczególnie dużo, bo ponad 80% 'terenów chronionych' powstało po 1962 r., w którym odbył się pierwszy Światowy Kongres Parków Narodowych. W Europie, zarówno liczba, jak i powierzchnia 'terenów chronionych' w poszczególnych krajach od tego czasu zaczęła przyrastać w wykładniczym tempie (Ryc. 3).

Założeniu (idei), że główną rolą 'terenu chronionego' jest zabezpieczenie (ang. *safeguard*) różnorodności biologicznej, towarzyszyła wiara (ang. *belief*) odnośnie najlepszego sposobu zarządzania 'terenem chronionym'. Do lat 1970-tych przyjmowano, że 'tereny chronione' funkcjonują niezależnie od otaczającego je krajobrazu, jako wyizolowane 'perły w koronie' krajowej przyrody. W większości przypadków przyjmowano także, że jakiegokolwiek korzyści społeczne są nie do pogodzenia z celami przyjętymi dla 'terenów chronionych'. Z tego względu wszelkie próby przyjęcia takiego modelu zarządzania 'terenami chronionymi', który pozwalałby na uzyskiwanie także korzyści społecznych i gospodarczych, traktowano jako zagrażające ochronie przyrody i krajobrazu. 'Tereny chronione' były zarządzane przez swoiste przedsiębiorstwa państwowe – będące własnością rządów poszczególnych państw lub ich mniejszych jednostek administracyjnych, utrzymywane i zarządzane przez administrację rządową, oraz finansowane z podatków i corocznych subwencji rządowych.



Ryc. 3. Kumulacyjny wzrost liczby (ang. *cumulative number of sites*) oraz powierzchni (ang. *cumulative area*) w Europie od połowy XIX w. do chwili obecnej (źródło: EEA 2012).

Jak sugerują autorzy Raportu EEA, w latach 70-tych ubiegłego wieku podejście do celów ‘terenów chronionych’ i sposobów zarządzania nimi na świecie zaczęło się powoli zmieniać (por. Tabela 1). Inicjatorzy tworzenia ‘terenów chronionych’ zaczęli w coraz większym stopniu dostrzegać znaczenie społeczności lokalnych (czy rzeczywiście?) oraz poszukiwać rozwiązań alternatywnych w stosunku do

dotychczasowych modeli zarządzania, zakładających kierowanie takimi terenami bezpośrednio ze szczebla centralnego (rządowego). Zaczęli oni także uwzględniać potrzebę tworzenia systemowej i całościowej sieci ‘terenów chronionych’, w ramach szybko rozwijającej się dziedziny planowania konserwatorskiego (ang. *conservation planning*).

Tabela 1. Współczesna zmiana sposobu postrzegania roli i charakteru ‘terenów chronionych’ (źródło: EEA 2012).

	Tak było wcześniej (XIX w.) Tereny chronione były:	Tak zaczyna być obecnie (XXI w.) Tereny chronione są:
Cele	<ul style="list-style-type: none"> - tworzone wyłącznie w celu ochrony zasobów przyrody, - zakładane głównie w celu ochrony spektakularnych wartości przyrodniczych i piękna krajobrazu, - udostępnione tylko dla odwiedzających i turystów, - cenione ze względu na walory naturalne, - nastawione głównie na (bierną) ochronę, 	<ul style="list-style-type: none"> - zarządzane w taki sposób, aby zapewnić realizację celów społecznych i gospodarczych, - często tworzone z powodów naukowych, ekonomicznych i kulturowych, - zarządzane z poszanowaniem interesów lokalnych społeczności, - cenione ze względu na kulturowe znaczenie przyrody, - nastawione także na odbudowę i rehabilitację,
System zarządzania	<ul style="list-style-type: none"> - zarządzane przez władze szczebla centralnego, 	<ul style="list-style-type: none"> - zarządzane wspólnie przez wielu partnerów,
Społeczności lokalne	<ul style="list-style-type: none"> - planowane i zarządzane wbrew ludziom, - zarządzane bez uwzględniania opinii lokalnych społeczności, 	<ul style="list-style-type: none"> - zarządzane wspólnie, dla, a w niektórych przypadkach wyłącznie, przez społeczność lokalną, - zarządzane z uwzględnieniem potrzeb społeczności lokalnych,
Szerszy kontekst	<ul style="list-style-type: none"> - tworzone w izolacji od otoczenia, - zarządzane jako ‘wyspy’, 	<ul style="list-style-type: none"> - tworzone jako elementy systemów krajowych, regionalnych i międzynarodowych, - traktowane jako ‘sieć’ (ściśle chronione obszary ze strefami buforowymi, połączone ‘zielonymi’ korytarzami),
Percepcja	<ul style="list-style-type: none"> - postrzegane głównie jako dobro ogólnonarodowe, 	<ul style="list-style-type: none"> - postrzegane jako kapitał lokalnej społeczności,

	- widziane przez pryzmat interesu narodowego,	- rozpatrywane także w kontekście międzynarodowym,
Techniki zarządzania	- zarządzane reaktywnie, z uwzględnieniem krótkiej perspektywy czasowej, - zarządzane metodami technokratycznymi,	- zarządzane adaptacyjnie, z uwzględnieniem długiej perspektywy czasowej, - zarządzane z uwzględnieniem aspektów politycznych,
Finansowanie	- utrzymywane ze środków podatników,	- opłacane z wielu źródeł,
Umiejętności menedżerskie	- zarządzane przez naukowców i ekspertów od zasobów naturalnych, - kierowane przez ekspertów.	- zarządzane przez specjalistów różnych specjalności, - zarządzane w oparciu o lokalną wiedzę.

‘Tereny chronione’ zaczynają być postrzegane w coraz większym stopniu jako swego rodzaju przedsięwzięcia społeczne (ang. *social enterprises*), zarządzane z uwzględnieniem potrzeb społeczności lokalnych, często we współpracy z socjologami, miejscową ludnością i innymi grupami interesariuszy. Jednocześnie, przy zarządzaniu tymi terenami w większym stopniu zaczyna się uwzględniać nowych partnerów, takich jak np. organizacje pozarządowe. To doprowadziło do powstania nowych form ‘terenów chronionych’, takich, jak ‘tereny chronione społecznie’ (ang. *community-conserved areas*).

Zmiany te legły u podstaw nowej polityki w zakresie ‘terenów chronionych’. W nowo kształtującej się wizji ‘terenów chronionych’, postrzegane są one jako kluczowy element systemu wspierania życia (ang. *life support system*). Oczekuje się także, że dostarczą one większych i bardziej zróżnicowanych korzyści niż to było do tej pory. Zakłada się, że ich rola nie powinna polegać tylko na ochronie bioróżnorodności, czy też na zabezpieczeniu siedlisk i refugium dla (zagrożonych) gatunków. Obecnie są one postrzegane jako elementy węzłowe środowiskowej odporności (ang. *nodes of environmental resilience*), umożliwiającej ludziom i przyrodzie adaptację do skutków zmian klimatycznych, na drodze mitygacji zmian klimatycznych poprzez gromadzenie i pochłanianie węgla. Oczekuje się także, że ‘tereny chronione’ będą dostarczać tak zwanych ‘usług ekosystemowych’: tj. różnego rodzaju dóbr i użyteczności, takich jak czysta woda, regulacja klimatu i produkcja żywności.

Jak podkreślają autorzy omawianego Raportu, ‘tereny chronione’ mają generować korzyści społeczne, wspierając nie tylko ludność mieszkającą w ich granicach i w najbliższym sąsiedztwie, ale także wnosząc istotny wkład do celów sformułowanych w *UN’s Millenium Development Goals*. Oczekuje się od nich dzisiaj, że będą odgrywały większą rolę ekonomiczną, nie tylko poprzez generowanie dochodów umożliwiających ich funkcjonowanie, ale także poprzez wzmocnienie gospodarki lokalnej i krajowej dzięki rozwojowi turystyki i dostarczanie drobnych produktów leśnych (ang. *minor forest products*) oraz innych dóbr i towarów.

Korzyści ekonomiczne dotyczą także pośrednich efektów związanych z wypełnianiem usług ekosystemowych, takich jak regulacja gospodarki wodnej. Jednakże, trzeba zauważyć, że jakkolwiek argumenty ekonomiczne zyskały na dużym znaczeniu w ostatnich latach, inherentna (ang. *intrinsic*) wartość ‘terenów chronionych’ pozostaje nadal głównym *raison d’etre* ich stałej ochrony i zarządzania.

Podsumowując, postrzeganie roli terenów chronionych pod każdym względem jest obecnie inne niż miało to miejsce 40 czy 30 lat temu. Motorem tych zmian jest postęp w zakresie badań naukowych, ze szczególnym uwzględnieniem rozwoju zoologii (biologii konserwatorskiej, ang. *conservation biology*) oraz ekologii przestrzeni (ang. *spatial ecology*), jak również wzrost świadomości znaczenia praw człowieka, dzięki takim konwencjom międzynarodowym, jak *Declaration on the Rights of Indigenous Peoples* (UN, 2008; cyt. za EEA 2012). Czynnikiem napędzającym te zmiany jest także lepsze zrozumienie znaczenia społeczeństwa obywatelskiego oraz postęp technologiczny w zakresie systemów informacji geograficznej, metod zdalnego pozyskiwania danych oraz narzędzi z zakresu modelowania przestrzennego.

Charakterystyczną cechą najnowszego okresu jest także powszechne uznanie znaczenia międzynarodowego podejścia do problemu ochrony środowiska przyrodniczego.

Zmiany w sposobie rozumienia tego, czym są ‘tereny chronione’ znalazły też odzwierciedlenie w definicjach ‘terenów chronionych’ wykorzystywanych przez wiele reprezentatywnych organizacji międzynarodowych. Przykładowo, w 1994 r. Międzynarodowa Unia Ochrony Przyrody (IUCN) definiowała ‘teren chroniony’ jako ‘obszar lądowy lub morski wyłączony w celu ochrony i zachowania różnorodności biologicznej oraz walorów naturalnych i związanych z nimi zasobów kulturowych, zarządzany z wykorzystaniem odpowiednich rozwiązań prawnych lub innych skutecznych środków’. W swojej nowej definicji z 2008 r. IUCN dodała do tej definicji

rolę, jaką obszary chronione odgrywają w dostarczaniu różnego rodzaju dóbr, użyteczności i korzyści ekosystemowych. Wg tej nowej definicji ‘teren chroniony to jednoznacznie zdefiniowana przestrzeń geograficzna, wyróżniona, utworzona i zarządzana na mocy odpowiednich uregulowań prawnych lub innych efektywnych metod w taki sposób, aby zapewnić długofalową ochronę zasobów przyrody, oraz zachować ciągłość pełnienia usług i dostarczania korzyści ekosystemowych oraz utrzymanie wartości kulturowych (ang. *ecosystem services and cultural values*)’ (Dudley 2008; cyt. za autorami Raportu EEA (2012)).

Zmieniony sposób postrzegania ‘terenów chronionych’ obejmuje także odejście od traktowania takich terenów jako wyizolowanej przestrzeni na rzecz ujmowania ich jako elementów sieci ekologicznych obejmujących także inne ‘tereny chronione’.

W ostatnim czasie, liczba różnego rodzaju sieci: społecznych, instytucjonalnych i edukacyjnych skupiających poszczególne osoby i organizacje zaangażowane w tworzenie i zarządzanie ‘terenami chronionymi’, albo na poziomie europejskim, stale rośnie. Przykładowo, w 2003 r. powstała Paneuropejska Sieć Ekologiczna (PEEN). Inne przykłady inicjatyw z tego zakresu to EUROPARC, ALPARC i Median. Podobne sieci powstają także na poziomie krajowym.

Na poziomie globalnym funkcjonują różne sieci ‘terenów chronionych’ funkcjonujące w oparciu o pewne uzgodnione kryteria, standardy zarządzania lub z uwagi na globalne znaczenie ich walorów przyrodniczych (np. sieć obiektów Światowego Dziedzictwa UNESCO, sieć mokradeł o znaczeniu międzynarodowym (lista ramsarska), lub światowa sieć rezerwatów biosfery, utworzona w ramach programu ONZ ‘Człowiek i Biosfera’ w 1977 r.).

Obecna polityka w Europie dotycząca ‘terenów chronionych’ jest głównie produktem inicjatyw pochodzących z dwóch głównych źródeł: Konwencji o ochronie Różnorodności Biologicznej ONZ oraz prawodawstwa samej Unii Europejskiej.

Konwencja o ochronie Różnorodności Biologicznej jest traktatem (ang. *treaty*), który przyjęło prawie 200 państw na świecie. Z postanowień Konwencji wynika, że, o ile to możliwe i celowe, sygnatariusze konwencji powinni ‘ustanowić system ‘terenów chronionych’, lub terenów, na których podejmowane są działania niezbędne z punktu widzenia zachowania różnorodności biologicznej’ (CBD 2007; cyt. za autorami Raportu EEA 2012). Od czasu, gdy Konwencja o ochronie Różnorodności Biologicznej weszła w życie, tj. od 1993 r., liczba ‘terenów chronionych’ na świecie prawie się podwoiła, a powierzchnia lądów i mórz ze statusem ochronnym wzrosła o ok. 60%. Piąty Światowy

Kongres Parków Narodowych w Durbanie w 2003 r. pod tytułem ‘Korzyści ponad granicami’ miał na celu wzmocnienie roli ‘terenów chronionych’ w ochronie bioróżnorodności, jak również wywołanie dyskusji na temat ich roli w rozwoju społecznym, w walce z ubóstwem i w osłabianiu negatywnych skutków zmian o charakterze globalnym. Doprowadziło to do powstania bardziej sformalizowanego Programu Pracy nad Terenami Chronionymi (ang. *CBD's Programme of Work on Protected Areas*, PoWPA), przyjętego w 2004 r., obowiązującego do dzisiaj. Program dostarcza uzgodnionych i sformalizowanych podstaw dla rozwoju reprezentatywnych ekologicznie i efektywnie zarządzanych systemów ‘terenów chronionych’. Jak zauważają autorzy Raportu, ‘tereny chronione’ stały się głównym instrumentem w zakresie powstrzymania tempa utraty bioróżnorodności w skali globalnej, doprowadzając do powstania nowej koncepcji ‘efektywności zarządzania terenami chronionymi’ (ang. *protected area management effectiveness (PAME)*).

Jednym z głównych celów PoWPA była pomoc poszczególnym krajom w osiągnięciu celów związanych z ochroną bioróżnorodności. W kwietniu 2002 r. przyjęto dokument o nazwie *CBD 2010 Biodiversity Target*. Dokument ten zobowiązywał strony Konwencji do znacznej redukcji obecnego tempa utraty bioróżnorodności na poziomie globalnym, regionalnym i krajowym do 2010 r. Cel ten został następnie zatwierdzony przez *World Summit on Sustainable Development* oraz przez Zgromadzenie Ogólne ONZ, a także został włączony jako nowy cel w ramach *Millennium Development Goals*.

Okazało się jednak, że cel ten nie został zrealizowany, co spowodowało konieczność przeformułowania celów związanych z ochroną bioróżnorodności (ang. *Biodiversity Target*). Na spotkaniu w Nagoyi, w Japonii, w 2010 r., Strony Konwencji na rzecz ochrony Bioróżnorodności (CBD) przyjęły nowy Strategiczny Plan na rzecz ochrony Bioróżnorodności na lata 2011-2020, razem z serią tzw. ‘Celów Aichi’ (ang. *Aichi-Targets*). Cele te zobowiązują blisko 200 państw, które podpisały Konwencję CBD, do ochrony najbardziej zróżnicowanych pod względem biologicznym (ang. *most biodiverse parts*) części ich terytoriów oraz obszarów, które odgrywają kluczowe znaczenie z punktu widzenia ochrony korzyści ekosystemowych (ang. *ecosystem services*).

Aby zrealizować te cele, poszczególne kraje zobowiązały się do objęcia do 2020 r. systemem ‘terenów chronionych’ co najmniej 17% powierzchni lądów oraz wód śródlądowych, a także 10% powierzchni wybrzeży i wód morskich. Cele Aichi przewidują, że wspomniane ‘tereny chronione’ będą dostarczały także korzyści

społecznych, dostarczając podstaw do trwałego funkcjonowania społeczności zamieszkujących te tereny oraz ich najbliższe sąsiedztwo, oraz chroniąc ludzkość przed wpływem zmian klimatycznych. Oczekuje się także, że ‘tereny chronione’ wniosą wkład w rozwój gospodarki generując przychody, które pokryją koszty ich własnego funkcjonowania (ang. *generating revenue to provide for their own upkeep*).

Na poziomie Unii Europejskiej, szczególnie ważną rolę w tworzeniu ‘terenów chronionych’ odgrywają dyrektywy Rady Europy (ang. *European Council*). Podobnie, jak to ma miejsce w przypadku Konwencji CBD, dyrektywy te także postrzegają tworzenie ‘terenów chronionych’ jako sposób na zachowanie bioróżnorodności i zapewnienie możliwości dostarczania różnych korzyści ekosystemowych (ang. *providing a variety of ecosystem services*).

Punktem zwrotnym w zakresie ochrony bioróżnorodności w UE było wydanie Dyrektywy Rady (ang. *Council Directive*) 79/409/EEC dotyczącej ochrony dzikiego ptactwa (zaktualizowanej jako 2009/147/EC) – czyli Dyrektywy Ptasiej (ang. *the Birds Directive*). Bardzo ważna w tym zakresie była także Dyrektywa Habitatowa (Siedliskowa) (*Council Directive 92/43/EEC*) dotycząca ochrony naturalnych siedlisk oraz dzikiej flory i fauny.

Oba te instrumenty przewidują tworzenie systemów ‘terenów chronionych’ jako sposobu osiągnięcia celów związanych z ochroną przyrody. Z mocy Dyrektywy Ptasiej wyróżniane są Obszary Specjalnej Ochrony Ptaków (ang. *the Special Protected Areas (SPAc)*), a z mocy Dyrektywy Siedliskowej Specjalne Obszary Ochrony Siedlisk (ang. *the Special Areas of Conservation (SACs)*). Razem tworzą one sieć Natura 2000, ogólnoeuropejską sieć ‘terenów chronionych’.

Utworzenie sieci Natura 2000 było kamieniem milowym i punktem zwrotnym w historii europejskich ‘terenów chronionych’. Jest to największy system ‘terenów chronionych’ na świecie.

Realizując postanowienia Konwencji CBD, Komisja Europejska przyjęła w 2011 r. nową strategię ochrony bioróżnorodności pod nazwą ‘Nasze ubezpieczenie na życie, nasz kapitał naturalny: europejska strategia ochrony bioróżnorodności do r. 2020’. W strategii tej określono podstawy do osiągnięcia przez UE własnych celów w zakresie ochrony bioróżnorodności, a także sformułowano wizję długofalową oraz cele do osiągnięcia w perspektywie krótkoterminowej.

Przyjęta wizja długofalowa zakładała, że do 2050 r. bioróżnorodność w UE oraz korzyści ekosystemowe, które się z nią wiążą – naturalny kapitał Unii – będą chronione

(ang. *protected*), odpowiednio docenione (ang. *valued*) oraz odbudowane (ang. *restored*), biorąc pod uwagę wartość bioróżnorodności samą w sobie, a także jej zasadniczą rolę w zapewnieniu dobrostanu człowieka oraz w rozwoju gospodarczym, dzięki czemu nie dojdzie do katastrofalnych zmian, jakie mogłaby spowodować utrata bioróżnorodności.

W perspektywie krótkofalowej, tj. do 2020 r. przyjęto, jako cel nadrzędny, zatrzymanie zjawiska utraty bioróżnorodności oraz degradacji funkcji ekosystemowych oraz ich odbudowę tak dalece, jak to możliwe, przy jednoczesnej intensyfikacji wkładu UE w ogólnoswiatowe działania mające na celu niedopuszczenie do globalnego zaniku bioróżnorodności.

Po upływie 9 lat od momentu przyjęcia wspomnianej wyżej strategii Komisja Europejska przyjęła nową jej wersję, obowiązującą tym razem do 2030 r. Głównym hasłem nowej Strategii jest 'Przywracanie przyrody do naszego życia'. Tak, jak to było w przypadku wcześniejszych dokumentów podobnego typu, w przyjętej obecnie wersji główny nacisk jest położony na rozwiązania charakterystyczne dla podejścia 'segregacyjnego', tj. stawia się w niej przede wszystkim na dalszy rozwój sieci 'terenów chronionych'.

Na wstępie autorzy nowej europejskiej Strategii na rzecz Bioróżnorodności 2030 podkreślają szczególnie znaczenie problemu zachowania bioróżnorodności ze społecznego i gospodarczego punktu widzenia. Stwierdzają także, że dotychczasowe działania w tym zakresie (w tym inicjatywy i rozwiązania podejmowane przez poszczególne kraje oraz całą Unię Europejską) nie były wystarczająco skuteczne i zjawisko zaniku i utraty wielu elementów bioróżnorodności postępuje dalej. Z tego względu postulują oni dalszy rozwój przestrzenny sieci 'terenów chronionych' i wskazują, że status 'terenów chronionych' powinno otrzymać co najmniej 30% obszarów lądowych i 30% obszarów morskich w UE. Oznacza to, że w stosunku do stanu obecnego, należałoby objąć ochroną dodatkowo 4% obszarów lądowych i 19% obszarów morskich. Propozycja ta jest kompatybilna z ofertą przygotowaną obecnie na potrzeby ogólnoswiatowego procesu toczącego się w ramach Konwencji o Różnorodności Biologicznej.

Bardzo ważnym elementem nowej Strategii ... jest nakaz (imperatyw) objęcia ochroną ścisłą (ang. *strict protection*) co najmniej jednej trzeciej powierzchni 'terenów chronionych', tj. 10% powierzchni lądowej i 10% obszarów morskich w Unii Europejskiej. Biorąc pod uwagę, że wg autorów nowej Strategii... ochroną ścisłą jest

obecnie objęte 3% powierzchni lądów i 1% obszarów morskich w krajach UE, oznaczałoby to konieczność objęcia ochroną ścisłą dodatkowo 7% powierzchni lądów i 9% obszarów morskich. W tym kontekście autorzy Strategii na rzecz Bioróżnorodności 2030 zwracają szczególną uwagę na potrzebę objęcia ścisłą ochroną wszystkich pozostałości lasów pierwotnych i starodrzewów, jakie jeszcze zachowały się w krajach Unii Europejskiej. Potrzebę tą motywują tym, że są to najbogatsze ekosystemy leśne (ang. *richest forest ecosystems*) oraz tym, że w ekosystemach tych skumulowane są znaczne ilości węgla, co ma duże znaczenie z punktu widzenia ochrony klimatu.

3. Ochrona ścisła jako naczelną zasadą postępowania i metoda zachowania różnorodności biologicznej oraz innych wartości związanych z ‘terenami chronionymi’

3.1. Uwagi wstępne

Biorąc pod uwagę to, jak wielkie znaczenie w nowej europejskiej Strategii na rzecz Bioróżnorodności 2030 przypisuje się ochronie ścisłej, w dalszej części niniejszego opracowania podjęto próbę oceny skuteczności opartego o nią podejścia z punktu widzenia zachowania walorów przyrodniczych i innych wartości obszarów objętych tą formą ochrony. Przedstawione w tym rozdziale przykłady reprezentują przypadki, w których ochrona ścisła była stosowana na wystarczająco dużym obszarze i wystarczająco długo, aby taka ocena mogła być dostatecznie wiarygodna.

W większości krajów europejskich zakres stosowania ochrony ścisłej w odniesieniu do ekosystemów leśnych był, przynajmniej jeszcze do niedawna, mocno ograniczony (por. np. Bücking 2007). Z tego względu dotychczasowe praktyczne doświadczenia z tego zakresu w warunkach europejskich są raczej skromne. Natomiast ochrona ścisła jako główna zasada funkcjonowania ‘terenów chronionych’ była i jest stosowana na znacznie większą skalę w Stanach Zjednoczonych Ameryki Północnej. Dzięki temu można dzisiaj ocenić, czy i w jakim stopniu koncepcja ochrony ścisłej sprawdza się jako metoda postępowania we wszystkich tych przypadkach, w których celem jest trwałe zachowanie różnych wartości i walorów związanych z określonymi terenami, ze szczególnym uwzględnieniem problemu trwałego zachowania różnorodności biologicznej tych terenów.

W Stanach Zjednoczonych, jedną z podstawowych form ochrony przyrody, których funkcjonowanie oparte jest o zasadę ścisłej ochrony danego terenu, są tzw. obszary dzikiej przyrody (ang. *wilderness areas*). Obszary te tworzone są w oparciu o ustawę o nazwie *Wilderness Act* z 1964 r. Zgodnie z tą ustawą, obszary dzikiej przyrody, w odróżnieniu od terenów zamieszkałych i użytkowanych przez ludzi, charakteryzują się tym, że przyroda rządzi się tam własnymi prawami. Celem tworzenia takich obszarów jest zachowanie ich pierwotnego charakteru (zapewnienie ich nieskrępowanego (ang. *untrammelled*) funkcjonowania i rozwoju). Człowiek może być tam tylko gościem. Zamieszkiwanie takich terenów przez ludzi jest niedopuszczalne. Dopuszcza się jedynie ograniczone wykorzystanie do celów turystyczno-rekreacyjnych (brak infrastruktury drogowej i turystycznej). W Stanach przyjęto, że minimalna wielkość takich obszarów powinna wynosić 2000 ha. Do 2016 r. powstało 765 takich obszarów tworzących Narodowy System Zachowania Obszarów Dzikiej Przyrody (ang. *National Wilderness Preservation System*). Łączna powierzchnia tych obiektów wynosiła 441,632.05 km², tj. ok. 44 mln ha (dane na 2016 r.), co odpowiadało 5% powierzchni Stanów Zjednoczonych. Obszary te były zarządzane przez 4 agencje rządowe: *United States Forest Service* (Służba Leśna Stanów Zjednoczonych), *United States National Park Service* (Służba Parków Narodowych), *United States Bureau of Land Management* (Biuro Gospodarki Przestrzennej), *United States Fish and Wildlife Service* (Służba Rybacka i Przyrodnicza).

Dużo informacji dotyczących praktycznych doświadczeń i problemów występujących w przypadku funkcjonowania różnego rodzaju obiektów objętych ochroną ścisłą w Stanach Zjednoczonych i nie tylko zawiera zbiorcze opracowanie pod redakcją Cole'a i Young (2010). Szczególnie warty uwagi jest pierwszy rozdział tego opracowania, autorstwa wspomnianych tu badaczy, w syntetyczny sposób przedstawiający współczesne dylematy dotyczące zarządzania obszarami dzikiej przyrody (ang. *wilderness areas*) i parkami narodowymi. Zarówno parki narodowe, jak i obszary dzikiej przyrody stanowią ważną część przyrodniczego i kulturowego dziedzictwa Ameryki. Tym niemniej, okazuje się, że obecnie wiele parków narodowych i obszarów dzikiego życia, mających wielką wartość symboliczną i oddziaływujących mocno na wyobraźnię tak wielu osób, stoi dzisiaj przed wieloma wyzwaniami i licznymi zagrożeniami.

Zagrożeń tych jest bardzo wiele, ich źródłem są antropogenicznie uwarunkowane zmiany klimatu, obce gatunki inwazyjne, przemysłowe

zanieczyszczenia atmosfery, wód i gleb, fragmentacja siedlisk. Okazuje się, że wszystkie te czynniki bezpośrednio zagrażają wartościom chronionym w ramach parków i obszarów dzikiego życia i prowadzą do poważnych pytań o to, jakie są konsekwencje tego faktu z punktu widzenia możliwości trwałego zachowania chronionego w ich ramach dziedzictwa przyrodniczego.

Aby zilustrować ten problem, cytowani tu autorzy opisali sytuację w kilku reprezentatywnych obiektach, w których zasada ochrony naturalnych procesów (tj. zasada ścisłej ochrony) została w swoim czasie przyjęta jako naczelną podstawą postępowania.

3.2. Przykłady

Przykład 1. Pomnik Narodowy Bandelier

Pierwszym z przykładów szczegółowo omówionych przez Cole'a i Yung (2010) jest Pomnik Narodowy Bandelier (ang. *Bandelier National Monument*), położony w pobliżu miasta Santa Fe w stanie Nowy Meksyk. Jest to jeden z najstarszych obiektów wchodzących w skład amerykańskiego Systemu Parków Narodowych (ang. *National Park System*). Powstał on w 1916 r. W 1976 r. większość terenu wchodzącego w skład tego obiektu (ok. 9200 ha) otrzymała status obszaru dzikiej przyrody (ang. *wilderness area*). Teren ten w przeszłości zamieszkiwany był przez plemiona Pueblo, które żyły tu szczególnie licznie w okresie od XII do XVI w. Z tego okresu pozostały liczne pamiątki kultury materialnej. Jak podkreślają Cole i Yung (2010), omawiany obiekt ma bardzo dużą wartość duchową, przyrodniczą i historyczną dla społeczeństwa amerykańskiego. Są jednak także problemy. Okazało się, że w ostatnim czasie, warunki środowiskowe, szczególnie na obszarach okupowanych przez roślinność typu *piñon-juniper*, mających status 'wilderness', bardzo się pogorszyły. Doszło do zaniku roślinności zielnej oraz ściółki na znacznych obszarach, co spowodowało silną erozję wodną gleby, powodowaną przez ulewne deszcze monsunowe. Gleby występujące na tym ściśle chronionym terenie, które rozwijały się przez tysiące lat, są wymywane w szybkim tempie, razem z artefaktami historycznymi, które się w nich znajdują. Jak wykazały przeprowadzone badania, powodem zaniku pokrywy zielnej był intensywny wypas prowadzony w latach 1880-1932 oraz, bardziej współcześnie, wzrost zagęszczenia i

stopnia zwarcia drzew w zbiorowiskach typu *piñon-juniper*. Wcześniej, rozwój tych drzew był hamowany przez częste, rozległe, powierzchniowe pożary.

Ponieważ wypas oraz ochrona przeciwpożarowa spowodowały problemy w Bandelier, mogłoby się wydawać, że rozwiązanie powinno polegać na wyeliminowaniu wypasu oraz zaprzestaniu ochrony p. pożarowej. Niestety, tak, jak w przypadku wielu innych 'terenów chronionych' przekroczone zostały pewne ekologiczne wartości progowe i powrót do przeszłego stanu stał się bardzo problematyczny. Ekosystem zmienił się do tego stopnia, że pozostawienie go samemu sobie, aby sam się odbudował, nie rozwiązuje sytuacji. Wg ekologów pracujących na tym terenie, rozwiązaniem jest nie mniej, lecz więcej interwencji (ang. *intervention*) ze strony człowieka. Okazało się, że pasowe wycinanie drzew na dużych połaciach terenu sprzyja odbudowie bardziej zwartej pokrywy rodzimych ziół i traw, co z kolei ogranicza niekorzystne zjawiska erozyjne i utratę kulturowych artefaktów. Stwierdzono także, że zabieg ten bezpośrednio ogranicza konkurencję drzew z roślinami zielnymi o skąpe zasoby wody i składników pokarmowych, a także że zastosowanie pozostałości zrębowych na odsłoniętych fragmentach powierzchni w znacznym stopniu ogranicza spływ wody powierzchniowej i łagodzi trudne warunki mikrosiedliskowe panujące na powierzchni gruntu, bezpośrednio wpływając na polepszenie dostępności wody dla roślin zielnych. Po wielu latach badań, eksperymentów oraz starannej ocenie wszystkich za i przeciw, na terenie Bandelier zdecydowano się wykonywać zabiegi pod szyldem 'ekologicznej odbudowy (ang. *ecological restoration*)' obejmujące duże fragmenty obiektu objęte wcześniej statusem '*wilderness*', który z założenia powinien oznaczać brak jakiegokolwiek działalności człowieka.

Jak piszą Cole i Yung (2010), wycinanie drzew sprawdza się jako metoda rozwiązania problemu degradacji środowiska na terenie Bandelier (ang. *forest thinning may be solution to environmental degradation*), podkreślają jednak, że dzieje się to na obszarze, który z założenia miał być 'pozostawiony sam sobie'. Przypominają także, że dokładnie taki sposób myślenia reprezentował np. Howard Zahniser (1963; cyt. za Cole i Yung (2010)), główny architekt Ustawy o Obszarach Dzikiej Przyrody (ang. *The Wilderness Act*) i autor znanego powiedzenia, że tam, gdzie chodzi o obszary dzikiej przyrody, ludzie powinni być strażnikami, a nie ogrodnikami (ang. *we should be guardians, not gardeners*).

Przykład 2. Saint Mary's Wilderness

Następny przykład przedstawiony przez Cole'a i Yung (2010) to kolejny ściśle chroniony (w założeniach) obiekt położony na drugim krańcu kontynentu, w stanie Wirginia, funkcjonujący pod nazwą *Saint Mary's Wilderness* (pow. ok. 2800 ha). Kiedyś była to jedna z najlepiej zachowanych zlewni (ang. *pristine watershed*) regionu, tym niemniej, wieloletni monitoring ujawnił, że doszło w niej do poważnej degradacji środowiska (ang. *environmental degradation*). Mimo ścisłej ochrony pod koniec lat 1990-tych pH wody w rzece Świętej Marii spadło z historycznego poziomu ok. 6,8 do ok. 4,0-5,6, co oznaczało ponad 100-krotny wzrost kwasowości. To z kolei spowodowało, że różnorodność wodnych makrobezkręgowców – podstawy lokalnych łańcuchów pokarmowych – spadła o 38%. Liczba odżywiających się nimi gatunków ryb zmalała z dwunastu do trzech, z których dwa przestały się skutecznie rozmnażać przez szereg lat. Cole i Young (2010) sugerują, że winowajcą były w tym przypadku zanieczyszczenia powietrza w postaci związków siarki i azotu. W 1999 r. służby zarządzające tym terenem zareagowały w ten sposób, że użyły helikoptera do zrzucenia 140 ton wapiennego piasku w 6 różnych lokalizacjach w obrębie obszaru mającego status *wilderness*, w pobliżu głównej rzeki zlewni oraz jej dopływów. W ciągu 200 dni pH wzrosło do poziomu 6,5, co spowodowało, że zróżnicowanie makrobezkręgowców i zagęszczenie ryb bardzo się zwiększyło.

Jak zauważają Cole i Yung (2010), trzeba postawić pytanie o to, czy przeprowadzona interwencja była sukcesem. Z wielu punktów widzenia można powiedzieć, że tak. Ale podobnie, jak w przypadku Bandelier, trzeba zapytać, czy cel uświęca środki. Czy więcej interwencji ze strony człowieka powoduje, że rzeczy mają się lepiej czy gorzej? Czy z dwóch złych rzeczy może powstać jedna dobra? Ponadto, w tym przypadku, podjęte działanie nie dotyczyło źródła problemu, jakim były zanieczyszczenia powietrza. Działanie to dotyczyło objawów w nadziei, że kiedyś zostanie znalezione bardziej trwałe rozwiązanie. Poza tym sukces był tylko czasowy i 6 lat później zabieg ten trzeba było powtórzyć ponownie.

Przykład 3. Big Gum Swamp Wilderness

Big Gum Swamp Wilderness położony jest w północnej Florydzie. W czasach historycznych teren ten często doświadczał pożarów, które obejmowały zbiorowiska

lokalnych gatunków sosen oraz roślinności trawiastej typu *wiregrass* co 3 do 5 lat. Pożary rzadko powstawały bezpośrednio na terenie tego względnie małego obiektu (ok. 5500 ha). Tym niemniej, częstość pożarów była wysoka, ponieważ w przeszłości ogarniały one duże obszary niezamieszkałych i nie pofragmentowanych krajobrazów północnej Florydy i docierały również na ten teren, który obecnie ma status *wilderness*. Ogólny wzrost zaludnienia i osadnictwa spowodował jego izolację i odcięcie od historycznych źródeł zaburzeń. Pożary dzisiaj występują tu rzadko. W rezultacie, skład gatunkowy i struktura roślinności bardzo się zmieniła, nastąpiło nagromadzenie materiałów palnych i wzrost niebezpieczeństwa wystąpienia dużego pożaru, który miałby potencjalnie katastrofalne następstwa dla całego terenu. Biorąc to pod uwagę, administracja tego obiektu zdecydowała się na podjęcie działań naśladowujących naturalny reżim ognia, celowo inicjując co kilka lat pożary, mimo, że ma on oficjalnie status *wilderness*, gdzie przyroda powinna się 'rządzić swoimi prawami'.

Przykład 4. Sosna *Pinus albicaulis* i Glacier National Park

W niektórych przypadkach, potrzebna jest interwencja ze strony człowieka na bardzo dużych obszarach. Jako przykład, Cole i Yung (2010) podają przypadek sosny *Pinus albicaulis*. Sosna ta była kiedyś głównym gatunkiem drzewa w wyższej części regła górnego w wielu parkach i obszarach *wilderness* w zachodniej części kontynentu amerykańskiego. W ostatnim czasie populacja tego gatunku została zdziesiątkowana na całym obszarze jego występowania przez *white pine blister rust* (rodzaj rdzy), obcy gatunek grzyba, który został tam wprowadzony w 1910 r. Do zaniku populacji *Pinus albicaulis* przyczynił się także chrząszcz *mountain pine beetle*. Rdza i chrząszcz zabiły razem 50% drzew, w tym na terenie parków narodowych, takich, jak *Glacier National Park*. Intensywne zamieranie populacji *Pinus albicaulis* poważnie zagraża niedźwiedziowi grizzly, w którego diecie nasiona tej sosny odgrywają ważną rolę. Na proces ustępowania sosny wpływa też fakt wyeliminowania pożarów, co skutkuje zastępowaniem jej przez bardziej cienioznośne gatunki drzew. Ale obecnie nawet przywrócenie pożarów nie wystarcza, ponieważ zdziesiątkowane drzewostany nie produkują wystarczającej ilości nasion, która umożliwiłaby naturalne odnowienie. Potencjalne rozwiązania tego problemu obejmują hodowlę drzew odpornych na rdzę, sadzenie młodych drzewek, wycinanie drzew w celu stworzenia bardziej zróżnicowanej i odpornej struktury wiekowej oraz stosowanie kontrolowanych pożarów. Jak sugerują

Cole i Yung (2010), działaniami takimi należałoby obejmować rozległe fragmenty obszarów chronionych w ramach parków narodowych i obszarów dzikiej przyrody (ang. *wilderness*).

Przykład 5. Grand Canion National Park

Inny przykład omówiony przez Cole'a i Yung (2010) to introdukowany gatunek tamaryszka, który opanował brzegi rzeki Kolorado w *Grand Canion National Park*. Wydawałoby się, że oczywistym rozwiązaniem powinno być wyeliminowanie tamaryszka i odbudowa naturalnego ekosystemu. Okazuje się jednak, że zarośla tamaryszka stały się preferowanym, ważnym środowiskiem dla zagrożonych gatunków ptaków (*Vireo bellii* oraz *Empidonax traillii extimus*), które utraciły większość swoich oryginalnych biotopów w wyniku intensywnego rozwoju południowo-zachodnich stanów. Autorzy stawiają pytanie: co jest w tym wypadku ważniejsze: ryzyko wymarcia gatunku czy odbudowa poprzedniego stanu brzegów rzeki?

Przykład 6. Park Narodowy Krugera

W wielu obszarach dzikiej przyrody i parkach narodowych występują podobne dylematy dotyczące zarządzania. W Parku Narodowym Krugera, w Płd. Afryce, dynamicznie rozwijające się populacje słońi, ograniczone do granic parku, zamieniają tereny zadrzewione w obszary bezleśne, co zmusza administrację parku do planowania i wykonywania odstrzałów redukcyjnych.

Przykład 7. Joshua Tree National Park

Jak podkreślają Cole i Yung (2010) proces zrozumienia, że na danym 'terenie chronionym' sytuacja rozwija się w złym kierunku, trwa z reguły długo, a jeszcze dłużej trwa, zanim podjęte zostaną odpowiednie działania zapobiegawcze. Działania takie są trudne, ponieważ wywołują wątpliwości natury etycznej, oraz wymagają często decyzji o charakterze politycznym, w oparciu o przyjęty system wartości. Czy administracja parków i obszarów dzikiej przyrody powinna ingerować w naturalne procesy biologiczne i fizyczne zachodzące na tych obszarach czy też nie? Jeżeli tak, to pod jakimi warunkami i jak? Jakie konkretne działania wchodzi w grę?

Dobrym przykładem ilustrującym te dylematy jest sytuacja w kolejnym amerykańskim parku narodowym - *Joshua Tree National Park*. Cole i Yung (2010) zauważają, że jeżeli przewidywania dotyczące prawdopodobnych konsekwencji zmian klimatycznych nie są nadmiernie przesadne, to może się okazać, że mający wielką wartość symboliczną i przyrodniczą gatunek o nazwie drzewo Jozuego (*Yucca brevifolia*), w celu ochrony którego ten park został utworzony, nie będzie w stanie w nim przeżyć bez pomocy człowieka. Cole i Yung (2010) stawiają w związku z tym pytanie o to, co z tego faktu wynika dla celów parku oraz jakie są możliwe działania? Czy Park powinien się przenieść w odpowiedzi na zmianę występowania chronionego przez siebie gatunku drzewa? Czy drzewa tego gatunku będą w stanie skutecznie migrować? Czy park powinien pomagać już dzisiaj w zabezpieczeniu przyszłego istnienia drzew Jozuego na terenach poza jego granicami? Jakie będą cele ochronne parku, jeśli straci on swój kultowy i specyficzny element botaniczny?

Przykład 8. Lasy Pacific Northwest

Poza przykładami omówionymi przez Cole'a i Yung (2010), w literaturze przedmiotu można znaleźć opisy wielu innych, analogicznych sytuacji. W kontekście tak mocno podkreślanej w unijnej Strategii na rzecz Bioróżnorodności 2030 koncepcji ochrony ścisłej jako metody postępowania mającego na celu zachowanie pełnego bogactwa przyrodniczego lasów bardzo interesujący i pouczający jest też przykład dotyczący unikalnych lasów występujących w północno-zachodniej części Stanów Zjednoczonych (ang. *Pacific Northwest* – Wybrzeże Północno-Zachodnie). Kilkadziesiąt lat temu, wielkim orędownikiem ścisłej ochrony tych lasów był prof. Jerry Franklin, światowy autorytet naukowy z zakresu ekologii lasu i ochrony przyrody (Cornwall 2017). W 1991 r. J. Franklin, wówczas profesor w *University of Washington*, na prośbę Kongresu, przygotował, wspólnie z trzema innymi wybitnymi naukowcami, ogólny plan ochrony starodrzewów występujących w lasach federalnych w Washingtonie, Oregonie i północnej Kalifornii. Plan ten stał się podstawą finalnego *Northwest Forest Plan* podpisanego w 1994 r. przez ówczesnego prezydenta Billa Clintona. Plan ten miał rewolucyjny charakter. Wstrzymał on praktycznie użytkowanie starodrzewów występujących w lasach federalnych – zdefiniowanych jako drzewostany zawierające drzewa starsze niż 180 lat. Zgodnie z tym planem ochroną objęto dodatkowo także 4 miliony hektarów mieszanych starodrzewów i terenów, na których wcześniej

prowadzone były cięcia. Ilość pozyskania drewna w lasach federalnych na tym terenie spadła z blisko 12 milionów metrów sześciennych rocznie w późnych latach 80-tych do 1/10 tej wielkości obecnie. W efekcie, wiele zakładów przetwarzających drewno upadło.

Ale jeszcze przed wdrożeniem tego planu w życie, prof. J. Franklin rozpoczął inne badania, które z czasem doprowadziły go do zakwestionowania ustaleń przyjętych w zaproponowanym przez niego samym planie (ang. *led him to question some of its management approaches*). Badania te zlokalizowane były na terenie kompletnie zniszczonym w wyniku wybuchu wulkanu Mount St. Helens w 1980 r. Okazało się, że po kilkudziesięciu latach od tego wydarzenia, tereny te pokryły się bardzo bujną roślinnością, przyciągającą liczne owady, ptaki, płazy i ssaki. Tego typu obserwacje skłoniły Franklina do przyznania, że, podobnie jak wielu innych ekologów zajmujących się lasami, nie doceniał on wcześniej roli wczesnych stadiów sukcesyjnych, traktując je jako coś, co trzeba ignorować lub zalesić tak szybko, jak to możliwe. Obecnie zrozumiał on, że z punktu widzenia ochrony bioróżnorodności powierzchnie otwarte w lasach są absolutnie kluczowe. Okazuje się, że nie tylko on. Jak zauważa inny wybitny amerykański ekolog lasu, Tom Spies, pracujący dla Lasów Federalnych na uczelni w Corvallis i prowadzący badania w lasach występujących na Północno-Zachodnim Wybrzeżu, obecnie pojęcie ‘stadiów przejściowych’ (ang. *seral stages*) stało się bardzo modnym hasłem wśród wielu naukowców zajmujących się lasami. Hasło to pełni teraz taką rolę jak modne w latach 90-tych pojęcie ‘starodrzewów’. Jednym z powodów popularności tego hasła jest fakt, że stadia przejściowe (seralne) stały się obecnie bardzo rzadkie. Z przeprowadzonych w 2002 r. badań wynikało, że kiedyś naturalne siedliska związane ze wczesnymi stadiami sukcesji zajmowały 20% powierzchni lasów występujących blisko wybrzeża w stanie Oregon. Pod koniec XX w. ich udział zmalał do 2% (częściej występują tzw. ‘proste’ siedliska związane z wczesnymi etapami sukcesji – tereny wylesione lub pokryte młodymi drzewostanami iglastymi). W 2011 r. grupa prominentnych ekspertów leśnych, w tym Franklin, napisała pracę mającą na celu zwrócenie uwagi na lasy reprezentujące wczesne stadia sukcesji, w której nazwali takie lasy ‘zapomnianym etapem’ (ang. *forgotten stage*). Wzywali w niej też do ostrożności w przypadku wycinania i odnowienia lasów zniszczonych przez pożary, argumentując, że cechujący się zróżnicowaną strukturą, zaburzony, porośnięty krzewami ekosystem powinien pozostać bez ingerencji.

Tym niemniej, jakkolwiek wśród naukowców amerykańskich istnieje duża zgoda co do tego, że stadia wczesnosukcesyjne są potrzebne, to nadal toczy się dyskusja, jak należałoby w lesie postępować, aby spróbować je stworzyć. Franklin i jego współpracownik Johnson doszli do wniosku, że pozyskanie drewna w lasach (ang. *logging*) stanowi cenne narzędzie, przy pomocy którego można stworzyć odpowiednie powierzchnie, szczególnie w lasach występujących na Północno-Zachodnim Wybrzeżu, gdzie dominują mocno zwarte, sztucznie odnowione drzewostany daglezwowe. Jak podkreśla będący obecnie zwolennikiem aktywnego podejścia (ang. *hands on*) Franklin, naturalne czynniki, promujące powstawanie siedlisk wczesnosukcesyjnych, takie, jak huraganowe wiatry i pożary, występują w tym regionie zbyt rzadko. Ponadto, cięcia przyniosą dodatkowe korzyści (ang. *a side benefit*), pomagając ciężko dotkniętemu (wprowadzonymi wcześniej ograniczeniami) przemysłowi drzewnemu. Z tych powodów rekomenduje on teraz rozwiązanie pozwalające na tworzenie seralnych biotopów (ang. *seral habitat*), które polegałoby na wycięciu 2/3 drzew z danej powierzchni manipulacyjnej (ang. *tract*) i pozostawieniu jej do naturalnego odnowienia.

W 2013 r., gdy Franklin oraz Johnson zaczęli wprowadzać swoje nowe idee w życie, dyskusja na ten temat przybrała na intensywności. Gdy w ramach eksperymentu, w uzgodnieniu z Biurem Gospodarki Przestrzennej (BLM), zarządcą terenu, podjęli oni próbę wycięcia drzew na niedużej powierzchni w pobliżu Roseburga w stanie Oregon, protestujący aktywiści całymi miesiącami koczowali w koronach największych, wiekowych drzew, próbując zablokować ten projekt. Dwa lata później sąd federalny przyznał im rację, argumentując, że BLM nie określiło w pełni skutków środowiskowych tego projektu.

Kilka lat od tego wydarzenia, widok wyciętego obszaru leśnego stanowił jednak dla Franklina dowód na słuszność jego koncepcji. Poręba pokryła się bujną roślinnością, liczne były ślady zwierząt (w tym niedźwiedzi). Jego ocena przeprowadzonego eksperymentu była pozytywna, mimo, że nie wszystko zostało wykonane zgodnie z jego zaleceniami. Przykładowo, po cięciu pozostało 15% drzew (a nie 1/3, jak zakładał jego plan). Ponadto, przedstawiciele BLM nalegali, aby wyciętą powierzchnię odnowić daglezwą, w obawie, że odnowienie naturalne będzie przebiegać zbyt wolno z punktu widzenia możliwości pozyskania drewna w przyszłości. Jako ukłon w stronę Franklina, agencja posadziła natomiast drzewa w o połowę mniejszym zagęszczeniu niż zwykle.

Mimo to, dla Franklina wynik netto tego projektu był zwycięstwem. Jego celem stało się rozpropagowanie tej idei na znacznie większą skalę. W 2016 r. BLM

przedstawiło nowe plany zakładające działania na powierzchni 1 mln hektarów lasów w Oregonie, reklamując te działania jako realizację idei Franklina. Senator Ron Wyden przeforsował, korzystając z pomocy Franklina i Johnsona, rozwiązania prawne, dzięki którym wskaźniki pozyskania drewna na tym terenie zwiększyły się dwukrotnie.

Idee Franklina dotarły też na inne kontynenty. Wg Sue Baker, specjalistki z zakresu ekologii lasu w Australii, zalecenia Franklina odnośnie cięć o charakterze płatowym, określanym mianem *variable retention harvest* znalazły zastosowanie w krajach skandynawskich, w Argentynie i Australii.

Obecnie, Franklin angażuje się na innym ważnym polu: rewizji gigantycznego *Northwest Forest Plan*. Po prawie dwudziestu pięciu latach, jakie upłynęły od momentu, gdy pomógł on w narodzinach tego planu, on i inni naukowcy pracujący na zlecenie rządu federalnego są teraz na etapie re-ewaluacji wyników badań, stanowiącym pierwszy krok w kierunku zmiany tego planu. Jeżeli im się uda, działania agencji federalnych doprowadzą do tego, że powstanie więcej seralnych biotopów dzięki wycięciu setek tysięcy hektarów gęstych lasów powstałych po zrębach zupełnych i pozostawieniu ich do naturalnej sukcesji.

Przykład 9. Park Narodowy Podyje w Republice Czeskiej.

Przykłady, że ochrona ścisła może prowadzić do utraty wielu walorów terenów objętych tą formą ochrony, w tym ich walorów przyrodniczych i cennych elementów bioróżnorodności leśnej można też znaleźć bliżej naszego kraju. M.in. problemem wpływu ochrony ścisłej (ang. *minimal intervention approach*) na bioróżnorodność ‘terenów chronionych’ zajęli się Sebek i in. (2015), na przykładzie Parku Narodowego Podyje w Republice Czeskiej. Omawiany przez tych autorów przypadek bardzo dobrze koresponduje z tym, który został przedstawiony w poprzednim punkcie.

Na wstępie cytowani tu autorzy stwierdzają, że zahamowanie obserwowanego obecnie zaniku wielu elementów leśnej bioróżnorodności w Europie wymaga zastosowania efektywnych strategii postępowania w przypadku leśnych ‘terenów chronionych’. Obecnie, w przypadku takich terenów przeważa obecnie podejście oparte na zasadzie minimalnej interwencji, co w praktyce sprowadza się do ochrony naturalnych procesów. Jak zauważają Sebek i in. (2015), podejście to często prowadzi do zaniku lasów o bardziej otwartym charakterze (ang. *open forests*) i ekspansji zbiorowisk leśnych cechujących się silnym zwarciem i ocienieniem (ang. *closed-canopy*

forests). Z tego względu w swojej pracy podjęli oni próbę określenia bardziej efektywnych strategii postępowania w przypadku lasów chronionych, poprzez porównanie podejścia opartego na zasadzie minimalnej interwencji (ang. *hands-off*, czyli ‘ręce precz’) z podejściem polegającym na aktywnych działaniach mających na celu promowanie i zachowanie bioróżnorodności.

Obiektem zainteresowania i badań tych autorów były lasy mieszane z dominacją dębu, występujące w Parku Narodowym Podyje w Republice Czeskiej. Lasy te były wcześniej zagospodarowane, a począwszy od lat 50-tych pozostawiono je do naturalnej sukcesji (objęto ochroną ścisłą), co z czasem doprowadziło do ich znacznego zubożenia przyrodniczego.

Obecnie, w celu przeciwdziałania tym niekorzystnym zmianom, podjęto decyzję o założeniu w zwartych drzewostanach objętych ochroną ścisłą, zajmujących centralną część Parku (ang. *core zone of the Park*) dwunastu eksperymentalnych powierzchni zrębowych o wym. 40 m x 40 m (16 arów). Sześć z tych powierzchni stykało się z brzegiem lasu oraz z otwartymi łąkami, natomiast pozostałych sześć było odizolowanych od powierzchni otwartych pasami zwartego drzewostanu. Aby ocenić która strategia, czy ta oparta na zasadzie minimalnej interwencji, czy też ta, która zakłada aktywne działania, jest lepsza z punktu widzenia ochrony lasów (ang. *to protect forests*), autorzy porównali bogactwo i skład gatunkowy owadów, gadów, ptaków i roślin naczyniowych na sztucznie utworzonych powierzchniach zrębowych oraz w czterech środowiskach, pełniących rolę układu odniesienia, w tym w zwartym drzewostanie, na brzegu lasu, w lesie o luźnym zwarcie oraz na łące, po roku od wykonania zabiegu.

Okazało się, że w porównaniu ze zwartymi drzewostanami, powierzchnie zrębowe odznaczały się wyższym bogactwem gatunkowym motyli, chrząszczy saproksylicznych i chrząszczy typu *floricolous*, gadów oraz roślin naczyniowych, a także niższym bogactwem motyli nocnych i chrząszczy epigeicznych oraz podobnym bogactwem gatunkowym ptaków. W przypadku większości analizowanych grup organizmów, skład gatunkowy na powierzchniach zrębowych różnił się od tego, jaki cechował zwarte drzewostany, a nawet brzeg lasu, co sugerowało, że to ostatnie środowisko nie wystarczy, żeby ochronić gatunki związane z powierzchniami otwartymi w lasach (ang. *open woodland species*). Bogactwo gatunkowe odizolowanych powierzchni zrębowych było generalnie mniejsze od tego, jakie cechowało powierzchnie mające bezpośredni kontakt z terenami otwartymi. Poza tym,

w składzie gatunkowym biocenoz, które w nich występowały, było więcej gatunków związanych ze zwartymi drzewostanami. Większość gatunków zagrożonych występowała na sztucznie utworzonych powierzchniach zrębowych oraz w drzewostanach o luźnym zwarciu. W drzewostanach zwartych oraz w zbiorowiskach łąkowych takich gatunków było niewiele.

W podsumowaniu Sebek i in. (2015) stwierdzają, że tworzenie sztucznych powierzchni zrębowych w zwartych drzewostanach ma pozytywny wpływ na ogólne bogactwo gatunkowe i występowanie gatunków zagrożonych we wszystkich reprezentatywnych grupach organizmów leśnych. Na tej podstawie wyciągają wniosek, że cięcia zupełne (stanowiące zaprzeczenie idei ochrony ścisłej) stosowane w celu utworzenia powierzchni otwartych stanowią cenne narzędzie w ochronie bioróżnorodności związanej z lasami strefy umiarkowanej. Uzyskane w pracy wyniki wskazywały także na znaczenie zachowania ciągłości istnienia środowisk otwartych w krajobrazie leśnym. Kontynuacja badań na powierzchniach zrębowych jest potrzebna, aby móc ocenić długofalowy efekt takich działań, tj. żeby sprawdzić, jakie są zmiany biocenozy w miarę zaawansowania sukcesji lub ewentualnie, w jakim stopniu hamowanie sukcesji poprzez kolejne powtarzanie cięć może pomóc w utrzymaniu wysokiego zróżnicowania zbiorowisk roślinnych i ugrupowań zwierząt.

Przykład 10. Lasy bukowe w Niemczech

Wpływ zrębowego (rębnia częściowa) i przerębowego (rębnia przerębowa) sposobu zagospodarowania lasu na zróżnicowanie (oceniane w skali regionalnej) różnych grup taksonomicznych organizmów leśnych występujących w lasach bukowych porównali Schall i in. (2018). Autorzy zauważają, że w przypadku lasów zagospodarowanych strefy umiarkowanej wielu specjalistów od ochrony przyrody i polityków preferuje przerębowy sposób zagospodarowania (wykorzystujący cięcia jednostkowe i grupowe), jako bardziej zbliżony do 'natury', kosztem tradycyjnego, zrębowego sposobu zagospodarowania, w którym cięcia odnowieniowe obejmują jednorazowo stosunkowo duże powierzchnie leśne i który faworyzuje powstawanie drzewostanów o małym zróżnicowaniu wiekowym. Jak podkreślają Schall i in. (2018), jak dotąd brakuje jednak empirycznych danych, które świadczyłyby o tym, że bogactwo przyrodnicze drzewostanów zagospodarowanych sposobem przerębowym jest wyższe niż drzewostanów zagospodarowanych zrębowo. Z tego względu w swojej (pionierskiej

pod tym względem) pracy podjęli oni próbę zbadania, jak różne sposoby zagospodarowania lasu wpływają na różnorodność biologiczną taksonów występujących w nadziemnej i podziemnej części ekosystemu leśnego, z uwzględnieniem różnych skal przestrzennych. Zakres badań objął 15 różnych grup taksonomicznych zwierząt, roślin, grzybów oraz bakterii, reprezentujących różne grupy funkcjonalne. Badania zrealizowano w regionie zwartego występowania lasów bukowych w Niemczech. Od ponad 100 lat poszczególne drzewostany bukowe występujące na terenie badań są zagospodarowane w różny sposób (część sposobem zrębowym, a część sposobem przerębowym), a przy tym cechują się one podobnym rozmieszczeniem oraz zbliżonymi warunkami klimatycznymi i glebowymi. Dwie kategorie lasów zagospodarowanych zostały porównane między sobą, a także z lasami pobliskiego parku narodowego, które zostały wyłączone z użytkowania od co najmniej 20 lat. W celu porównania tych trzech kategorii między sobą pod względem całkowitej różnorodności (γ), dla poszczególnych taksonów skonstruowano krzywe akumulacji różnorodności (ang. *diversity accumulation curves*), z uwzględnieniem tzw. liczb Hilla: 0D (bogactwo gatunkowe), 1D (różnorodność Shannona) i 2D (różnorodność Simpsona). Oszacowano także różnorodność typu β , której miarą było wzajemne niepodobieństwo poszczególnych powierzchni próbnych między sobą. Uzyskane wyniki wskazywały, że różnorodność γ była większa w przypadku zrębowego sposobu zagospodarowania lasu niż w przypadku lasów zagospodarowanych sposobem przerębowym, w przypadku co najmniej jednej z trzech liczb Hilla dla sześciu grup taksonów (do 77%), podczas gdy w przypadku ośmiu innych grup różnice nie były istotne. Jediną grupą, w przypadku której wystąpił odmienny trend (większa różnorodność w lasach zagospodarowanych przerębowo), były bakterie. Wyższą różnorodność γ w lasach zagospodarowanych sposobem zrębowym stwierdzono także w przypadku wyspecjalizowanych gatunków leśnych (ang. *forest specialists*) oraz chrząszczy saproksylicznych. Różnorodność typu β (będąca miarą zróżnicowania pomiędzy powierzchniami próbnymi, reprezentującymi poszczególne drzewostany, wchodzące w skład danego wariantu eksperymentalnego) była większa w przypadku lasów zagospodarowanych zrębowo dla 1/3 wszystkich taksonów oraz dla połowy wyspecjalizowanych gatunków leśnych. Na ten wynik wpłynął fakt dużego zróżnicowania warunków środowiskowych panujących w drzewostanach zagospodarowanych sposobem zrębowym (reprezentujących różne klasy wieku). Natomiast różnorodność α nie wykazywała istotnych różnic, zarówno jeśli chodzi o wszystkie taksony, jak i wyspecjalizowane gatunki leśne.

W podsumowaniu Autorzy stwierdzili, że z porównania drzewostanów bukowych występujących w Europie Środkowej, zagospodarowanych sposobem zrębowym i przerębowym wynika, że mozaika drzewostanów reprezentujących różne klasy wieku (typowa dla lasów zagospodarowanych sposobem zrębowym z rębnią częściową) z punktu widzenia zachowania wysokiego poziomu różnorodności w skali regionalnej jest ważniejsza niż dążenie do utrzymania dużego zróżnicowania drzew w obrębie pojedynczych drzewostanów (co jest charakterystyczne dla rębni przerębowej).

Przykład 11. Ilyryjskie lasy dębowo-bukowe

Problemowi ochrony leśnej bioróżnorodności, ze szczególnym uwzględnieniem obszarów Natura 2000, poświęcona jest też praca Kovaca i in. (2018). Jak zauważają autorzy, w ostatnim czasie poświęcono wiele wysiłku na opracowanie nowych oraz ocenę istniejących sposobów gospodarowania ekosystemami leśnymi zapewniających lepszą ochronę bioróżnorodności. Wiele propozycji w tym zakresie ma solidne podstawy ekologiczne, tym niemniej nie brakuje też postulatów, których adresatem jest gospodarka leśna, a które nie uwzględniają w wystarczającym stopniu specyfiki obiektów i procesów, jakie w nich zachodzą. Problem ten dotyczy także systemu Natura 2000, który wg cytowanych tu autorów oparty jest na błędnych założeniach i prowadzi do wielu problemów (ang. *has built-in flaws and conundrums*), które powinny być otwarcie dyskutowane, rozwiązywane i zmieniane. Wg cytowanych autorów, podstawowy wniosek, jaki się nasuwa, gdy bada się przebieg naturalnych procesów jest taki, że bioróżnorodność, jako jedna z wielu cech siedlisk i ekosystemów leśnych, ciągle się zmienia, zarówno w czasie, jak i w przestrzeni. Tak bioróżnorodność, jak i naturalność różnych typów siedlisk przyrodniczych (ang. *forest habitat types*), mają przemijający charakter. Z tego względu nasza interpretacja tych pojęć nigdy nie może być uznana jako prawidłowa. Nie da się też ich zachować w dłuższej perspektywie czasu. Ponadto, bardzo często błędnie definiuje się układ pożądaných warunków, mających pomagać w osiągnięciu stanu naturalnego. Dotyczy to zwłaszcza tych sytuacji i postaw, które polegają na sztywnym i doktrynalnym podejściu, i odrzucają bardziej elastyczne rozwiązania prowadzące do osiągnięcia prawdopodobnych stanów w przyszłości. Sama sieć obszarów Natura 2000 także wymaga większej elastyczności. Z wielu powodów (między innymi ze względu na błędy w bazach danych), system ten powinien podlegać okresowej rewizji i aktualizacji (tj. nieodpowiednie obszary

powinno się z niego wyłączać, a odpowiednie – włączać). Innymi słowy chodziło by o to, aby status obszaru Natura 2000 nie był dany ‘raz na zawsze’.

Kovac i in. (2018) zauważają także, że lasy o charakterze pierwotnym (ang. *old-growth forests*) kształtowane są w dużym stopniu przez czynniki o nieobliczalnym (ang. *hazardous* – ryzykownym, niebezpiecznym) charakterze, które mogą prowadzić do zaniku części lub nawet całej populacji. Pod tym względem, struktury i gatunki występujące w lasach zagospodarowanych są bardziej stabilne i bezpieczne (ang. *sustainable*). Lasy zagospodarowane są miejscem występowania zarówno cieniożośnych, jak i światłożądnych gatunków roślin, stwarzając w ten sposób odpowiednie miejsca dla gniazdowania i żerowania dla osiadłych i migrujących gatunków zwierząt. Stosowanie cięć odnowieniowych na powierzchniach o zróżnicowanej wielkości (np. od 10 arów do 3 hektarów) również jest korzystne z punktu widzenia zachowania wysokich walorów przyrodniczych ekosystemów leśnych. Należałoby przy tym przestrzegać podstawowej zasady, że sposób odnowienia i wielkość powierzchni odnowieniowej powinny zawsze odpowiadać ekologicznym wymaganiom gatunków. Z wielu badań i obserwacji wynika, że kwestie te są często niedoceniane, w rezultacie czego w licznych typach lasów, jakie można spotkać w strefie klimatu umiarkowanego, ma miejsce istotny spadek bioróżnorodności.

Jako przykład, Kovac i in. (2018) podają typ siedliska przyrodniczego oznaczony symbolem 91KO (ilyryjskie lasy dębowo-bukowe), w przypadku którego, na podstawie zmian wskaźników zasobności, można przewidzieć, że zostanie ono zdominowane przez cieniożośny buk, jeżeli nie zmieni się podejście do sposobu odnowienia tych lasów i jeśli nie zmniejszy się presja wywierana na procesy odnowieniowe przez populacje jeleniowatych. Oprócz jodły, do szczególnie zagrożonych należą występujące w charakterze domieszki takie gatunki światłożadne, jak jawor, grab (!), jarzab mączny i jarzab zwyczajny. Wg autorów wszystkie te gatunki wymagają dużych otwartych powierzchni do odnowienia. Podobnie jest w przypadku dębu bezszypułkowego.

W podsumowaniu, autorzy zauważają, że lasy w Europie przez całe stulecia rozwijały się pod wpływem człowieka. W rezultacie utraciły one pierwotny charakter, a ich skład gatunkowy i struktura uległy przekształceniu. Przystosowały się one zarówno do zaburzeń naturalnych, jak i do tych związanych z człowiekiem i, jako takie, są schronieniem dla przeważającej części leśnej bioróżnorodności, a przy tym dostarczają rozlicznych dóbr i korzyści dla społeczeństwa. Aby zapewnić ich właściwe

funkcjonowanie w przyszłości, kolejne badania powinny w pierwszym rzędzie dotyczyć takich kwestii, jak: 1) wypracowanie odpowiednich sposobów zagospodarowania, opartych na podstawach ekologicznych, 2) opracowanie wspólnych zbiorów wskaźników, które można by wykorzystać przy ocenie stanu zachowania lasów w poszczególnych regionach biogeograficznych, 3) konstrukcja modeli i narzędzi pozwalających na ocenę statusu ochronnego poszczególnych typów siedlisk przyrodniczych oraz wypracowanie kompromisowych rozwiązań, uwzględniających zarówno ochronę walorów przyrodniczych, jak i inne walory i funkcje ekosystemów leśnych.

3.3. Podsumowanie

Podsumowując omówione wyżej przykłady, ilustrujące problemy, jakie wynikają z przyjęcia zasady ochrony ścisłej jako sposobu zachowania tych wartości, z powodu których pewne obszary otrzymują status ‘terenów chronionych’ i zostają objęte tą najbardziej restrykcyjną formą ochrony, warto przede wszystkim przytoczyć wnioski sformułowane przez Cole’a i Yung (2010), od których pochodzi największa liczba opisanych wyżej przypadków.

Jak jednoznacznie stwierdzają cytowani tu autorzy, nie możemy dzisiaj skutecznie ochronić przyrody zamykając ją w obrębie ‘terenów chronionych’ (rezerwatów, parków i obszarów *wilderness*) oraz wykreślając wokół nich linię i pozostawiając je samym sobie. Trwałe zachowanie piękna jakiegoś terenu, jego dziedzictwa oraz bioróżnorodności wymaga mądrego, przemyślanego zarządzania oraz, bardzo często, podejmowania aktywnych działań (interwencji, ang. *intervention*). Tym niemniej, jak zauważają Cole i Yung (2010), podejmowanie aktywnych działań może prowadzić do nowych wyzwań. W związku z tym pojawia się dzisiaj pytanie o to, czy służby i instytucje odpowiedzialne za ochronę przyrody i prawidłowe funkcjonowanie parków i obszarów dzikiej przyrody dysponują dzisiaj odpowiednią wiedzą i pomocą, które są im potrzebne, aby mogły w sposób efektywny zarządzać powierzonymi im terenami w kontekście tych wszystkich zmian, z którymi mamy obecnie do czynienia.

Cole i Yung (2010) zauważają także, że tworzenie dużych ‘terenów chronionych’ w XX w. bazowało na założeniu, że powinny one funkcjonować w oparciu o zasadę ochrony naturalnych procesów (zasadę ochrony naturalności, ang. *naturalness*). Cytowani autorzy stwierdzają, że cele te były odpowiednie 100 lat temu,

gdy toczyła się walka o to, aby ochronić pewne obszary przed rozwojem cywilizacyjnym i eksploatacją, cele te zachowały kultowe znaczenie i wartość także dzisiaj. Tym niemniej, w ciągu minionych 100 lat świat się bardzo zmienił, a tempo zmian bardzo wzrosło. Najbardziej pewną cechą przyszłości jest niepewność. Kwestie związane z zarządzaniem (zasobami przyrody) w XXI w. nie są czarno-białe, tylko stały się bardziej skomplikowane i wymagają rozwiązań, które nie są tak jednoznaczne, jak by się to mogło wydawać. W konsekwencji, nadszedł czas przemyślenia na nowo koncepcji ochrony ścisłej, opierającej się o zasadę ochrony naturalnych procesów (ang. *it is time to think beyond naturalness*). Pojawiła się także potrzeba zdefiniowania takich celów dla ‘terenów chronionych’, które są bardziej jednoznaczne i bardziej zróżnicowane niż wąsko rozumiana ochrona procesów naturalnych oraz konieczność wykorzystywania szerszej palety sposobów zagospodarowania, umożliwiających realizację tych celów.

Cole i Yung (2010) podkreślają też, że w zarządzaniu parkami i obszarami dzikiej przyrody kluczowym wyzwaniem jest dzisiaj kwestia decyzji odnośnie tego, gdzie, kiedy i jak wpływać na przebieg procesów fizycznych i biologicznych, aby trwale zachować to, na czym nam zależy w takich miejscach. To, co określają oni jako interwencję (ang. *intervention*) i aktywne gospodarowanie (ang. *active management*) mieści się po części w ramach koncepcji ekologicznej odbudowy (ang. *ecological restoration*), która polega na pomocy ze strony człowieka w odbudowie ekosystemu, który został w jakiś sposób naruszony (ang. *damaged*, uszkodzony), zdegradowany lub zniszczony. Tym niemniej, autorzy preferują bardziej ogólny termin: interwencja (ang. *intervention*), ze względu na to, że oznacza ona dowolny zestaw działań, mających na celu zmianę trajektorii rozwoju ekosystemu, a jednocześnie nie kojarzy się z powrotem do przeszłych warunków (tak, jak to jest w przypadku odbudowy, ang. *restoration*). Uważają, że w wielu przypadkach przebudowa (przekierowanie, ang. *redirection*) byłaby lepszym terminem niż odbudowa (ang. *restoration*). Interwencja może obejmować różne działania, od wywoływania kontrolowanych pożarów do redukcji liczebności kopytnych, od trzebieży do pomagania w migracji osobników lub gatunków lepiej zaadaptowanych do zmieniających się warunków. Niektóre z tych działań mają charakter jednorazowy, jak np. introdukcja gatunku i wycofanie się w celu sprawdzenia, czy może on rozwijać się na nowym siedlisku. Inne mają charakter permanentny, jak np. wapnowanie rzeki Świętej Marii wspomniane wyżej. Niektóre z interwencji obejmują małe skale przestrzenne (jak np. aktywne działania na rzecz utrzymania 10-

akrowego lasu sekwojowego (*Sequoiadendron giganteum*) lub zadrzewień z drzewem Jozuego w lokalizacji, która przestała być idealna dla tego gatunku), podczas gdy inne mogą być wykonywane w dużej skali (np. wypalanie dziesiątek tysięcy akrów każdego roku).

Jak stwierdzają Cole i Yung (2010), cele i priorytety ‘terenów chronionych’ uległy znaczącej dywersyfikacji i stały się bardziej złożone i dyskusyjne. Początkowo zakładano, że różne powody, dla jakich tworzone parki i obszary dzikiej przyrody, są wewnętrznie spójne i można je sprowadzić do nadrzędnej zasady ochrony naturalnych warunków (procesów). Jak sądzono, ochrona naturalnych procesów (ochrona ścisła) jest skuteczną metodą zachowania wszystkich obiektów i wartości, które powinny być trwale utrzymane w parkach i obszarach dzikiego życia. Jak się jednak okazuje i jak ilustrują to przykłady podane w przygotowanym przez nich opracowaniu, jak i inne, omówione wyżej, coraz wyraźniej widać, że nie istnieje jeden sposób zarządzania, który pozwoliłby ochronić i zachować pełny zakres i różnorodność celów i wartości związanych z parkami i obszarami dzikiego życia. Stąd, różnego rodzaju kompromisy są dzisiaj niezbędne.

Autorzy twierdzą też, że cele, którymi kierowano się, poddając ochronie i ekologicznej odbudowie duże tereny w XX w. – w tym przede wszystkim dążenie do ochrony naturalnych procesów – z punktu widzenia zarządzania parkami i obszarami dzikiego życia są obecnie nie wystarczające. Z punktu widzenia decyzji odnośnie tego czy interweniować czy też nie, koncepcja naturalności (ochrony naturalnych procesów) nie pomaga. Interwencja oznacza wprowadzenie kontroli ze strony człowieka w celu kompensacji (negatywnych) wpływów (tego samego) człowieka na dany obszar. Ponieważ koncepcja ochrony naturalnych procesów (koncepcja naturalności) zakłada zarówno brak (negatywnego) wpływu człowieka, choćby pośredniego, jak i brak kontroli skutków tych wpływów, jeden z dwóch podstawowych warunków naturalności będzie zawsze naruszony bez względu na to co zostanie zrobione (lub nie zrobione). Tam, gdzie dopuszcza się interwencję, należy podjąć decyzję na czym ona powinna polegać, trzeba też dobrze uzasadnić cele proponowanych działań oraz oczekiwane wyniki. Cele i wyniki (ochrony) powinny być jasno określone, osiągalne i pożądane. Większość koncepcji bazujących na pojęciu ‘naturalności’ (zasadzie ochrony naturalnych procesów) tych warunków nie spełnia.

Biorąc pod uwagę rodzaj wyzwań związanych z zarządzaniem ‘terenami chronionymi’, przed którymi administracja tych terenów stoi już obecnie oraz procesy,

które już mają miejsce, takie, jak zmiany klimatyczne oraz fragmentacja biotopów, autorzy wyrażają pogląd, że nadszedł już czas, gdy trzeba na nowo przemyśleć cele parków i obszarów objętych ochroną ścisłą oraz założenia, na których się one opierają. Coraz lepiej też widać, że pozostawienie przyrody samej sobie nie zapewnia ochrony bioróżnorodności i innych wartości związanych z terenami chronionymi. Stąd potrzebna jest szeroka dyskusja dotycząca przyszłości ‘terenów chronionych’ na temat tego, co społeczeństwo chce zachować i ochronić w tych obiektach. Na koniec, Cole i Yung (2010) wyrażają nadzieję, że tego rodzaju dyskusja pozwoli określić w bardziej jednoznaczny i transparentny sposób priorytety i niezbędne kompromisy, a także, docelowo, sformułować bardziej innowacyjne i efektywne strategie adaptacji do zmieniających się uwarunkowań w postaci zmian klimatycznych i innych czynników stresowych o charakterze środowiskowym.

4. Uboczne efekty procesu rozszerzania zakresu stosowania ochrony ścisłej, ze szczególnym uwzględnieniem problemu zachowania bioróżnorodności

Jak jednoznacznie wynika z wielu przykładów przedstawionych w poprzednim rozdziale, ochrona ścisła jako metoda trwałego zachowania bioróżnorodności i innych walorów terenów objętych tą formą ochrony bardzo często zawodzi pokładane w niej nadzieje. Widać to szczególnie dobrze w przypadku tych obiektów, które zostały poddane tej formie ochrony przez wystarczająco długi okres czasu.

Tym niemniej, tak istotne rozszerzenie zakresu ochrony ścisłej miałyby także bardzo wiele negatywnych skutków ubocznych, zarówno o charakterze społeczno-gospodarczym, jak i ściśle przyrodniczym. Trzeba podkreślić, że przyjęcie nakazu objęcia ochroną ścisłą 10% powierzchni lądowej w przypadku wielu krajów oznaczałoby w praktyce konieczność objęcia ochroną ścisłą przede wszystkim powierzchni lasów i to lasów będących własnością publiczną, bo tam ten postulat byłby jeszcze stosunkowo najłatwiejszy do zrealizowania. Biorąc pod uwagę, że wskaźnik lesistości w Europie kształtuje się na poziomie trzydziestu kilku procent, oznaczałoby to potrzebę wyłączenia z użytkowania co najmniej ok. 1/3 aktualnej powierzchni leśnej. W przypadku lasów będących własnością publiczną wskaźnik ten byłby jeszcze wyższy. Przykładowo, powierzchnia lądowa naszego kraju wynosi ok. 31 mln ha. 10% tej powierzchni to 3,1 mln ha. Taka powierzchnia powinna zostać, zgodnie z postulatem autorów unijnej Strategii na rzecz Bioróżnorodności 2030, objęta ochroną ścisłą.

Ponieważ trudno zakładać, że do tego celu będą się nadawały (w jakimś istotnym zakresie) użytki rolne czy też grunty zabudowane i zurbanizowane (razem ok. 65%), to w praktyce pozostają tylko grunty leśne i ew. pewne kategorie nieużytków (udział tych ostatnich to 1,5% w skali kraju). Oznaczałoby to w takim razie, że ponad 40% lasów państwowych (3,1/7,3; gdzie 7,3 – aktualna powierzchnia tych lasów) w naszym kraju musiałyby zostać wyłączone z użytkowania i objęte ochroną ścisłą. Gospodarcze i finansowe konsekwencje takiego działania musiałyby być ogromne. Ich dokładna analiza znajduje się poza zakresem tego opracowania, na którym skupiono się przede wszystkim na konsekwencjach ochrony ścisłej z punktu widzenia samej tylko bioróżnorodności. W tym kontekście warto też zwrócić uwagę na opracowanie, którego autorami jest grupa naukowców z Thünen Institute of International Forestry and Forest Economic w Niemczech (Dieter i in. 2020). Wspomniani autorzy podjęli próbę oszacowania niektórych efektów ubocznych (ang. *leakage effects*) wspomnianej Strategii..., ze szczególnym uwzględnieniem wpływu rozwiązań proponowanych w jej ramach na zachowanie bioróżnorodności w skali globalnej.

W pierwszej kolejności autorzy analizują, jak propozycje zawarte w Strategii... wpłyną na wielkość produkcji drewna okrągłego (ang. *roundwood*) w krajach Unii Europejskiej (Dieter i in. 2020). Opracowanie wykonano dla obszaru Niemiec. Dla uproszczenia, na obecnym etapie, autorzy przyjęli, że wyniki uzyskane dla tego kraju będą reprezentatywne dla wszystkich pozostałych krajów Unii. Analiza wykonana przez Dietera i in. (2020) opierała się na następujących założeniach:

- I. 10% powierzchni leśnej w lasach publicznych zostanie objęte ochroną ścisłą³.
- II. Z użytkowania zostaną wyłączone wszystkie 'starodrzewy'.
- III. 30% powierzchni leśnej będzie chronione na mocy Dyrektywy Siedliskowej (COM 1992).

Ad I. Zgodnie z przyjętą w Niemczech Narodową Strategią Ochrony Różnorodności Biologicznej (NBS) do 2020 r. wskaźnik powierzchni 'lasów rozwijających się naturalnie' (wyłączonych z użytkowania) powinien wynosić 5% całkowitej powierzchni leśnej (co jest równoważne z wyłączeniem z produkcji 10% powierzchni lasów publicznych). W 2012 r. powierzchnia lasów, które faktycznie zostały wyłączone z

³ W bezpośredniej rozmowie autorzy przyznali, że jest to bardzo optymistyczne założenie. Z drugiej strony przyjęli oni, że z tytułu punktu II zostanie wyłączone z użytkowania 12% powierzchni lasów państwowych, co dawałoby łącznie już 22% powierzchni leśnej wyłączonej z użytkowania.

użytkowania, wynosiła 177 tys. ha, czyli 1,67%. Oznaczałoby to konieczność wyłączenia z produkcji dodatkowych 885 tys. ha (8,33%). W przeprowadzonej analizie autorzy przyjęli, że zarówno już istniejące, jak i dodatkowo wyłączone 'lasy rozwijające się naturalnie' powinny proporcjonalnie reprezentować wszystkie główne typy drzewostanów (zdefiniowane na podstawie dominujących gatunków drzew) oraz klasy wieku. Przyjęto, że takie rozwiązanie będzie najbardziej korzystne z punktu widzenia wymogów ochrony przyrody, ponieważ zapewniałoby w jakimś stopniu ciągłość występowania wszystkich faz rozwojowych drzewostanów. Gdyby np. objęto ochroną tylko stare drzewostany, to mogłoby się za jakiś czas okazać, że na terenach wyłączonych z użytkowania dominują młode stadia rozwojowe lasu, ze względu na naturalny i nieunikniony proces wymiany pokoleń leśnych. Przy tym założeniu, autorzy, korzystając z odpowiednich modeli i danych, oszacowali, że produkcja drewna okrągłego zredukowana zostałaby proporcjonalnie do wielkości wyłączonej powierzchni, tj. o 8,33%, czyli o 6,4 mln m³/rok, z tego 2,3 mln m³ przypadłoby na drewno liściaste (ang. *hardwood*) i 4,1 mln m³ na drewno iglaste (ang. *softwood*).

Ad II. Jak podkreślają autorzy opracowania, na ten moment nie ma jednolitej, powszechnie przyjętej w Europie definicji 'starodrzewów'. Z tego względu w przeprowadzonych badaniach przyjęto, że do grupy 'starodrzewów' zostaną zakwalifikowane drzewostany w wieku przewyższającym przyjęte obecnie wieki rębności dla poszczególnych gatunków drzew. W Niemczech są one następujące: 160 lat dla dębu; 140 lat dla buka; 120 lat dla sosny i 100 lat dla świerka. Pozostałe gatunki drzew przyporządkowano do tych czterech głównych gatunków. Przy tym założeniu, do objęcia ochroną ścisłą kwalifikowałoby się łącznie 1,3 mln ha, tj. 12% całkowitej powierzchni leśnej (w lasach publicznych). Z tego 464 tys. ha przypadłoby na lasy liściaste (tj. 10% powierzchni tych lasów) oraz 830 tys. ha na lasy iglaste (14% powierzchni tych lasów). Aktualny udział starodrzewów w produkcji drewna okrągłego wynosi 17,4% w przypadku drzew liściastych oraz 26,9% w przypadku drzew iglastych. Oszacowana na tej podstawie wielkość uszczuplenia produkcji drewna okrągłego w okresie 2018-2052 wynosiłaby 18,1 mln m³/rok, z czego 4,8 mln m³/rok przypadłoby na drewno liściaste i 13,3 mln m³/rok na drewno iglaste. Widać więc, że realizacja pkt. II wiązałaby się ze znacznie większym ograniczeniem produkcji drewna okrągłego niż realizacja pkt. I.

Ad. III. Łączna powierzchnia siedlisk chronionych na mocy Dyrektywy Siedliskowej wynosiła w Niemczech w 2019 r. 3,3 mln ha (co stanowi 9,3% powierzchni lądowej). Z kolei obszary chronione na mocy Dyrektywy Ptasiej zajmowały 15,5% powierzchni lądowej. W całej Unii obszary naturalne zajmują ok. 18% powierzchni lądowej. Obszary ochrony siedlisk i gatunków zajmują aktualnie w Niemczech 24% całkowitej powierzchni leśnej. Innymi słowy, około 1,8 mln ha lasów ma status obszarów naturalnych, z tego 817 tys. ha (46%) jest chronione na mocy Dyrektywy Siedliskowej. Pozostała powierzchnia to tereny chronione na mocy Dyrektywy Ptasiej oraz strefy buforowe i wypełniające. W grupie chronionych siedlisk leśnych największy udział mają lasy bukowe (586 tys. ha), a następnie lasy dębowe (100 tys. ha). Aby utrzymać lub odtworzyć dobry (ang. *good*) stan ochrony siedlisk, niezbędne są różnego rodzaju działania, spośród których największy wpływ na wielkość produkcji drewna okrągłego mają następujące: 1) zachowanie minimalnego udziału powierzchniowego drzewostanów składających się z gatunków typowych dla danego siedliska (potencjalne ograniczenia w zakresie doboru składu gatunkowego), 2) zapewnienie odpowiednio wysokiego udziału drzewostanów reprezentujących zaawansowane fazy rozwojowe (możliwe wydłużenie cyklu produkcyjnego/odroczenie użytkowania), 3) ochrona starych drzew oraz drzew pełniących funkcje biocenotyczne (nieprodukcyjne), 4) zapewnienie odpowiedniego udziału drewna martwego. Biorąc to pod uwagę, autorzy założyli spadek pozyskania w tych lasach o 19% w stosunku do lasów z dominującą funkcją gospodarczą i minimalnymi wymaganiami ochronnymi (tj. z $7,8 \text{ m}^3/(\text{ha} * \text{rok})$ do $6,3 \text{ m}^3/(\text{ha} * \text{rok})$). Ponieważ siedliska naturalne z założenia mają być chronione w sposób aktywny (przy pomocy odpowiednich działań z zakresu gospodarki leśnej i ochrony przyrody), w omawianym scenariuszu przyjęto, że dotyczy on tylko tych lasów, które nie zostały objęte dwoma poprzednimi scenariuszami, zakładającymi całkowite wyłączenie z produkcji i ochronę procesów. Na tej podstawie przyjęto, że realizacja punktu III (30% powierzchni leśnej objętej ochroną na mocy Dyrektywy Siedliskowej) wiązałaby się z nadaniem statusu obszaru naturalnego powierzchni 3,2 mln ha (30% całkowitej powierzchni leśnej), z czego 2,9 mln ha stanowiłyby lasy liściaste (60% wszystkich lasów z tej kategorii) oraz 0,3 mln ha lasy iglaste (6% wszystkich lasów w tej kategorii). Oznaczałoby to zmniejszenie wielkości produkcji miąższowości drewna okrągłego średnio o ok. 1 mln m^3/rok , z czego 0,2 mln stanowiłoby drewno liściaste i 0,8 mln m^3/rok drewno iglaste. Odpowiadałoby to zmniejszeniu

wielkości produkcji drewna okrągłego średnio o $0,31 \text{ m}^3/(\text{ha} * \text{rok})$ we wszystkich kategoriach drzewostanów.

Powyższe trzy scenariusze zostały połączone w jeden ogólny. Wiązało się to z koniecznością korekty podwójnego liczenia powierzchni chronionych na podstawie I i II scenariusza. Po korekcie, ogólna powierzchnia lasów chronionych na potrzeby Strategii na rzecz Bioróżnorodności 2030 wyniosła 5,4 mln ha, z czego 3,7 mln ha przypadało na lasy liściaste i 1,7 mln ha na lasy iglaste. W tym 2,2 mln ha byłoby całkowicie wyłączone z produkcji drewna okrągłego (0,9 mln lasów liściastych i 1,3 mln lasów iglastych). Natomiast na powierzchni 3,2 mln ha (2,9 mln ha lasów liściastych i 0,3 mln ha lasów iglastych) wielkość produkcji drewna byłaby zredukowana ze względu na wymagania ochrony siedlisk zgodnie z Dyrektywą Siedliskową.

W praktyce oznaczałoby to, że implementacja trzech scenariuszy przewidzianych w Strategii na rzecz Bioróżnorodności 2030 doprowadziłaby do redukcji miąższości produkowanego drewna okrągłego o wielkość wynoszącą ogółem 24 mln m^3/rok , z czego 7 mln m^3/rok przypadałoby na drewno liściaste i 17 mln m^3/rok na drewno iglaste. Innymi słowy, aktualna wielkość pozyskania spadłaby w Niemczech z poziomu ok. 77 mln m^3/rok do poziomu 53 mln m^3/rok czyli zmniejszyłaby się do poziomu 69% w stosunku do tego co jest obecnie.

W kolejnym kroku autorzy obliczyli redukcję wielkości produkcji drewna okrągłego dla wszystkich krajów Unii Europejskiej (bez UK), stosując wyliczony wyżej wskaźnik. Na tej podstawie stwierdzili, że po wprowadzeniu Strategii na rzecz Bioróżnorodności 2030 całkowita produkcja drewna okrągłego w całej Unii Europejskiej spadłaby z poziomu ok. 473 mln m^3/rok do poziomu 324 mln m^3/rok (spadek o 149 mln m^3/rok).

W dalszej części opracowania autorzy stwierdzają, że realizacja scenariuszy przewidzianych w Strategii na rzecz Bioróżnorodności 2030 spowodowałaby istotne zmiany w produkcji i handlu drewnem w skali globalnej. Tym samym, ochrona lasów w części państw globu będzie miała wpływ na ochronę lasów i ich użytkowanie w innych częściach świata. Wynika to stąd, że rynki drewna i produktów drzewnych są ze sobą ściśle powiązane systemem handlu światowego. Globalne konsekwencje ograniczenia wielkości pozyskania drewna okrągłego w Europie zostały oszacowane przy pomocy dynamicznego modelu symulacyjnego (ang. *Global Forest Products Model, GFPM*). Z przeprowadzonej symulacji wynikało, że w perspektywie 2050 r. ogólna wielkość

produkcji drewna okrągłego spadnie o 42%. Przyjęte ograniczenia w wielkości produkcji doprowadzą początkowo do spadku konsumpcji drewna w Europie i wzrostu cen surowca drzewnego. Z czasem, utrzymująca się luka pomiędzy popytem i podażą zwiększy konkurencyjność producentów drewna na innych kontynentach. Nastąpi zwiększenie produkcji drewna okrągłego w krajach pozaeuropejskich, co zrekompensuje spadek produkcji w Europie w 73%. Pozostałe 27% to spadek konsumpcji drewna spowodowany wzrostem cen. Do roku 2050 spadek produkcji drewna okrągłego w Europie będzie rekompensowany głównie wzrostem jego produkcji w USA, w mniejszym stopniu w Rosji (12%), Kanadzie (9%) oraz Brazylii (8%).

W podsumowaniu autorzy podkreślają, że implementacja Strategii... spowoduje zmniejszenie produkcji drewna okrągłego w Europie i jej zwiększenie w krajach pozaeuropejskich. Wzrost produkcji drewna okrągłego nastąpi w tych krajach, w których udział lasów pierwotnych (ang. *intact*) jest większy niż w Europie, ale w których w ostatnich latach nastąpiło istotne zmniejszenie powierzchni tych lasów. Dlatego efektem ubocznym proponowanej Strategii na rzecz Bioróżnorodności 2030 jest zagrożenie, jakie stwarza ona dla pozostających jeszcze lasów pierwotnych (ang. *remaining intact forest areas*) w innych częściach świata. W tych krajach pozaeuropejskich, w których, zgodnie z uzyskanymi wynikami symulacji, zwiększy się produkcja drewna okrągłego, przeciętna zasobność lasów już obecnie jest niższa, a wskaźniki wielkości terenów zdegradowanych są wyższe, w porównaniu z krajami Unii.

Zwiększanie reżimów ochronnych w krajach europejskich przyczyni się do dalszego osłabienia stopnia ochrony lasów w innych krajach. W krajach pozaeuropejskich wskaźniki wylesień są wyższe, wskaźniki powierzchni leśnej objętej ochroną istotnie mniejsze, a wydatki na cele związane z ochroną bioróżnorodności mniejsze niż w krajach europejskich. Uśredniony indeks dla Czerwonych List Gatunków sugeruje większy stopień zagrożenia wymarciem gatunków w krajach pozaeuropejskich.

Przy ocenie zagrożeń, jakie wiążą się z wprowadzeniem proponowanej Strategii... należy wziąć pod uwagę przede wszystkim te kraje, w których istnieje możliwość wydatnego wzrostu produkcji drewna okrągłego, i w których bogactwo przyrodnicze już obecnie jest zagrożone. Bezpośrednie niebezpieczeństwa, jakie w tym przypadku grożą, to dalsze pogorszenie stanu ochrony gatunków zagrożonych, zmniejszenie powierzchni lasów pierwotnych, wzrost powierzchni terenów

zdegradowanych oraz wzrost tempa wylesień. W perspektywie globalnej, pozytywne efekty w zakresie ochrony bioróżnorodności w Unii Europejskiej spowodowane przyjęciem rozwiązań proponowanych w Strategii na rzecz Bioróżnorodności 2030 zostaną uzyskane kosztem pogorszenia sytuacji w tym zakresie w krajach pozaeuropejskich. Tak więc, polityka europejska powinna wziąć pod uwagę szczególnie te kraje, aby ograniczyć potencjalne negatywne efekty uboczne poprzez zwiększenie roli trwale zrównoważonej gospodarki leśnej i odpowiedzialne zarządzanie.

5. Ochrona ścisła lasów pierwotnych oraz starodrzewów

5.1. Definicja i aktualny stan zachowania lasów pierwotnych w Europie

Autorzy przygotowanej obecnie Strategii na rzecz Bioróżnorodności 2030 podkreślają szczególne znaczenie zdefiniowania, inwentaryzacji, monitorowania oraz ścisłej ochrony wszystkich zachowanych do tej pory w krajach Unii Europejskiej pozostałości lasów pierwotnych (ang. *primary forests*) oraz starodrzewów (ang. *old-growth forests*). Jak sugerują, lasy te są najbogatszymi ekosystemami leśnymi oraz pochłaniają węgiel z atmosfery i magazynują duże ilości tego pierwiastka.

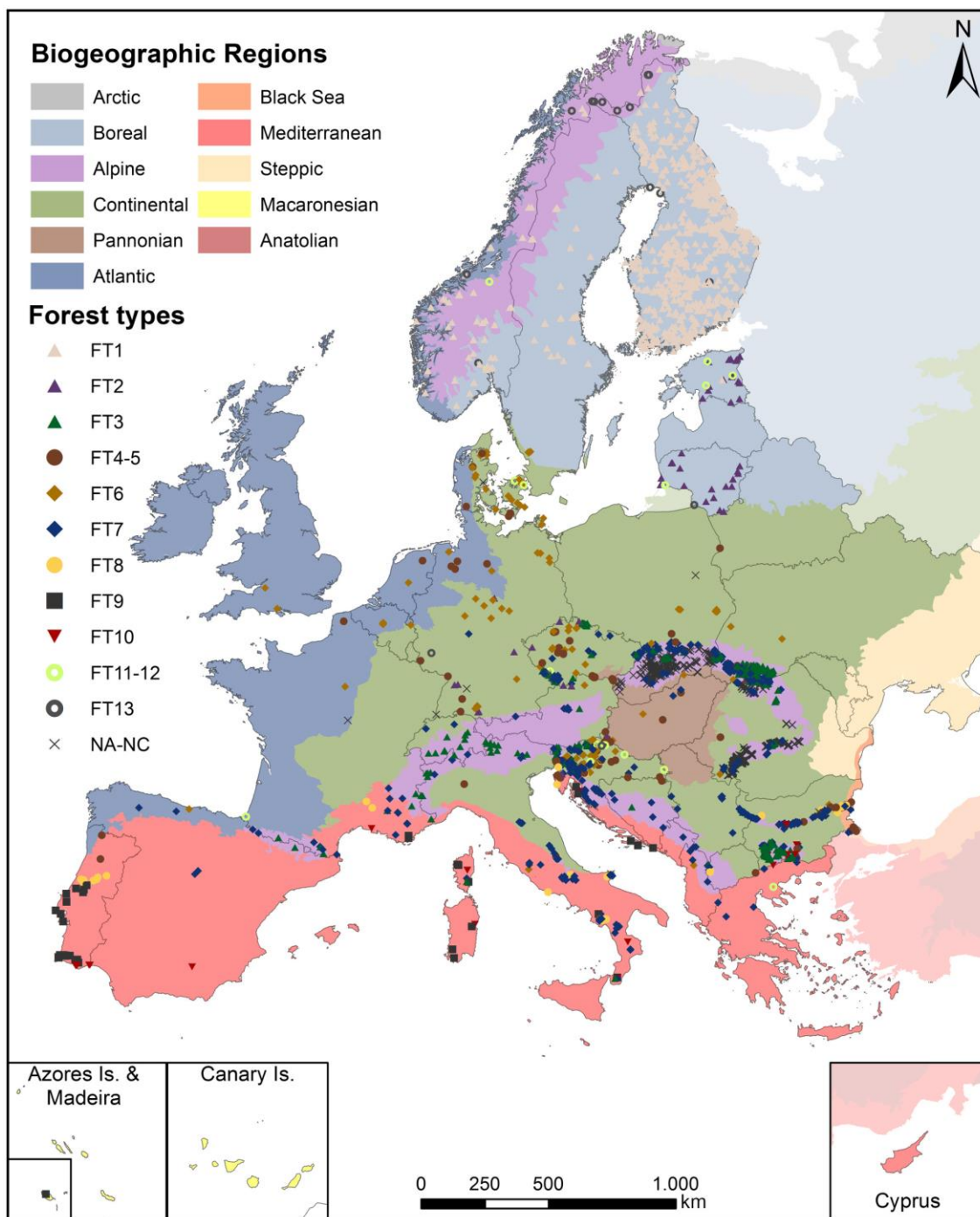
Problemem pozostałości lasów pierwotnych w Europie zajęli niedawno Sabatini i in. (2017). Autorzy tego opracowania przytaczają najpierw definicję lasów pierwotnych przyjętą przez FAO (2015, cyt. za Sabatini i in. 2017). Zgodnie z tą definicją, lasy pierwotne to ‘lasz odnawiające się naturalnie, złożone z rodzimych gatunków, pozbawione wyraźnych śladów działań człowieka, charakteryzujące się niezakłóconym przebiegiem procesów ekologicznych’ (ang. *naturally regenerated forests of native species where there are no clearly visible indications of human activities and the ecological processes are not significantly disturbed*). W innym miejscu stwierdzają jednak, że dla celów swego opracowania przyjęli, że pojęcie lasów pierwotnych (ang. *primary forests*) oznacza wszystkie lasy odznaczające się wysokim stopniem naturalności (ang. *having a high naturalness*), bez względu na to, czy te lasy były kiedyś wycięte lub zaburzone przez człowieka (ang. *without implying that these forests were never cleared nor disturbed by man*). W jeszcze innym miejscu pracy jej autorzy powołują się na klasyfikację opracowaną przez Buchwalda (2005) i stwierdzają, że pojęcie lasów pierwotnych (ang. *primary forest*) obejmuje takie kategorie, jak

primeval, virgin, near-virgin, old-growth oraz *long-untouched* (tj. klasy n10 do n5 wg tego autora).

Jak stwierdzają autorzy cytowanego opracowania, w Europie, podobnie jak w innych gęsto zaludnionych regionach świata, z powodu trwających przez wiele wieków wylesień oraz eksploatacji lasów lasy o charakterze pierwotnym zostały prawie całkowicie wyeliminowane. Z tego względu większość lasów europejskich ma półnaturalny (ang. *seminatural*) charakter. Tym niemniej wg FOREST EUROPE (2015), 4% powierzchni lasów w Europie można sklasyfikować jako ‘niezaburzone’ (ang. *undisturbed*).

Sabatini i in. (2017) stwierdzają, za Fordem i Keetonem (2017), że lasy o charakterze półnaturalnym nie jest łatwo zamienić z powrotem w lasy pierwotne. Jakkolwiek, przy braku zaburzeń powodowanych przez człowieka, w lasach tych powoli następuje powrót do naturalnej dynamiki oraz odbudowa cech strukturalnych typowych dla fazy starodrzewu (np. martwe drewno, drzewa żywe o dużych rozmiarach, występowanie różnej wielkości luk), to jednak proces ten trwa bardzo długo. Autorzy zauważają także, że mającemu obecnie miejsce procesowi intensyfikacji rolnictwa wykorzystującego obszary najbardziej produkcyjne, towarzyszy proces odwrotny proces, a nawet całkowite wyłączenie z produkcji w przypadku obszarów o niewielkiej przydatności dla rolnictwa (gruntów marginalnych), co stwarza nowe szanse z punktu widzenia ochrony przyrody. Ponadto, w wielu krajach Europy Zachodnie, opłaca się dzisiaj bardziej wykorzystywać drewno importowane, co powoduje, że lasy położone w trudniej dostępnych położeniach są dzisiaj mniej eksploatowane niż kiedyś. Ten fakt, a także zmiana priorytetów w zarządzaniu lasami powodują, że w Europie udział lasów w starszych klasach wieku rośnie. Jak stwierdzają autorzy, takimi lasami też należałoby się zainteresować, ponieważ cechują się one największym stopniem naturalności.

Jednym z efektów analizy przeprowadzonej przez Sabatiniego i in. (2017) jest mapa przedstawiająca przestrzenne rozmieszczenie płatów lasów pierwotnych w Europie (Ryc. 4). Jako minimalną wielkość płatu autorzy przyjęli 2 ha.

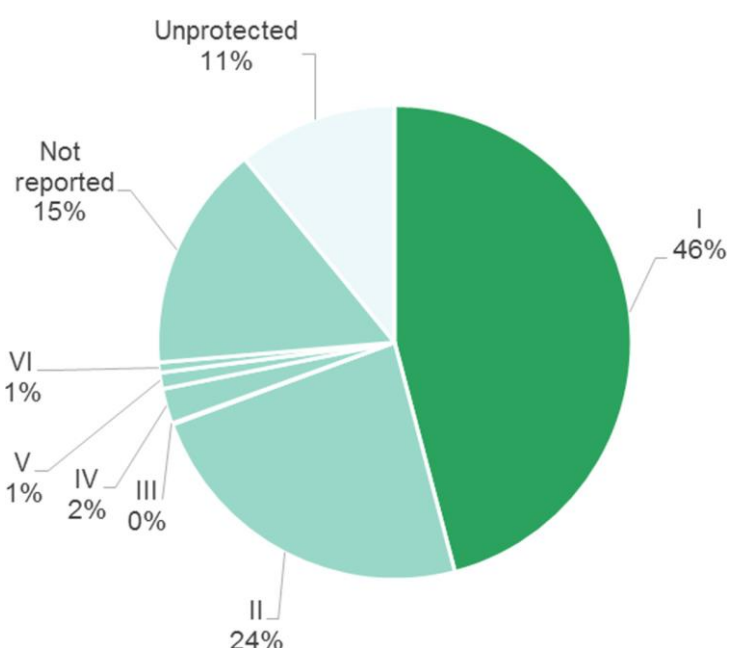


Ryc. 4. Przestrzenne rozmieszczenie płatów lasów pierwotnych w Europie, na tle regionów biogeograficznych, z podziałem na główne typy lasów (FT1 do FT13) (źródło: Sabatini i in. 2017).

Wynikiem analizy przeprowadzonej przez Sabatiniego i in. (2017) było stwierdzenie, że łączna powierzchnia lasów pierwotnych w 32 krajach europejskich wynosi obecnie 1,4 mln ha. Większość tych lasów zlokalizowana jest w półn. Europie,

ze szczególnym uwzględnieniem Finlandii (0,9 mln ha) oraz w Europie Wsch. (0,2 mln ha), w tym głównie na Ukrainie, w Bułgarii i Rumunii. Krajami charakteryzującymi się największym udziałem lasów pierwotnych były Finlandia (2,9% powierzchni kraju), Szwajcaria, Litwa, Słowenia i Bułgaria (po ok. 0,5%).

Lasy pierwotne występowały głównie w strefie borealnej (1,0 mln ha, co stanowi 1% powierzchni tego regionu biogeograficznego) oraz w regionach alpejskich (0,4 mln ha, 0,6%). Wynikałoby z tego, że w innych regionach geograficznych, występowały tylko śladowe ilości lasów pierwotnych. Mediana wielkości płatów lasów pierwotnych wyniosła 24 ha. Udział liczby płatów o wielkości >1000 ha stanowił 4,3%.



Ryc. 5. Aktualny status ochronny (kategorie wg IUCN) pozostałości europejskich lasów pierwotnych. I – ściśle rezerваты przyrody oraz obszary ‘wilderness’; II – parki narodowe; III – pomniki przyrody itp.; IV – obszary ochrony siedlisk/gatunków; V – chronione krajobrazy; VI – tereny chronione z dopuszczeniem trwałego wykorzystywania zasobów naturalnych. Not reported – brak danych; Unprotected – nie chronione (źródło: Sabatini i in. 2017).

Większość (89,1%) zinwentaryzowanych płatów lasów pierwotnych znajdowała się pod ochroną, z tego 46% pod ochroną ścisłą (kategoria I wg IUCN). Kolejne 24% znajdowało się w granicach parków narodowych (kategoria II wg IUCN) – Ryc. 5.

Jak podkreślają autorzy, ich opracowanie zawiera najpełniejsze dane o występowaniu lasów pierwotnych, jakie są obecnie dostępne. Według nich, łączna powierzchnia tych lasów wynosi 1,4 mln ha, co stanowi 0,25% powierzchni lądowej Europy oraz 0,7% powierzchni lasów europejskich (bez Rosji). Powierzchnia ta odpowiada 1/5 powierzchni 7,3 mln ha sklasyfikowanej przez FOREST EUROPE (2015) jako lasy niezaburzone przez człowieka (ang. *undisturbed by man*).

W podsumowaniu autorzy stwierdzają, że zapewnienie adekwatnej ochrony europejskim lasom pierwotnym ma priorytetowe znaczenie. Podkreślają w tym kontekście, że optymalną formą tej ochrony byłaby ochrona ścisła. Zwracają także uwagę na znaczenie stref buforowych, biorąc pod uwagę przeciętnie małą wielkość płatów lasów pierwotnych. Podkreślają także, że uzyskane przez nich wyniki są przydatne z punktu widzenia wysiłków zmierzających do ochrony 'wilderness areas', zgodnych z Europejską Strategią Ochrony Bioróżnorodności.

Z przeprowadzonej przez Sabatiniego i in. (2017) analizy wynika, że w wielu krajach Europy, w tym w Polsce, zachowało się bardzo mało lasów pierwotnych, odpowiadających przytoczonej wyżej definicji przyjętej przez FAO (2015, cyt. za Sabatini 2017). Jeżeli nawet można takie lasy jeszcze gdzieś znaleźć, to na ogół w granicach rezerwatów i parków narodowych, gdzie od dawna znajdują się one pod ochroną, najczęściej ścisłą.

5.2. Przykład 'Rezerwatu Ścisłego' Białowieskiego PN

Chociaż liczni zwolennicy obejmowania ochroną, zwłaszcza ochroną ścisłą, lasów pierwotnych i starodrzewów, wychodzą gremialnie z założenia, że cechują się one wysokimi walorami przyrodniczymi, to można znaleźć wiele przykładów tego rodzaju obiektów, w których, w miarę długości okresu stosowania ochrony ścisłej dochodzi do wielu niekorzystnych zmian i utraty licznych elementów bioróżnorodności.

Poza przykładami przedstawionymi i omówionymi już wcześniej, warto w tym kontekście przytoczyć przypadek drzewostanów 'Rezerwatu Ścisłego' Białowieskiego PN, uznawanych powszechnie za pozostałość 'lasów pierwotnych' i najlepiej zachowany obiekt tego rodzaju w Środkowej Europie.

Powszechnie uważa się, że 'Rezerwat Ścisły' Białowieskiego PN stanowi najcenniejszą, pod względem przyrodniczym, część Puszczy Białowieskiej (Brzeziecki 2017). Tym niemniej, okazuje się, że mimo 'wyjątkowo dobrego stanu zachowania',

bardzo dużej powierzchni (prawie 5000 ha) oraz wieloletniej ścisłej ochrony, obiekt ten utracił bezpowrotnie wiele spośród swoich cennych elementów przyrodniczych. Inne są silnie zagrożone. Wśród różnych przyczyn tego zjawiska ważną rolę odgrywają spontaniczne zmiany sukcesyjne, jakie zachodzą na tym obszarze od momentu objęcia go ochroną ścisłą. Procesy tego rodzaju są przyczyną ustępowania m.in. licznych gatunków roślin naczyniowych (Sokołowski 1981, 2004; Kwiatkowska i Wyszomirski 1988; Faliński 1994; Paluch 2001, 2003; Adamowski 2009; Matuszkiewicz 2011). Przyjmuje się, że naturalne procesy sukcesyjne były m.in. przyczyną zaniknięcia w latach 60-tych XX wieku jedyne w Białowieskim PN stanowiska najokazalszego polskiego storczyka, obuwika pospolitego (Sokołowski 1981; cyt. za Adamowski 2009). Z tego samego powodu wymarły tam także m.in. takie gatunki, jak widłaczek torfowy, przygielka biała i zimoziół północny, a bliskie wymarcia były dzwonek szerokolistny i gnidosz królewski (Sokołowski 1981; cyt. za Adamowski 2009).

W wyniku spontanicznych procesów regeneracyjnych, przebiegających w warunkach ochrony ścisłej, polegających głównie na ekspansji grabu i lipy (rzadziej świerka), ustępują gatunki światłolubne, takie jak: traganek piaszkowy, bukwiца zwyczajna, dzwonek jednostronny, turzyca pagórkowa, bodziszek czerwony, turówka leśna (zubrówka), widłak goździsty, sasanka otwarta, izgrzyca przyziemna, pełnik europejski, macierzanka piaszkowa (Adamowski 2009).

Zarastanie i ocienianie torfowisk spowodowało wycofywanie się takich gatunków jak rosiczka okrągłolistna i kruszczyk błotny (Sokołowski 1981; cyt. za Adamowski 2009). Ten sam proces spowodował wymarcie wierzby lapońskiej, obserwowanej po raz ostatni w latach 50-tych XX w. Zaprzestanie użytkowania łąk w dolinach Narewki i Hwoźnej lub zmiany sukcesyjne w zbiorowiskach leśnych były powodem wymarcia skalnicy torfowiskowej oraz prawdopodobnego wymarcia niebielistki trwałej, wełnianki delikatnej i podejrzona marunolistnego, a także ustępowania brzozy niskiej i mącznicy pospolitej (Adamowski 2009).

Podobnych, a nawet jeszcze bardziej spektakularnych, przykładów dotyczących ustępowania gatunków roślin, spowodowanego naturalnymi procesami sukcesyjnymi i regeneracyjnymi zachodzącymi w warunkach ochrony ścisłej, dostarczają wieloletnie badania geobotaniczne prowadzone na terenie Białowieskiego PN przez Matuszkiewicza (2011). Wspomniany autor zbadał, jak w okresie ostatnich kilkudziesięciu lat zmienił się skład florystyczny kilku najważniejszych typów zespołów roślinnych występujących w 'Rezerwacie Ścisłym' Białowieskiego PN.

Przykładem szczególnie wyraźnych i daleko idących zmian jest zespół *Serratulo-Pinetum*. Jak pisze cytowany tu autor, bogactwo gatunkowe płatów boru mieszanego (*Serratulo-Pinetum*) stale się zmniejsza, ostatnio trochę wolniej, średnio w tempie 0,6 gatunków na rok. Znikły całkowicie gatunki wyróżniające dla zespołu (sierpik barwierski, bukwica lekarska), natomiast inne znacznie ograniczyły występowanie (kokoryczka wonna i gorysz pagórkowy). Coraz rzadsze stają się gatunki z rodziny gruszykowatych, w tym ortylia jednostronna, gatunek charakterystyczny dla zespołu. Ogółem, obecny stan tych gatunków wynosi 20% stanu wyjściowego (sprzed 50 lat). Ujemne trendy obejmują gatunki charakterystyczne dla klasy *Querc-Fagetea*, takie, jak: lilia złotogłów, groszek wiosenny, przylaszczka pospolita, wawrzynek wilczełyko, perłówka zwisła, leszczyna pospolita. Inne przykłady gatunków, w tym rzadkich i chronionych, obecnych przed 50 laty, teraz nie występujących wcale lub coraz rzadszych, to m.in.: pszeniec gajowy, bodziszek leśny, rutewka mniejsza, wyka zaroślowa, pięciornik kurze-ziele, orlik pospolity, czarcikęs łąkowy, turówka leśna, czyścica storzyszek, naparstnica zwyczajna, wyka leśna, jastrzębiec baldaszkowy, dąbrówka rozłogowa, przetacznik ożankowy, fiołek Rivina i nawłóć pospolita. Natomiast do gatunków występujących coraz częściej należy malina właściwa, a także wierzbowka kiprzyca, która pojawiła się w ostatnim okresie. W konkluzji autor stwierdza, że zespół *Serratulo-Pinetum*, szeroko rozpowszechniony na terenie Białowieskiego PN w latach 50-tych, w ciągu 40 lat znikł praktycznie całkowicie.

Według Matuszkiewicza (2011), z dużą pewnością można zakładać, że zmiany zachodzące w przypadku obszaru objętego ochroną ścisłą, polegające na uproszczeniu i zubożeniu składu florystycznego zbiorowisk, mają naturalny charakter i są przejawem regeneracji zbiorowisk poddanych wcześniej presji ze strony człowieka. Innymi słowy, zregenerowane postaci zespołów są wyraźnie uboższe pod względem florystycznym niż postacie „znikształcone” (ukształtowane pod wpływem czynników antropogenicznych). Tak więc spontaniczna renaturalizacja, przebiegająca w warunkach ochrony ścisłej, prowadzi do redukcji różnorodności florystycznej zbiorowisk, a stopniowo nawet do zmniejszenia zróżnicowania na poziomie zespołów roślinnych.

Tabela 2. Lista gatunków zagrożonych, chronionych i ustępujących, występujących na stałej powierzchni badawczej Katedry Hodowli Lasu SGGW w oddz. 319 w Białowieskim PN. Status: 1 – gatunki obecne tylko w 1959 r., 2 – gatunki obecne w obu terminach badań (1959 r. i 2016 r.), 3 – gatunki obecne tylko w 2016 r. CzL – gatunki obecne na Polskiej czerwonej liście ... (Kaźmierczakowa i in. 2016): VU – gatunek narażony; NT – gatunek bliski zagrożenia. OP – gatunki prawnie chronione: ś – ochrona ścisła, ś (1) – ochrona ścisła, gatunki wymagające ochrony czynnej, cz – ochrona częściowa, (ś) - ochrona ścisła do 2014 r., (cz) – ochrona częściowa do 2014 r. RZ - występowanie w rzadkich i zanikających zbiorowiskach roślinnych (U). F59% i F16% – frekwencja, odpowiednio w 1959 r. i 2016 r. (źródło: Brzeziecki i in. 2018b).

L.p.	Gatunek	Status	CzL	OP	RZ	F59%	F16%
1	<i>Arnica montana</i>	1	VU	ś (1)	U	20	
2	<i>Betonica officinalis</i>	1			U	30	
3	<i>Campanula persicifolia</i>	1			U	20	
4	<i>Carex montana</i>	1			U	60	
5	<i>Clinopodium vulgare</i>	1			U	30	
6	<i>Digitalis grandiflora</i>	1		cz	U	20	
7	<i>Goodyera repens</i>	1	NT	ś		10	
8	<i>Lathyrus laevigatus</i>	1	NT	cz		20	
9	<i>Lathyrus niger</i>	1			U	10	
10	<i>Lycopodium annotinum</i>	1		cz		10	
11	<i>Melampyrum nemorosum</i>	1			U	20	
12	<i>Neottia nidus avis</i>	1		cz		10	
13	<i>Primula officinalis</i>	1		(cz)	U	30	
14	<i>Pyrola rotundifolia</i>	1		cz		20	
15	<i>Ranunculus polyanthemos</i>	1			U	20	
16	<i>Serratula tinctoria</i>	1			U	40	
17	<i>Succisa pratensis</i>	1			U	30	
18	<i>Trifolium alpestre</i>	1			U	10	
19	<i>Trollius europaeus</i>	1	VU	ś (1)	U	20	
20	<i>Viburnum opulus</i>	1		(cz)		20	
21	<i>Aquilegia vulgaris</i>	2		cz	U	10	3
22	<i>Convallaria majalis</i>	2		(cz)	U	80	13
23	<i>Daphne mezereum</i>	2		cz		80	10
24	<i>Hepatica nobilis</i>	2		(ś)		10	27
25	<i>Lilium martagon</i>	2		ś		40	17
26	<i>Melittis melissophyllum</i>	2		cz	U	90	3
27	<i>Polygonatum odoratum</i>	2			U	50	13
28	<i>Epipactis atrorubens</i>	3		cz			3

Do bardzo podobnych wniosków doszli także Brzeziecki i in. (2018b), którzy zbadali zmiany składu florystycznego runa leśnego, jakie miały miejsce w okresie 1959-2016 na stałej powierzchni badawczej Katedry Hodowli Lasu SGGW, zlokalizowanej w oddziale 319 Białowieskiego PN (Tab. 2). Autorzy podkreślają, że ważną częścią zaobserwowanych zmian było ustąpienie dużej liczby gatunków cennych z punktu widzenia ochrony przyrody, w tym gatunków znajdujących się na Polskiej czerwonej liście gatunków prawnie chronionych (ustąpiły m.in. takie gatunki, jak *Arnica montana*, *Goodyera repens*, *Lathyrus laevigatus* oraz *Trolius europaeus* – por. Tab. 2). Ustępujące gatunki reprezentowały w większości grupę roślin światłolubnych i ciepłolubnych związanych z rzadkimi i ustępującymi typami zespołów leśnych, takimi jak dąbrowy świetliste i subborealne bory mieszane. Wg autorów, zachowanie tych zbiorowisk oraz występujących w nich gatunków roślin (stanowiących istotną część różnorodnych walorów Puszczy Białowieskiej) wymagałoby przede wszystkim znalezienia odpowiedniej równowagi pomiędzy ochroną ścisłą a ochroną czynną.

Również badania lichenologiczne w Białowieskim PN, prowadzone w ostatnich latach XX i na początku XXI wieku, dostarczają wielu faktów wskazujących na niekorzystne zmiany, polegające na zanikaniu i zmniejszaniu różnorodności gatunkowej występujących tu porostów (Cieśliński 2009). Jak podkreśla cytowany autor, proces ten w przeważającej mierze dotyczy porostów epifitycznych, tworzących duże plechy. Skąpe dane z przeszłości uniemożliwiają ustalenie całkowitej listy gatunków, które ustąpiły z analizowanego obszaru bądź są zagrożone wymarciem.

Najbardziej niepokojących przykładów dostarcza analiza współczesnego stanu występowania porostów z dwóch rodzajów: brodaczka i włostka (Cieśliński 2009). Jeszcze w latach 50. XX wieku z konarów drzew, głównie świerków, zwisały ponad metrowej długości nitkowate plechy brodaczki najdłuższej. Obrazy te należą obecnie do przeszłości. Wyginęły też inne gatunki z tego rodzaju. Na 'Czerwonej Liście' porostów Puszczy Białowieskiej – 23 gatunki z rodzaju brodaczka uznano za wymarłe, podobnie siedem gatunków z rodzaju włostka. Obecnie stwierdzono występowanie jedynie siedmiu gatunków z rodzaju brodaczka, z czego tylko trzy występują jeszcze często. Rodzaj włostka jest obecnie reprezentowany jedynie przez trzy gatunki. Ustąpienie wielu gatunków z rodzaju brodaczka i włostka, a także zmniejszenie liczebności i częstości występowania gatunków pozostałych przy życiu, niekorzystnie wpłynęło na fizjonomię lasów Parku i Puszczy. Włosowate i nitkowate plechy tych porostów,

zwisające z pni i konarów drzew, podkreślały bowiem naturalny charakter zbiorowisk leśnych (Cieśliński 2009).

Nie potwierdzono obecnie wielu innych gatunków epifitycznych i epiksylicznych, podawanych przez wcześniejszych badaczy, które współcześnie należy uznać za wymarłe, bądź też są już tak rzadkie, że w ostatnich badaniach nie potwierdzono ich występowania. Zmniejszyła się liczba stanowisk i obfitość występowania wielu innych gatunków porostów. Porosty tworzące współcześnie szczątkowe populacje – w przeszłości należały do częstych i pospolitych (Cieśliński 2009).

Dobry przykład to granicznik płucnik. Wcześniejsi badacze podkreślali obfite występowanie granicznika płucnika – typowego puszczańskiego porostu. Porost ten, związany m.in. z dębami, grabami i świerkami, obecnie jest jeszcze dosyć częsty w Białowieskim PN, podobnie w Puszczy. Na większości stanowisk wykazuje jednak objawy gatunku ustępującego. Bardzo rzadko, o ile w ogóle, spotyka się obecnie okazy wytwarzające owocniki (Cieśliński 2009).

Bardzo wyraźnie zaznacza się ubożenie składu gatunkowego bioty porostów występujących na korze świerka, gatunku lasotwórczego w tutejszych zbiorowiskach leśnych. Krawiec (1938; cyt. za Cieśliński 2009) stwierdzał: 'Najbogatszą florę (porostów) posiadają świerki'. Dzisiaj większość wymienionych przez tego autora gatunków ustąpiła lub jest bardzo rzadka.

Wyrazem pogarszających się warunków życia jest obniżanie się żywotności niektórych gatunków porostów. Wcześniejsi badacze akcentowali fakt tworzenia owocników przez wiele gatunków. Obecnie nie stwierdza się owocujących okazów (Cieśliński 2009).

Jak podkreśla Cieśliński (2009), ubożenie bioty porostów, podobnie innych grup organizmów, jest obecnie zjawiskiem powszechnym, postępującym na coraz rozleglejszych obszarach. W odniesieniu do Białowieskiego PN proces ten ma szczególny wymiar. Zachodzi bowiem szczególnie intensywnie na terenie Parku, na obszarze objętym ochroną ścisłą już od ponad 80 lat. Wiele gatunków, uznanych obecnie za wymarłe, występowało tu jeszcze w połowie XX wieku.

Przykład Białowieskiego PN wyraźnie wskazuje, że wbrew twierdzeniom wielu autorów (np. Pawlaczyk 2009) najlepszym sposobem ochrony ekosystemów leśnych Puszczy Białowieskiej nie jest bynajmniej 'oddanie ich przyrodzie i minimalizacja ingerencji człowieka'. Okazuje się, że naturalne, spontaniczne zmiany sukcesyjne

zachodzące na obszarach objętych ochroną ścisłą są dokładnie tym czynnikiem, który w największym stopniu zagraża np. roślinom naczyniowym. W warunkach Puszczy Białowieskiej 'naturalne, spontaniczne zmiany sukcesyjne' polegają bowiem najczęściej na niekontrolowanej ekspansji jednego gatunku drzewa - grabu, gatunku silnie ocieniającego glebę, co powoduje zanik wielu gatunków roślin, szczególnie tych o większych wymaganiach świetlnych (por. także Kwiatkowska i Wyszomirski 1998; Paluch 2001, 2003; Sokołowski 2004; Matuszkiewicz 2011).

Swego rodzaju 'ciekawostką' jest także to, że w porównaniu z innymi lasami strefy umiarkowanej, w lasach Białowieskiego PN np. ptaki osiągają stosunkowo niskie zagęszczenia. Całkowite zagęszczenia ptaków, wynoszące maksymalnie do ok. 150 par /10 ha w łęgu oraz ok. 50 par /10 ha w borach, są w Białowieskim PN kilkakrotnie niższe niż w Europie Zachodniej, gdzie mogą osiągać 400 par / 10 ha (Tomiałoic i in. 1984; Wesołowski i in. 2003; cyt. za Walankiewicz 2009). Tylko 17 gatunków ptaków, a więc mniej niż 10%, w Białowieskim PN przekracza liczebność 1000 par lęgowych. Natomiast blisko 70% gatunków występuje w liczbie 100 i mniej par lęgowych (Walankiewicz 2009).

Tak niskie zagęszczenia przekładają się na duży stopień zagrożenia wielu gatunków. Problem ten nie dotyczy zresztą tylko ptaków, ale i wielu innych gatunków roślin, grzybów i zwierząt.

Ważny jest także problem gatunków inwazyjnych. Dwa charakterystyczne przykłady ze świata roślin to turzyca drżączkowata oraz niecierpek drobnolistny (Adamowski 2009). W grupie ssaków podobną rolę gatunku inwazyjnego odgrywa norka amerykańska. Występuje ona pospolicie m.in. w Białowieskim PN. Gatunek ten jest bardzo ekspansywny i w krótkim czasie opanował wszystkie odpowiednie dla siebie środowiska, stanowiąc poważną konkurencję dla tchórza i pośrednio dla gronostaja (Zub 2009).

Widać więc wyraźnie, że przypadek lasów pierwotnych chronionych w granicach 'Rezerwatu Ścisłego' Białowieskiego PN bardzo dobrze wpisuje się w obraz, jaki został zarysowany wyżej, po omówieniu wielu przykładów opisanych przez Cole'a i Yung (2010) i innych badaczy. We wszystkich tych przykładach, po upływie krótszego lub dłuższego okresu czasu, okazywało się, że mimo ochrony ścisłej (a może nawet w rezultacie jej wprowadzenia), objęte tą formą ochrony obiekty dużo straciły pod względem swych walorów, w tym przede wszystkim walorów przyrodniczych. Do głównych przyczyn tych niekorzystnych trendów należały z jednej strony spontaniczne,

niekontrolowane procesy sukcesyjne oraz niewystarczająca częstotliwość i intensywność naturalnych zaburzeń, a z drugiej oddziaływanie różnego rodzaju czynników zewnętrznych (np. w postaci obcych gatunków inwazyjnych) i brak możliwości przeciwdziałania niekorzystnym zjawiskom i procesom, ze względu na przyjętą zasadę ścisłej ochrony.

6. Rola drzew w funkcjonowaniu ekosystemów leśnych i w zachowaniu wysokiego poziomu leśnej różnorodności biologicznej

6.1. Uwagi wstępne

Znaczna część różnorodności biologicznej związana jest z lasami, jako tym typem formacji roślinnej oraz tą formą użytkowania ziemi, która jest stosunkowo najmniej przekształcona przez człowieka. Z punktu widzenia trwałego zachowania tej części różnorodności biologicznej, która związana jest z lasami, na podkreślenie zasługuje zwłaszcza rola drzew, jako najważniejszych składników ekosystemów leśnych. Wspomnianą rolę drzew było już widać w przypadku wielu omówionych wyżej przykładów zaniku cennych elementów przyrodniczych na terenach leśnych objętych ochroną ścisłą. Całkowity zanik tych elementów czy też znaczące pogorszenie warunków ich występowania były bowiem bardzo często pochodną tego, co na tych terenach działo się z lokalnymi gatunkami drzew. Celem niniejszego rozdziału jest zwrócenie większej uwagi i pogłębiona analiza tego istotnego, z punktu widzenia trwałego zachowania bioróżnorodności leśnej, problemu.

Chociaż inne grupy organizmów leśnych mogą liczbowo znacznie dominować nad drzewami (zarówno jeśli chodzi o liczbę gatunków, jak i osobników), to ich istnienie w bardzo dużym stopniu zależy właśnie od drzew, jako tej formy życiowej roślin, która w przypadku ekosystemów leśnych, ze względu na osiągnięte rozmiary (wysokość, grubość, masa, wielkość koron) oraz długość życia, zdecydowanie się wyróżnia. Stanowiąc główny składnik ekosystemów leśnych drzewa wywierają przemożny wpływ na rozmieszczenie i liczebność innych organizmów (Palik i Engstrom 2004). Drzewa nie tylko stanowią źródło pożywienia oraz substrat umożliwiający występowanie różnych gatunków leśnych. Znaczenie drzew przejawia się także w kształtowaniu warunków świetlnych i mikroklimatycznych panujących we wnętrzu lasu. Od drzew zależy także przebieg podstawowych procesów

ekosystemowych, takich, jak krążenie składników pokarmowych i występowanie różnego rodzaju zaburzeń, które, ze swej strony, wpływają na rodzaj, liczbę i liczebność różnych gatunków roślin, zwierząt i grzybów związanych z lasami. Stąd każda zmiana w drzewostanie pociąga za sobą zawsze zmiany w pozostałej części biocenozy leśnej.

To wszystko pozwala zaliczyć drzewa do grupy tzw. gatunków fundamentalnych (ang. *foundation tree species*) (Ellison i in. 2005). Gatunki fundamentalne cechują się tym, że występują licznie i powszechnie oraz tworzą warunki wymagane przez inne grupy organizmów związane z ekosystemem danego typu.

6.2. Wartość biocenotyczna gatunków drzew

Dobłą ilustracją roli drzew jako gatunków fundamentalnych są podejmowane przez różnych autorów próby określenia tzw. wartości biocenotycznej poszczególnych gatunków drzew, tj. ich znaczenia z punktu widzenia występowania innych organizmów związanych z ekosystemami leśnymi.

Próby taką podjęli m.in. Alexander i in. (2006). Autorzy ci wzięli pod uwagę następujące grupy organizmów leśnych:

- zbiorowiska grzybów mikoryzowych, występujących w środowisku glebowym, jak również organizmy, które odżywiają się tymi grzybami;
- organizmy tworzące edafon glebowy (takie, jak bakterie, drożdże, nicienie, roztocza) związane zarówno z żywymi, jak i martwymi korzeniami drzew;
- zbiorowiska destruentów rozwijające się w martwych częściach drzew (grzyby, bezkręgowce itp.);
- zbiorowiska destruentów odżywiających się opadłymi martwymi liśćmi i igłami drzew (grzyby, bezkręgowce itp.);
- zbiorowiska organizmów epifitycznych, wykorzystujących wszystkie dostępne powierzchnie, korę, drewno i liście (porosty, mchy, wątrobowce, glony, jak również organizmy, które wykorzystują je jako schronienie i które się nimi odżywiają);
- zwierzęta, które odżywiają się pyłkiem, nektarem, owocami i nasionami, jak również organizmy liściożerne;
- zwierzęta, które odżywiają się grzybami (zarówno grzybnią, jak i owocnikami) oraz zwierzęta roślinożerne.

Jak stwierdzają Alexander i in. (2006), powyższa lista z całą pewnością nie jest kompletna i obejmuje tylko najważniejsze grupy funkcjonalne organizmów bezpośrednio związanych z drzewami.

Alexander i in. (2006) zauważają także, że wartość biocenotyczna drzew dla innych organizmów zależy także od tego, czy występują one na powierzchni otwartej, czy też rosną w zwartych grupach. Z reguły ten pierwszy przypadek jest dla wielu organizmów znacznie korzystniejszy. Drzewa występujące na otwartej powierzchni mogą rozbudowywać swoje korony, obficie kwitnąć i owocować. Nie zmienia to faktu, że także zwarte drzewostany są potrzebne, ponieważ warunki, jakie w nich panują (duże ocienienie i wilgotność) wymagane są przez inne gatunki.

Cytowani autorzy zwracają ponadto uwagę na fakt, że to, że z jakimś gatunkiem drzewa związana jest pewna liczba innych gatunków, np. owadów, nie wynika jeszcze, że na każdym osobniku tego gatunku drzewa te wszystkie gatunki owadów występują. To, które z nich w danym konkretnym przypadku się pojawią, zależy od bardzo wielu innych czynników, nie tylko od przynależności gatunkowej organizmu żywicielskiego. Dużą rolę odgrywa tu mobilność samych tych gatunków i ich zdolność do kolonizacji miejsc, które są dla nich potencjalnie odpowiednie.

Wyniki swojej pracy Alexander i in. (2006), stanowiącej syntezę ogromnych ilości informacji, rozproszonych w literaturze, podsumowali w prostej, tabelarycznej formie. Oszacowano w niej (w 5-stopniowej skali) wartość wszystkich ważniejszych gatunków drzew występujących w Wlk. Brytanii, z punktu widzenia występowania i rozwoju 9 funkcjonalnych grup organizmów leśnych. Wyciąg z oryginalnej tabeli opracowanej przez Alexandra i in. (2006), obejmujące wybrane gatunki występujące w polskich lasach zawarto w Tab. 3. Dodatkowa kolumna „Razem” powstała przez zsumowanie ocen cząstkowych, przypisanych do poszczególnych grup organizmów. Kolejność gatunków podano zgodnie z malejącą sumą ocen cząstkowych.

Tabela 3. Zróżnicowanie jakościowe i ilościowe zgrupowań różnych grup organizmów związanych z wybranymi gatunkami drzew i krzewów (Alexander i in. 2006). Jedna gwiazdka oznacza małe znaczenie danego gatunku drzewa lub krzewu dla określonej grupy organizmów; pięć gwiazdek – bardzo duże znaczenie. Razem – suma ocen cząstkowych.

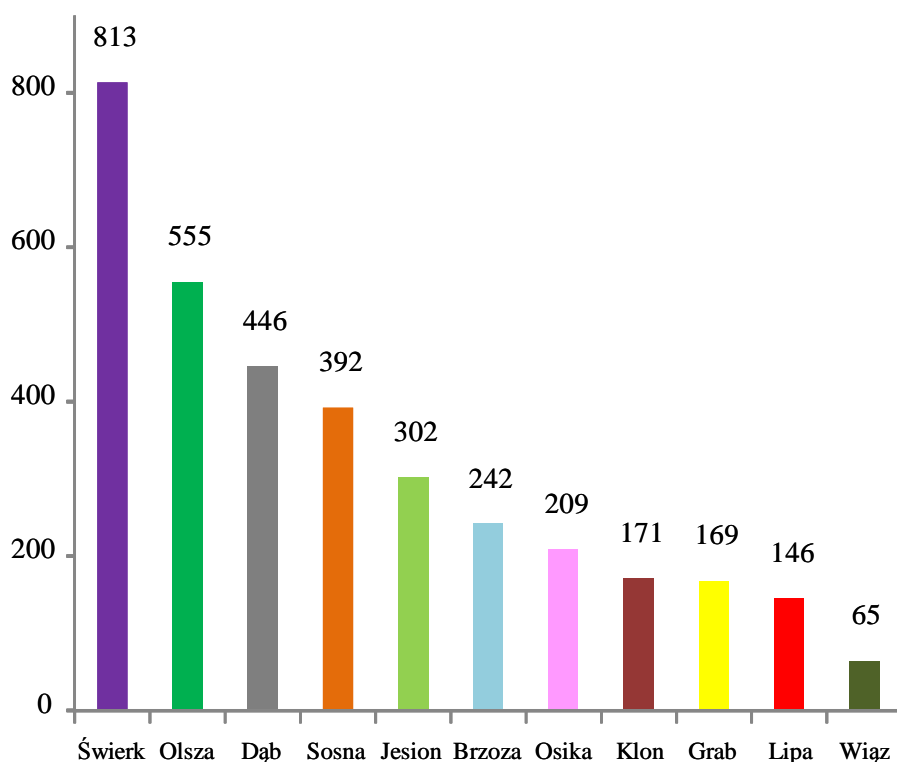
Gatunek drzewa	Grzyby mikoryzowe	Grzyby rozkładające drewno	Bezkęgowce rozkładające drewno	Bezkęgowce liściożerne	Biomasa bezkęgowców liściożernych	Ściółka	Produkcja pyłku i nektaru	Owoce i nasiona	Zbiorowiska gatunków epifitycznych	Razem
Dąb	*****	*****	*****	*****	*****	***	*	*****	*****	39
Brzoza	*****	****	****	*****	****	***	*	****	****	34
Jawor	***	***	***	**	*****	*****	****	*	*****	31
Iwa	***	***	***	*****	***	***	*****	*	****	30
Sosna	*****	***	****	****	****	*	*	****	*	27
Wiąz	***	*****	***	***	***	*****	*	*	*****	27
Jesion	***	***	*****	***	*	*****	*	*	*****	27
Leszczyna	**	***	***	***	***	*****	*	***	****	26
Lipa	*****	***	**	**	***	*****	*****	*	**	25
Świerk	*****	**	***	***	***	*	*	****	*	23
Olsza	***	***	**	*	*****	***	*	****	**	23
Osika	***	***	***	*****	***	***	*	*	*	22
Grab	***	**	**	**	*	***	*	***	**	19

W podsumowaniu Alexander i in. (2006) bardzo mocno podkreślają, że większość gatunków drzew, nie tylko gatunki, które są rodzime na danym terenie, ale również gatunki obce, ma bardzo duże znaczenie dla różnych grup organizmów leśnych. Każdy spośród uwzględnionych gatunków drzew (w tym gatunki obce dla dendroflory Wlk. Brytanii), otrzymał trzy gwiazdki przynajmniej w przypadku jednej z uwzględnionych przez nich grup funkcjonalnych organizmów leśnych. Nie oznacza to, że autorzy zachęcają do promowania gatunków obcych. Jak zauważają, prowadziłyby to do stopniowego zaniku swoistego charakteru lokalnych fito- i zoocenoz. Wskazują także, że intencją przeprowadzonej przez nich oceny nie było zachęcanie do faworyzowania jednego określonego gatunku (czy gatunków) tylko dlatego, że reprezentuje on (czy one) najwyższą wartość biocenotyczną. Wg autorów, podstawą strategii mającej na celu zachowanie wysokich walorów przyrodniczych ekosystemów leśnych powinno być, w większości przypadków, kształtowanie drzewostanów odznaczających się urozmaiconą strukturą przestrzenną i więźbą sadzenia, a także składających się z wielu gatunków drzew i krzewów.

Znaczenie poszczególnych gatunków drzew z punktu widzenia możliwości występowania różnych gatunków grzybów określiła, na podstawie informacji zawartych w narodowym banku danych o grzybach znajdującym się w szwajcarskim Instytucie Badań Lasu, Śniegu i Krajobrazu, Senn-Irlet (2008). Jak zauważa autorka, drewno poszczególnych gatunków drzew różni się pod względem wielu cech, takich, jak struktura i tekstura, zawartość żywicy, skład chemiczny ligniny. Przekłada się to na zróżnicowane właściwości mechaniczne i fizyczne drewna, a także na tempo rozkładu przez grzyby. Wiele gatunków grzybów jest przystosowanych do rozkładu drewna jednego lub niewielu konkretnych gatunków drzew. Biorąc to pod uwagę, można wyróżnić wśród grzybów trzy grupy: gatunki ubikwistyczne, które mogą zasiedlać praktycznie wszystkie gatunki drzew, gatunki wyspecjalizowane, które żyją albo tylko na drewnie iglastym, albo tylko na drewnie liściastym i wreszcie gatunki o bardzo wąskiej specjalizacji, które związane są z konkretnymi gatunkami drzew, w skrajnym przypadku z jednym tylko gatunkiem drzewa.

Na podstawie ponad 40 000 obserwacji, w których określono przynależność gatunkową drzewa zasiedlonego przez dany gatunek grzyba, autorka stwierdziła, że największa liczba gatunków grzybów została znaleziona na drzewach świerka (ponad 800 gatunków), a w dalszej kolejności na drzewach buka (ponad 700 gatunków). Dalsze miejsca pod tym względem zajęły olsza, dąb, jodła i sosna. Jak zauważa autorka, przy

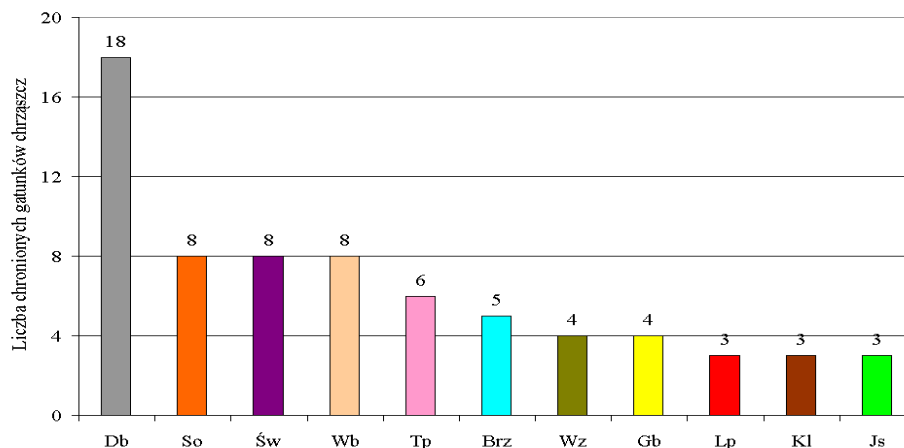
interpretacji uzyskanych przez nią wyników należy brać pod uwagę ogólnie znaną prawidłowość, polegającą na tym, że im dokładniej się bada dany obiekt, tym z reguły więcej gatunków się znajduje. Przykładowo, ponieważ w lasach Szwajcarii dominują świerk, buk i jodła, to prawdopodobieństwo znalezienia większej liczby gatunków grzybów, które z tymi gatunkami drzew są związane, jest większe niż w odniesieniu do tych gatunków drzew, które są rzadziej reprezentowane w składzie drzewostanów występujących w tym kraju. W tym kontekście autorka zwraca uwagę na olszę, która, mimo skromnego udziału w lasach Szwajcarii, zajęła jedno z czołowych miejsc, jeśli chodzi o liczbę gatunków grzybów, które z tym drzewem są związane. Do gatunków „bogatyh w grzyby” należały także świerk oraz buk. Wyciąg z danych prezentowanych przez Senn-Irlet (2008), z uwzględnieniem tych gatunków drzew, które występują w drzewostanach Puszczy Białowieskiej, podano na Ryc. 6.



Ryc. 6. Liczba gatunków grzybów związanych z poszczególnymi gatunkami drzew (na podstawie badań Senn-Irlet (2008) przeprowadzonych w Szwajcarii).

Liczbę chronionych gatunków chrząszczy żyjących na poszczególnych gatunków drzew i krzewów podał Borowski (2006). Spośród wszystkich innych

gatunków drzew wyróżnia się szczególnie dąb, na którym występuje w sumie 18 różnych gatunków chronionych chrząszczy. Pod tym względem dąb zdecydowanie wyprzedza inne gatunki drzew (Ryc. 7).



Ryc. 7. Liczba chronionych gatunków chrząszczy żyjących na poszczególnych gatunkach drzew (na podstawie Borowskiego (2006)).

Znaczenie poszczególnych gatunków drzew występujących w Puszczy Białowieskiej z punktu widzenia flory porostów określili Cieśliński i Tobolewski (1988). Wg tych badaczy flora porostów Puszczy i jej zachodniego przedpola obejmuje ponad 300 gatunków. Spośród drzew budujących zbiorowiska leśne Puszczy, a także rosnących na jej obrzeżach, najbogatszą florą porostów charakteryzowały się drzewa liściaste. Szczególnie wyróżniały się pod tym względem dąb i jesion. Jak sugerują cytowani autorzy, mogło to wynikać z dużego nagromadzenia sędziwych okazów tych drzew, zwłaszcza dębów. Z dębem związana była także największa liczba gatunków porostów, które występowały wyłącznie na korze tego gatunku drzewa. Natomiast ubogą florą porostów wyróżniały się drzewa i krzewy iglaste. Pod względem całkowitej liczby gatunków porostów, które wystąpiły na osobnikach danego gatunku drzewa lub krzewu, kolejność gatunków była następująca: dąb, jesion, grab, olsza czarna, wierzba, lipa drobnolistna, osika, brzoza, klon zwyczajny, świerk, sosna, jałowiec.

Nie ulega wątpliwości, że podane w tym rozdziale przykłady dobrze ilustrują znaczenie kształtowania drzewostanów o możliwie jak najbardziej zróżnicowanym składzie gatunkowym. Niemal w przypadku każdego gatunku drzewa pojawiają się organizmy, których trwałe występowanie i byt jest możliwe tylko w przypadku

obecności osobników tego konkretnego gatunku drzewa. Poszczególne gatunki drzew mogą się różnić pod względem liczby organizmów z nimi związanych. W leśnictwie i w hodowli lasu od dawna funkcjonuje pojęcie ‘domieszek biocenotycznych’, które podkreśla fakt, że pewne gatunki drzew są szczególnie ważne z punktu widzenia prawidłowego funkcjonowania całej biocenozy lasu. Tym niemniej, warto podkreślić, że funkcje biocenotyczne pełnią w szerokim zakresie także te gatunki drzew, którym formalnie nie przypisano tej roli.

6.3. Przyrodnicze konsekwencje ustępowania drzew pełniących rolę ‘gatunków fundamentalnych’ w ekosystemach leśnych - przykłady

Obecnie, w wielu typach lasów na całym świecie, ma miejsce zjawisko polegające na ustępowaniu gatunków drzew pełniących rolę gatunków fundamentalnych w lokalnych ekosystemach leśnych (Ellison i in. 2005). Zjawisko to prowadzi do zmiany lokalnych warunków środowiskowych, od których z kolei zależy byt i występowanie wielu innych organizmów leśnych, a także do zmiany przebiegu podstawowych procesów zachodzących w ekosystemach leśnych, takich, jak tempo rozkładu materii organicznej, krążenie składników pokarmowych, sekwestracja węgla i przepływ energii. Te zmiany przekładają się też na funkcjonowanie ekosystemów wodnych związanych z lasami.

W skali całego świata ustępowanie gatunków fundamentalnych jest uwarunkowane wieloma przyczynami, wliczając w to pojawianie się nowych gatunków szkodników i patogenów, nadmierne użytkowanie oraz intensywną gospodarkę leśną, a także świadomą eliminację pewnych gatunków występujących w lasach.

Jednym z przykładów zjawiska, o którym tu mowa, jest obserwowany od pewnego czasu zanik drzew choiny kanadyjskiej (*Tsuga canadensis*) w lasach Ameryki Północnej. *Tsuga canadensis*, jako jeden z najbardziej długowiecznych i cienioznośnych gatunków Ameryki Północnej odgrywa (odgrywała?) rolę gatunku dominującego w lasach zajmujących powierzchnię 1 mln ha i rozciągających się od południowych Appalachów po południową Kanadę. W północnej części swego zasięgu, choina występuje najczęściej w postaci prawie litych drzewostanów, charakteryzujących się ubogim podszyciem i runem. Na południu, gatunek ten występuje w mieszanych drzewostanach, tworzących wąskie pasy wzdłuż większych rzek oraz zajmujących położenia cechujące się dużą wilgotnością gleby. W drzewostanach z dużym udziałem choiny, współdziałanie silnego ocienienia oraz

kwaśnej, wolno rozkładającej się ściółki prowadzi do powstania chłodnego, wilgotnego mikroklimatu, wolnego krążenia azotu i ubogich gleb. Drzewostany z choiną charakteryzują się wyższymi wartościami indeksu powierzchni liści i niższym tempem transpiracji w przeliczeniu na jednostkę powierzchni liści niż drzewostany złożone z towarzyszących choinie gatunków liściastych. Mimo, że choina odznacza się wyższym tempem oddychania w okresie wczesnej wiosny i późnej jesieni niż drzewa liściaste (które są w tym czasie pozbawione liści), to w ciągu lata choina transpiruje tylko ok. 50% tej ilości wody, którą uwalniają drzewa liściaste. Te cechy choiny, plus wysoka zdolność do przechwytywania opadów śniegu, mają pozytywny wpływ na wilgotność gleb, stabilizują przepływy oraz zmniejszają wahania temperatury wody w ciekach i strumieniach. Dzięki temu, cieki przepływające przez lasy choinowe charakteryzują się występowaniem unikalnych zbiorowisk salamander, ryb i bezkręgowców, wrażliwych na przesychanie cieków w okresie suszy.

Populacja choiny kanadyjskiej podlegała trzykrotnie gwałtownemu załamaniu w okresie polodowcowym, po raz pierwszy ok. 5500 lat temu, co miało związek z regionalnymi zmianami klimatu i wystąpieniem szkodliwego gatunku owada *Lambdina fiscellaria*, po raz drugi około 200 lat temu, co wynikało z rozwoju rolnictwa i zamiany gruntów leśnych na nieleśne, wzrostu ilości pożarów oraz intensywnego pozyskiwania drewna i tanin oraz po raz trzeci, począwszy od połowy lat 80-tych do chwili obecnej, tym razem z powodu zawleczonego gatunku owada *Adelges tsugae*. Ten szybko rozmnażający się gatunek mszycy zabija drzewa o każdej wielkości i wieku w ciągu trwających od 4 do 15 lat masowych pojawów. Choina nie jest odporna na działanie tego owada i rzadko przeżywa jego atak. Nie ma też, jak dotąd, metod biologicznych lub chemicznych, które pozwalałyby go skutecznie zwalczać.

Jak obawiają się autorzy cytowanej pracy, w ciągu kilku najbliższych dziesięcioleci, choina może przestać odgrywać rolę ważnego elementu funkcjonalnego w lasach wschodniej części Ameryki Północnej. Na terenach, na których doszło do zamarcia drzewostanów choinowych, gatunek ten na ogół się nie odnawia, tylko jest zastępowany przez różne gatunki liściaste: brzozy, dęby i klony. W południowo-wschodnich regionach USA, choina jest zastępowana przez tulipanowiec *Liriodendron tulipifera*. Skutkiem zamierania choiny może być lokalny zanik związanych z tym drzewem gatunków mrówek i ptaków, a także regionalna homogenizacja zespołów roślinnych i zbiorowisk zwierzęcych, zmiana procesów glebowych oraz zaburzenie cykli hydrologicznych. Zamieranie choiny wskutek gradacji *Adelges tsugae* ma też

doniosłe skutki dla ekosystemów wodnych. Cieki wodne występujące w lasach zdominowanych przez choinę charakteryzują się znacznie większą liczbą gatunków bezkręgowców wodnych niż analogiczne cieki w mieszanych lasach liściastych, przy czym 10% taksonów jest silnie uzależnionych od obecności choiny. Gwałtowne zamieranie choiny prowadzi też do znacznej akumulacji martwego drewna, które rozkłada się wolniej niż drewno liściaste. Duże kłody martwego drewna zalegające w ciekach i strumieniach zatrzymują osady i materię organiczną oraz stwarzają nowe typy środowisk. Jakkolwiek drzewa zabite przez *Adelges tsugae* mogą trwać w ciekach przez wiele dziesiątek lat, to stopniowo dopływ tych drzew będzie ograniczany, skutkując obniżeniem zdolności retencyjnych i produktywności cieków.

Zjawisko zamierania drzewostanów choinowych objęło lasy o różnym statusie zagospodarowania i ochrony, w tym także lasy znajdujące się pod ochroną ścisłą. O ile w przypadku lasów zagospodarowanych można projektować i wykonywać działania mające na celu zahamowanie procesu ustępowania choiny, to w przypadku obszarów objętych ochroną ścisłą, z założenia można mu się tylko biernie przyglądać.

Analogiczne zjawiska, jak opisany wyżej przypadek choiny kanadyjskiej, mają miejsce także w lasach europejskich. Jako przykład można wymienić jesion wyniosły. Konsekwencje przyrodnicze zjawiska masowego zamierania jesionu były m.in. przedmiotem pracy Pautasso i in. (2013). Autorzy zauważają, że rola jesionu jako gatunku odgrywającego ważną rolę w zachowaniu wielu cennych elementów bioróżnorodności w lasach strefy umiarkowanej w Europie jest obecnie bardzo zagrożona w wyniku jego zamierania spowodowanego przez inwazyjny gatunek grzyba. Zamieranie jesionu, które wystąpiło początkowo w Polsce w połowie lat 90-tych, w szybkim tempie objęło inne kraje europejskie. Przyczyną tego zjawiska był grzyb *Hymenoscyphus pseudoalbidus*, stanowiący anamorficzną formę grzyba *Chalara fraxinea*. Biorąc pod uwagę, że grzyb śmiertelnie poraża drzewa jesionu we wszystkich klasach wieku oraz, to, że procesy zamierania jesionu przebiegają bardzo intensywnie, tak sam jesion, jak i liczne gatunki, które są z nim związane, są bardzo zagrożone. W oparciu o szeroki przegląd literatury, autorzy przedstawiają aktualny stan wiedzy na temat zjawiska zamierania jesionu, a także formułują wnioski o charakterze praktycznym i identyfikują najważniejsze potrzeby badawcze w tym zakresie. Jak zauważają Pautasso i in. (2013), obserwacje wskazujące na występowanie względnie odpornych dojrzałych osobników jesionu (choćby rzadkie), przemawiają za tym, aby dokonać zbioru materiału genetycznego w celu podjęcia hodowli w kierunku uzyskania

osobników odpornych lub tolerujących chorobę. Pautasso i in. (2013) podkreślają także, że tych jesionów, które wykazują odporność na chorobę nie należałoby wycinać, chyba, że stanowią one bezpośrednie zagrożenie dla bezpieczeństwa ludzi. Biorąc pod uwagę fakt, że patogen nie wytwarza diaspor na drewnie oraz biorąc pod uwagę znaczenie martwego drewna dla ochrony bioróżnorodności, martwe i zamierające jesiony powinno się pozostawiać w lesie. Szczególnie duży nacisk cytowani autorzy kładą na konsekwencje zjawiska zamierania jesionu dla zachowania tych licznych organizmów, które są z tym gatunkiem związane, poczynając od grzybów rozkładających drewno, poprzez chrząszcze saproksyliczne, porosty epifityczne, a na geofitach i różnych gatunkach ptaków kończąc. Z tego względu postulują oni podjęcie zespołowych, interdyscyplinarnych prac, z udziałem specjalistów reprezentujących różne dziedziny wiedzy, mających na celu zatrzymanie procesu ustępowania jesionu z lasów europejskich i przywrócenie należnej mu roli w zbiorowiskach leśnych, ze szczególnym uwzględnieniem zbiorowisk łęgowych.

Jest rzeczą oczywistą, że realizacja programu odbudowy roli jesionu w lasach wymagałaby przeprowadzenia wielu aktywnych i zakrojonych na szeroką skalę działań, co jednak z ideą ochrony ścisłej miałoby niewiele wspólnego.

Chociaż za uproszczenie składu gatunkowego i zmniejszenie roli wielu gatunków drzew często, nie bez racji, obwinia się schematyczną gospodarkę leśną, to trzeba mocno podkreślić, że podobne efekty i zjawiska występują także w wielu obiektach leśnych wyłączonych z normalnego gospodarowania i objętych od długiego czasu ochroną ścisłą, zwłaszcza w przypadku drzewostanów mieszanych, z udziałem gatunków o dużych i pośrednich wymaganiach świetlnych.

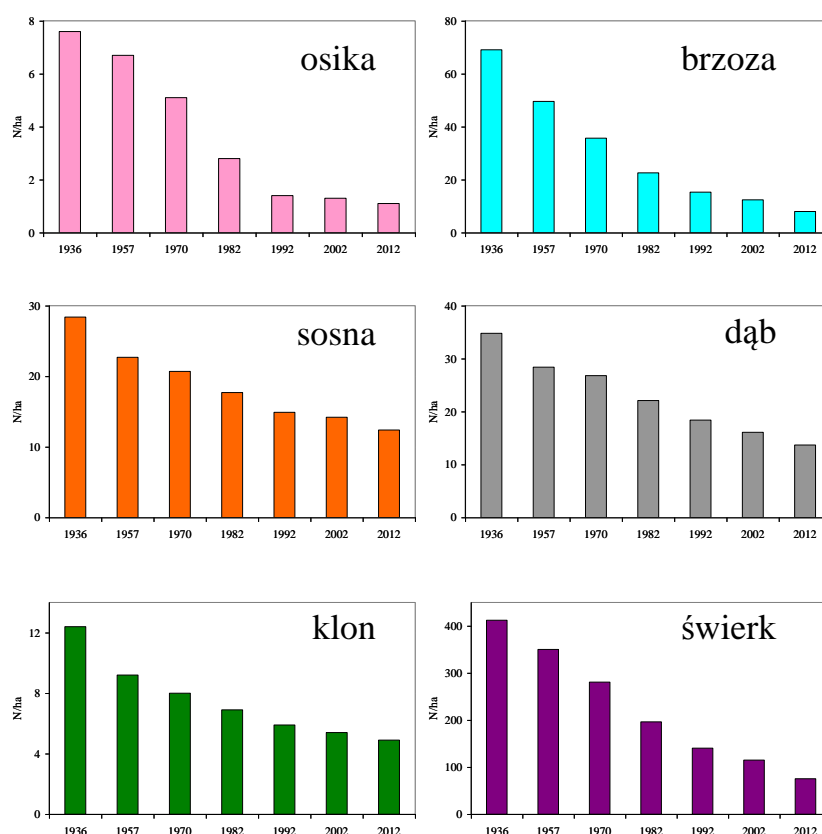
Dobrym przykładem w tym zakresie jest sytuacja w jednym z najcenniejszych obiektów przyrodniczych, nie tylko w Polsce, tj. we wspomnianym już wcześniej 'Rezerwacie Ścisłym' Białowieskiego PN, zajmującym powierzchnię prawie 5000 ha i znajdującym się już od 100 lat pod ochroną ścisłą. Rozwój drzewostanów znajdujących się w tym obiekcie jest śledzony prawie od początku istnienia tego obiektu, dzięki stałym powierzchniom badawczym, założonym kilkanaście lat od momentu wprowadzenia ochrony ścisłej (Włoczewski 1954; Bernadzki i in. 1998a i b; Brzeziecki i in. 2016). Wieloletnie badania prowadzone na tych powierzchniach jednoznacznie wskazują, że w warunkach ochrony ścisłej, liczebność oraz status demograficzny zdecydowanej większości gatunków drzew systematycznie się pogarszają.

Niekorzystne trendy obejmują gatunki o bardzo różnych właściwościach biologicznych i wymaganiach ekologicznych. W całym okresie badań, m.in., systematycznie malała liczebność 6 (spośród ogółem 11) rodzajów drzew (Ryc. 8). W grupie tej znajdowały się m.in. osika i brzoza, czyli dwa gatunki zaliczane do gatunków pionierskich. Są to gatunki o bardzo dużych wymaganiach świetlnych, potrzebujące dużych otwartych powierzchni do skutecznego odnowienia. Aktualna liczba drzew tych gatunków wynosi niewiele ponad 10% stanu wyjściowego.

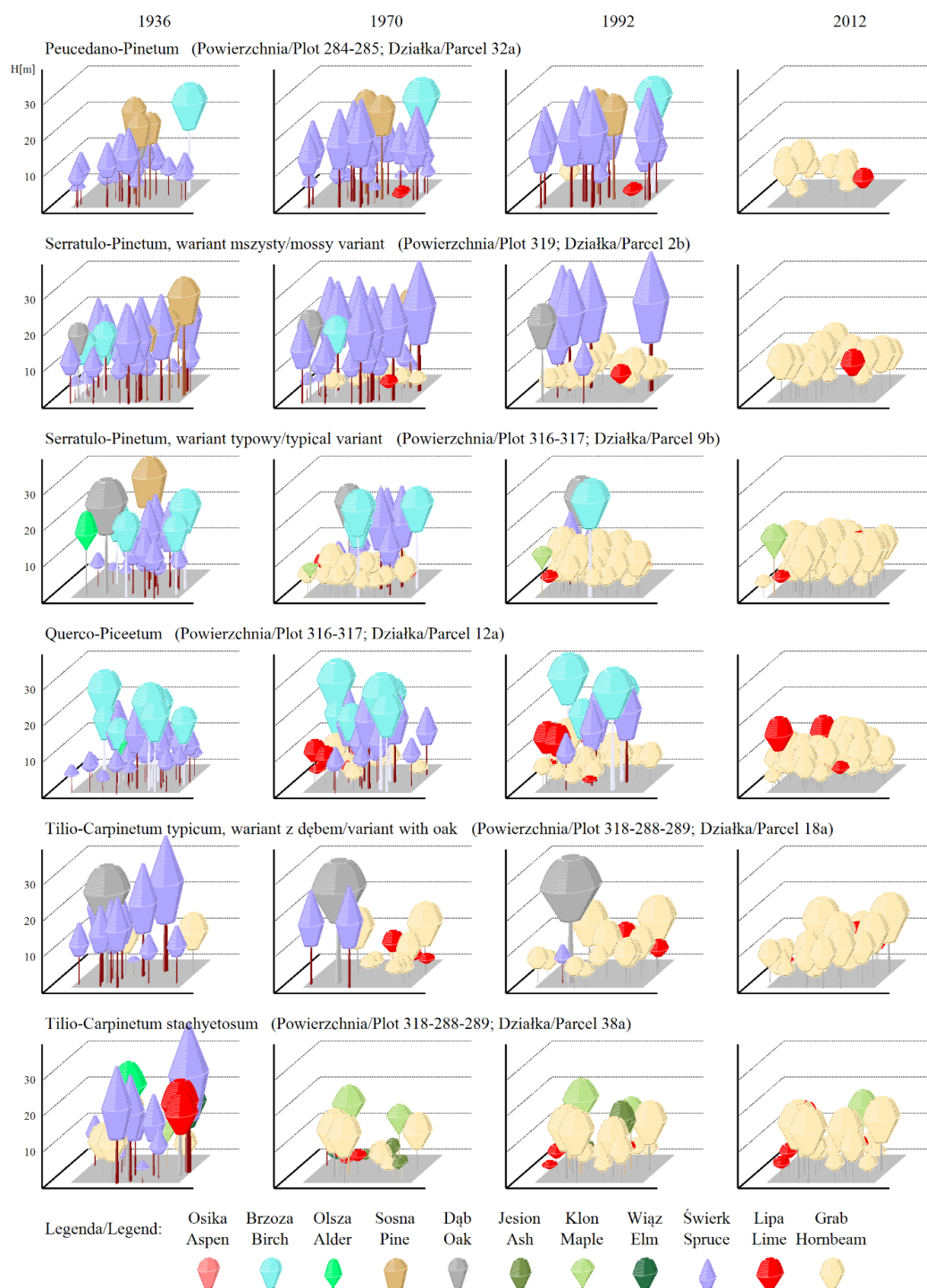
Drugą parę gatunków powoli, ale nieubłaganie ustępujących ze składu gatunkowego drzewostanów występujących w Białowieskim PN stanowią sosna i dąb (Ryc. 9). Gatunki te mają stosunkowo duże wymagania świetlne, co w pewnym stopniu zbliża je do poprzedniej grupy. Od typowych gatunków pionierskich dąb i sosna różnią się pod względem takich cech, jak maksymalne rozmiary, długowieczność i odporność na różnego rodzaju zaburzenia. Dzięki temu tempo ustępowania tych gatunków jest wolniejsze w porównaniu z osiką i brzozą. Obecna wielkość populacji tych gatunków wynosi około 40% stanu wyjściowego. Warto podkreślić, że z fitosocjologicznego punktu widzenia (Faliński 1977, 1986), zarówno sosna, jak i dąb stanowią ważne składniki naturalnych zespołów leśnych występujących w Białowieskim PN. Sosna jest podstawowym składnikiem borów, borów mieszanych oraz uboższych postaci grądów, natomiast dąb występuje w borach mieszanych i w grądach. Oba te gatunki, a zwłaszcza dąb, mają także bardzo dużą wartość biocenotyczną (por. np. Alexander i in. 2006).

Przykłady gatunków systematycznie ustępujących ze składu drzewostanów poddanych ochronie ścisłej można znaleźć też w przypadku gatunków o zdecydowanie mniejszych wymaganiach świetlnych i w większym lub mniejszym stopniu znoszących ocienienie w młodości. W tej grupie znajdują się klon i świerk (Ryc. 9). Klon, obok grabu i lipy, jest jednym z najważniejszych gatunków tworzących drzewostany na siedliskach grądowych. W okresie badań jego liczebność bardzo silnie zmalała. Ustępuje on ze składu drzewostanów w Białowieskim PN w tempie podobnym do sosny i dęba. W efekcie jego aktualne zagęszczenie stanowi, podobnie, jak w przypadku tych dwóch gatunków, około 40% stanu początkowego. Znacznie silniejszy trend spadkowy wystąpił w przypadku bardzo cieniożośnego świerka. Jest to zresztą ten gatunek, który w okresie badań stracił zdecydowanie najwięcej. Podczas gdy w momencie rozpoczęcia badań pełnił on rolę gatunku zdecydowanie dominującego pod względem liczebności, to obecnie spadł pod tym względem na 3 pozycję (za grab i lipę). Najprawdopodobniej, w niedalekiej przyszłości rola świerka jeszcze bardziej zmaleje.

Jego aktualny stan to zaledwie 20% początkowej wielkości populacji tego gatunku. Warto zauważyć, że często podkreśla się bardzo dużą rolę świerka jako tego gatunku drzewa, z którym związane są liczne gatunki grzybów (Kujawa 2009), porostów (Cieśliński 2009), owadów (Gutowski i in. 2009) oraz ptaków (Walankiewicz 2009). Ustępowanie świerka powoduje, że ustępują też gatunki, które są z nim związane. Nawiasem mówiąc, w aktualnie trwającym procesie ustępowania świerka z drzewostanów Puszczy Białowieskiej można widzieć wiele analogii do opisanego wcześniej przypadku zaniku choiny kanadyjskiej w lasach wschodniej części Stanów Zjednoczonych. Można też przypuszczać, że bardzo silne ograniczenie roli świerka w drzewostanach Puszczy będzie miało podobne, negatywne konsekwencje w zakresie funkcjonowania lokalnych ekosystemów leśnych oraz zachowania wielu elementów lokalnej bioróżnorodności leśnej, tak, jak to zostało zidentyfikowane i opisane w przypadku choiny.



Ryc. 8. Wieloletnie trendy w zakresie liczebności wybranych gatunków drzew występujących na stałych powierzchniach badawczych w Białowieżskim PN (Brzeziecki 2016).



Ryc. 9. Przykłady upraszczania budowy i składu gatunkowego drzewostanów reprezentujących szeroki zakres warunków siedliskowych i typów zbiorowisk roślinnych występujących na stałych powierzchniach badawczych w ‘Rezerwacie Ścisłym’ Białowieskiego PN, w wyniku zdominowania procesów odnowienia naturalnego przez ograniczoną liczbę gatunków drzew leśnych (głównie grab) (Brzeziecki i in. 2018a, por. także Brzeziecki i in. 2020).

Omówione wyżej gatunki to jeszcze nie wszystko. W porównaniu ze stanem wyjściowym aktualna liczebność olszy jest mniejsza o ok. 1/3. Takie gatunki jak lipa oraz jesion, po początkowym okresie wzrostu, także wykazują od pewnego czasu tendencje spadkowe. Dotyczy to szczególnie jesionu, którego liczebność już 10 lat temu, w wyniku wyżej wspomnianego zjawiska masowego zamierania drzew tego gatunku stanowiła mniej niż 40% stanu początkowego (tak, jak w przypadku sosny, dębu i klonu). Obecnie jesion znalazł się na krawędzi całkowitego ustąpienia z drzewostanów Parku.

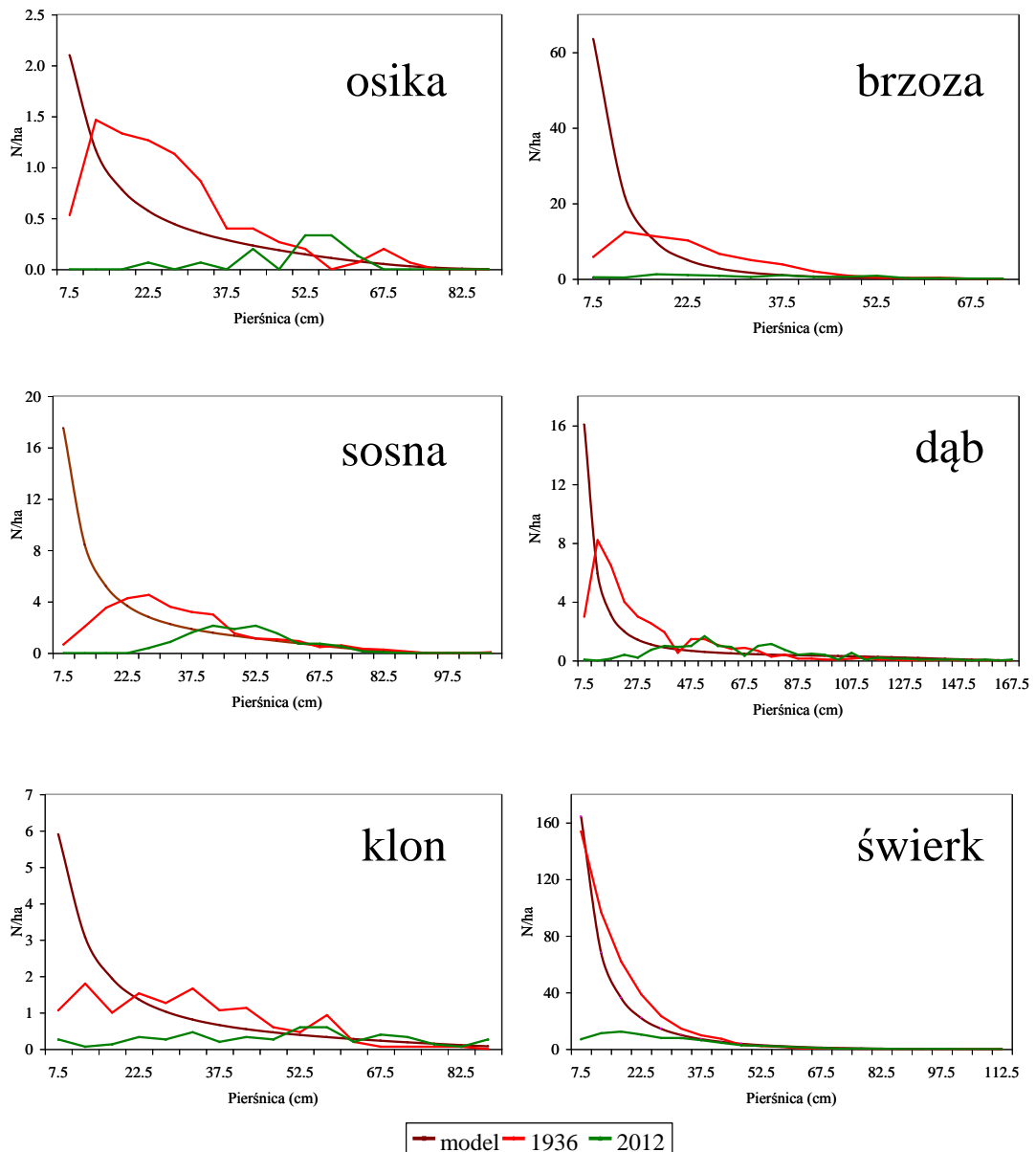
Jedynym gatunkiem, którego rola w budowie zbiorowisk leśnych Białowieskiego PN cały czas rośnie, jest grab. W okresie objętym badaniami zwiększył on swoją liczebność prawie 4-krotnie (o 400%). Dominacja grabu szczególnie mocno zaznacza się w przypadku procesów dorastania, od których w głównej mierze zależy zachowanie (lub nie) równowagi populacyjnej danego gatunku. Przykładowo, w ostatnim okresie pomiarowym (lata 2002-2012), udział grabu w całkowitej puli wszystkich dorostów wzrósł do ok. 75%. Poza grabem, tylko 3 inne gatunki drzew były w stanie odegrać znacznie większą rolę w procesach dorastania (lipa, świerk i olsza).

Efektom dominacji grabu w naturalnych procesach odnowieniowych jest stopniowo postępujący proces upraszczania budowy i składu gatunkowego zbiorowisk leśnych występujących na powierzchniach badawczych. Proces ten obejmuje bardzo szeroki zakres zmienności lokalnych warunków glebowo-siedliskowych, od boru świeżego (*Peucedano-Pinetum*) poczynając, a na lesie wilgotnym (*Tilio-Carpinetum stachyetosum*) kończąc (Ryc. 9).

Ujemnym trendem w zakresie liczebności, jakie występują w przypadku zdecydowanej większości gatunków drzew występujących w drzewostanach Białowieskiego PN towarzyszą bardzo niekorzystne, z punktu widzenia zachowania trwałości tych populacji, zmiany w strukturze demograficznej. W przypadku drzew dobrą i często wykorzystywaną miarą statusu demograficznego gatunku są empiryczne rozkłady pierśnic drzew w przyjętych stopniach grubości. Rozkłady takie przedstawiono na Ryc. 10 dla wybranych, szczegółowo omówionych już wcześniej gatunków drzew, z uwzględnieniem początku i końca okresu badań. Rozkłady te zostały porównane z krzywymi modelowymi, przedstawiającymi rozkłady liczebności drzew w populacjach będących w stanie dynamicznej równowagi. Krzywe modelowe zostały skonstruowane na podstawie wieloletnich empirycznych danych dotyczących tempa zamierania i tempa przyrostu pierśnicy oraz średniego pierśnicowego pola przekroju

poszczególnych gatunków drzew występujących na powierzchniach badawczych (Brzeziecki i in. 2016). Krzywa równowagi przedstawia, jaka powinna być liczba drzew w poszczególnych klasach grubości, aby całkowita liczebność populacji, przy danej śmiertelności i danym tempie wzrostu (warunkującym szybkość przemieszczania się drzew z jednej klasy grubości do drugiej) utrzymywała się cały czas na zbliżonym poziomie. Przebieg krzywych równowagi przypomina kształtem odwróconą literę „J”. Wynika to stąd, że w populacji znajdującej się w stanie równowagi zawsze jest najwięcej drzew najcieńszych (i najmłodszych), natomiast w miarę przechodzenia do następnych klas grubości ich liczba systematycznie maleje. Z danej klasy do następnej przechodzi bowiem zawsze tylko pewien procent drzew, ze względu na naturalny proces zamierania. W lesie naturalnym przyczyną tego procesu jest przede wszystkim konkurencja ze strony większych drzew oraz drzew o podobnych rozmiarach, ale rosnących w dużym zagęszczeniu. Dodatkowe przyczyny śmiertelności związane są z naturalnymi procesami starzenia, które dotyczą drzew najstarszych (i z reguły najgrubszych), oraz z naturalnymi zaburzeniami, które mogą prowadzić do śmierci drzew niezależnie od ich wielkości i wieku.

Z porównania krzywych teoretycznych z rozkładami empirycznymi wynika przede wszystkim, że rozbieżności pomiędzy krzywymi teoretycznymi a rozkładami teoretycznymi, widoczne w przypadku wielu gatunków już w momencie rozpoczęcia badań i pomiarów, znacznie się pogłębiły w okresie objętym obserwacjami. Nawet jeżeli w przypadku wszystkich analizowanych tu gatunków w pierwszym terminie pomiarowym w różnych zakresach grubości występował nadmiar drzew w porównaniu z rozkładem teoretycznym (osika, brzoza, sosna, dąb, klon i przede wszystkim świerk), to, po upływie 75 lat badań, nadmiar ten w zdecydowanej większości przypadków zniknął. Obecnie regułą jest nie nadmiar, ale niedobór drzew w szerokim zakresie grubości, ze szczególnym jednak uwzględnieniem początkowych klas zakresu zmienności pierśnic. Rozkłady grubości, jakie obecnie charakteryzują większość gatunków, są silnie spłaszczone, w ogóle nie przypominają krzywej „J” i są typowe dla populacji starzejących się, w których brakuje młodych osobników, które mogłyby zastąpić stare drzewa, gdy te, prędzej czy później, zamrą.



Ryc. 10. Rozkład grubości drzew wybranych gatunków drzew występujących na stałych powierzchniach badawczych KHL SGGW w Białowieckim PN, na początku (1936) i końcu (2012) okresu badań: porównanie z krzywą teoretyczną (model). Źródło: Brzeziecki i in. (2016).

Przyczyny ustępowania wielu gatunków drzew w warunkach ochrony ścisłej są złożone i nie zawsze łatwe do jednoznacznego wyjaśnienia. Z całą pewnością ważną rolę w tym procesie odgrywają globalne zmiany środowiska, w tym ocieplenie i osuszenie klimatu, a także zanieczyszczenia przemysłowe atmosfery (w tym zwłaszcza depozycja związków azotowych), nie omijające obszaru Puszczy Białowieskiej (Malzahn i in. 2009). Można np. z dużą pewnością zakładać, że czynnik „klimatyczny” odpowiada za pogorszenie stanu zdrowotnego i osłabienie żywotności drzewostanów świerkowych występujących w Puszczy oraz zwiększenie ich podatności na ataki ze strony kornika drukarza.

Nie można też zapominać o jeszcze jednym ważnym aspekcie, na który zwraca m.in. uwagę O'Hara (2014). W przypadku drzewostanów mieszanych, składających się z gatunków o zróżnicowanych wymaganiach świetlnych, zawsze ma miejsce tendencja, polegająca na tym, że te gatunki, które cechują się największą zdolnością do znoszenia ocienienia w danych warunkach, zaczynają dominować. Innymi słowy, o ile pod okapem złożonym z gatunków światłożądnych, gatunki tolerujące ocienienie mogą się odnawiać i rozwijać, to sytuacja odwrotna nie jest możliwa. Dlatego jedyną szansą dla gatunków światłożądnych są odpowiednio częste, silne i rozległe zaburzenia, które prowadzą do mniej lub bardziej całkowitego zniszczenia drzewostanów złożonych z gatunków cienioznośnych i powstania dużych, otwartych powierzchni, sprzyjających odnowieniu gatunków światłożądnych. Może się jednak okazać, że i to nie wystarczy, jeżeli np. podaż nasion nie będzie wystarczająca (co może dotyczyć zwłaszcza gatunków z ciężkimi nasionami, jak np. dąb), albo np. silna presja zwierzyny spowoduje selektywną eliminację niektórych, bardziej wrażliwych gatunków.

Na duże znaczenie tego ostatniego czynnika wskazuje wiele badań. Presja ze strony nadmiernie rozmnożonych populacji zwierząt kopytnych (głównie jelenia) na odnowienie naturalne wielu gatunków drzew występujących w Puszczy Białowieskiej jest bardzo duża (Kuijper i in. 2010; Churski 2014). Większość z nich nie wytrzymuje tej presji i tylko nieliczne (takie jak grab) w warunkach intensywnego zgryzania przez zwierzynę są w stanie awansować do warstwy drzewostanu. Powoduje to systematyczne ubożenie i upraszczanie składu gatunkowego drzewostanów, zwłaszcza na obszarach objętych ochroną ścisłą, czyli tam, gdzie nie podejmuje się żadnych działań mających na celu ochronę odnowień przed presją zwierzyny.

Brak skutecznej kontroli liczebności zwierząt kopytnych powoduje pośrednio negatywne efekty dla całej biocenozy lasu. W literaturze mówi się w takim przypadku o tzw. ujemnym efekcie kaskadowym (Côté i in. 2004).

Na znaczenie zwierzyny zwracają także uwagę Salk i in. (2011), w pracy poświęconej mieszanym starodrzewom z udziałem choiny kanadyjskiej występujących w stanach Michigan i Wisconsin w USA. Jak piszą ci autorzy, jakkolwiek wiele z tych drzewostanów zostało wyłączonych z użytkowania (poddanych ochronie ścisłej), to jednak ich skład gatunkowy i dynamika podlegają obecnie wielu niekorzystnym zmianom, w wyniku pośredniego oddziaływania różnych czynników antropogenicznych, w tym zwiększonej liczebności jeleniowatych. Obecne zagęszczenie jelenia wirginijskiego jest na tym terenie rekordowo duże, przekraczając dwukrotnie stany historyczne (przed rozwojem osadnictwa). Z wielu badań wynika, że żerowanie jelenia powoduje zmiany w roślinności leśnej, zmniejszając w szczególności zagęszczenie i różnorodność ziół (roślin nie-trawiastych) oraz gatunków drzewiastych wrażliwych na zgryzanie. W swojej pracy cytują oni liczne badania, w których udowodniono ścisły związek między zgryzaniem przez jelenie i słabym odnowieniem choiny. Również w przypadku lasów borealnych w Kanadzie okazało się, że utrzymująca się presja jeleniowatych spowodowała najpierw eliminację gatunków preferowanych, a następnie konsumpcję występującej tam jodły balsamicznej do tego stopnia, że jej udział w drzewostanach się zmniejszył na rzecz mniej preferowanych przez zwierzynę gatunków świerków.

W podsumowaniu, autorzy stwierdzają, że spośród różnych czynników wpływających na przyszłość lasów występujących w interesujących ich obszarze, znaczenie jeleniowatych w ostatnich latach XX w. było największe, prowadząc do zaostrzenia negatywnych skutków zmian klimatycznych. Stwierdzają także, że zwierzyna stanowi jedyny czynnik, który obecnie można regulować. Uważają w związku z tym, że niezbędne są aktywne działania w tym zakresie mające na celu ograniczenie wpływu licznej populacji jelenia (której rozwój, jak twierdzą, jest uwarunkowany zmianami w krajobrazie spowodowanymi działalnością człowieka) oraz ochronę historycznej 'naturalnej' dynamiki, która charakteryzowała te lasy przez tysiąclecia. W tym celu zalecają ochronę wilków i pum, wydłużenie sezonu polowań na jelenie, zaangażowanie strzelców wyborowych do odstrzałów oraz działania edukacyjne, zachęcające społeczeństwo do zaprzestania dokarmiania jeleni. Wszystkie te działania powinny doprowadzić do pożądanego, z punktu widzenia zachowania

integralności ekologicznej i wysokiego poziomu różnorodności lokalnych ekosystemów leśnych, regeneracji choiny, brzozy żółtej oraz innych gatunków drzew.

6.4. Aktywne kształtowanie zróżnicowanego składu gatunkowego drzewostanów i zachowanie ciągłości demograficznej populacji drzew leśnych

Omówione w poprzednim rozdziale przykłady stanowią dobrą ilustrację zjawiska ustępowania wielu gatunków drzew pełniących rolę gatunków fundamentalnych w licznych typach lasów na świecie, ze szczególnym uwzględnieniem lasów strefy umiarkowanej w Europie i Ameryce Półn. i problemów, jakie to zjawisko powoduje z punktu widzenia możliwości utrzymania dobrego stanu zachowania bioróżnorodności leśnej. Takich przykładów można by zresztą podać znacznie więcej. Co warto podkreślić, jak wynika z podanych wyżej przykładów, proces ustępowania gatunków drzew może obejmować powierzchnie liczone w milionach hektarów, jak ma to miejsce np. w przypadku omówionej wcześniej w ramach tego opracowania choiny kanadyjskiej i sosny *Pinus albicaulis* w Ameryce Półn. czy też jesionu w Europie. Przykład ‘Rezerwatu Ścisłego’ Białowieskiego PN wskazuje z kolei, że w warunkach wieloletniej ochrony ścisłej proces ustępowania może objąć bardzo dużą liczbę gatunków drzew, co skutkuje upraszczaniem i homogenizacją składu gatunkowego drzewostanów, ze wszystkimi tego negatywnymi konsekwencjami dla wielu elementów bioróżnorodności leśnej.

Z tych wszystkich względów, potrzeba aktywnego kształtowania drzewostanów mieszanych, złożonych z wielu gatunków drzew, od dawna jest mocno podkreślana przez licznych specjalistów z zakresu gospodarki leśnej (Duchiron 2000; Schütz 2001, 2002; Franklin i in. 2002; Spiecker 2003; Brzeziecki 2005; Pretzsch i in. 2008; Bauhus i in. 2009; Brzeziecki i in. 2013; Brang i in. 2014; O’Hara 2014, 2016; Bravo-Oviedo i in. 2018; Ammer 2019; Steckel i in. 2020). Jedną z głównych przeszkód utrudniających szeroką realizację tego postulatu w praktyce leśnej był do tej pory brak odpowiednich narzędzi regulacyjnych wspomagających proces kształtowania tego rodzaju drzewostanów (Coll i in. 2018; Bravo i in. 2019).

Próbie rozwiązania tego problemu przedstawili w ostatnim czasie Brzeziecki i in. (2021). Podstawą opracowanej przez nich propozycji są omówione wyżej krzywe równowagi demograficznej, wykorzystywane do tej pory głównie jako narzędzia do

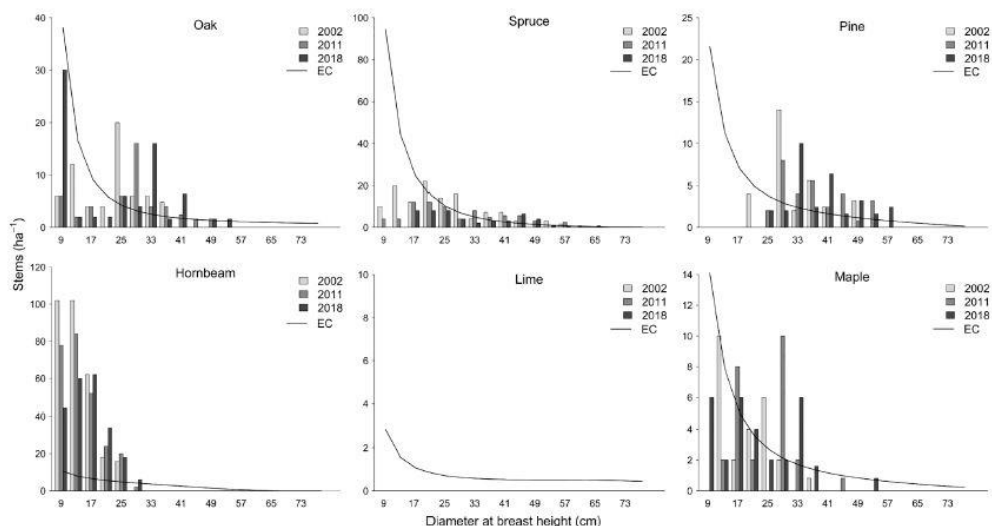
oceny statusu demograficznego populacji drzew leśnych rozwijających się w warunkach ochrony ścisłej (por. np. Salk i in. 2011).

Możliwość wykorzystania krzywych równowagi demograficznej w charakterze narzędzia wspomagającego aktywne kształtowanie zróżnicowanego składu gatunkowego oraz złożonej struktury drzewostanu została zademonstrowana na przykładzie Eksperymentalnej Jednostki Kontrolnej (EJK) 'Browsk 28C', wchodzącej w skład zagospodarowanej (do niedawna) części Puszczy Białowieskiej. Wielkość tej jednostki wynosi 28,54 ha (Brzeziecki i in. 2021). Dominującym typem siedliskowym lasu w EJK 'Browsk 28C' jest las świeży. Mniejsze powierzchnie zajmują las mieszany świeży, las wilgotny i ols jesionowy. Drzewostany występujące w EJK 'Browsk 28C' są stosunkowo młode (najstarsze drzewa niewiele przekraczają wiek 100 lat) i składają się z takich gatunków, jak sosna, brzoza, osika, dąb, świerk, grab, klon, wiąz, jesion i olsza. Udziały tych gatunków określone na podstawie pierśnicowego pola przekroju są dosyć wyrównane. Z gatunków odgrywających większą rolę w drzewostanach Puszczy Białowieskiej brakuje jedynie lipy (w postaci drzew o pierśnicy >7 cm). W 2002 r. w EJK 'Browsk 28C' została zainicjowana permanentna inwentaryzacja stanu lasu, w oparciu o system stałych powierzchni próbnych, rozmieszczonych w regularnej siatce 100 m x 100 m. Inwentaryzacja ta została do tej pory powtórzona dwukrotnie, w 2011 r. i w 2018 r. Dane pozyskane w ramach tej inwentaryzacji pozwoliły m.in. na określenie empirycznych rozkładów grubości charakteryzujących poszczególne gatunki drzew.

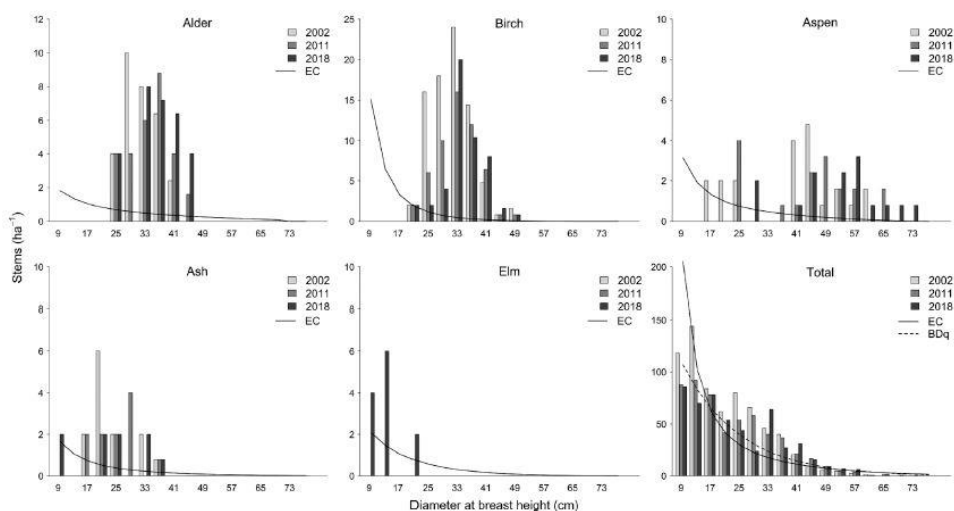
Aby ocenić, na ile aktualne rozkłady grubości drzew odbiegają od pożądanego modelu, dla wszystkich gatunków drzew występujących w EJK 'Browsk 28C' zbudowano teoretyczne krzywe równowagi populacyjnej (demograficznej). Krzywe te zostały skonstruowane z wykorzystaniem trzech elementów: 1) funkcji opisujących przyrost pierśnicy w zależności od aktualnej grubości drzewa; 2) funkcji opisujących prawdopodobieństwo zamarcia drzewa w zależności od jego grubości; 3) danych dotyczących przyjętego udziału danego gatunku w całkowitym polu przekroju drzewostanów występujących w EJK 'Browsk 28C' (Brzeziecki i in. 2021; por. także Brzeziecki i in. 2016). W dwóch pierwszych przypadkach wykorzystano zależności, sparametryzowane wcześniej na podstawie danych zbieranych w ciągu blisko 80 lat na stałych powierzchniach badawczych zlokalizowanych w Białowieskim PN (Brzeziecki i in. 2016). Natomiast w celu określenia pożądanego (modelowej) wartości pierśnicowego pola przekroju dla poszczególnych gatunków drzew występujących w EJK 'Browsk 28C' zastosowano następującą procedurę. Najpierw ustalono, jaki powinien być skład

gatunkowy drzewostanów dla poszczególnych typów siedliskowych lasu, występujących w EJK 'Browsk 28C'. Wykorzystano w tym celu Zasady Hodowli Lasu (2012), z niewielkimi modyfikacjami. Następnie obliczono udział poszczególnych gatunków drzew w sumarycznym pierśnicowym polu przekroju określonym dla wszystkich drzewostanów występujących w EJK 'Browsk 28C', jako średnią ważoną udziałem danego typu siedliskowego lasu. Na tej podstawie ustalono, że najważniejszymi gatunkami w EJK 'Browsk 28C' powinny być dąb, świerk, sosna, grab, lipa i klon (wg malejącego udziału). Grupę gatunków o mniejszym znaczeniu stanowiły olsza, brzoza, osika, wiąz i jesion. Dwie wspomniane wyżej funkcje, tj. funkcja wzrostu i funkcja śmiertelności posłużyły do wyznaczenia kształtu krzywej równowagi (jej bardziej stromego lub bardziej płaskiego przebiegu, w zależności od intensywności procesu wzrostu i zamierania drzew poszczególnych gatunków w kolejnych klasach grubości). Natomiast wartości pierśnicowego pola przekroju stanowiły podstawę 'wyskalowania' przebiegu krzywych, tj. określenia ich położenia w stosunku do osi x-ów (niżej lub wyżej).

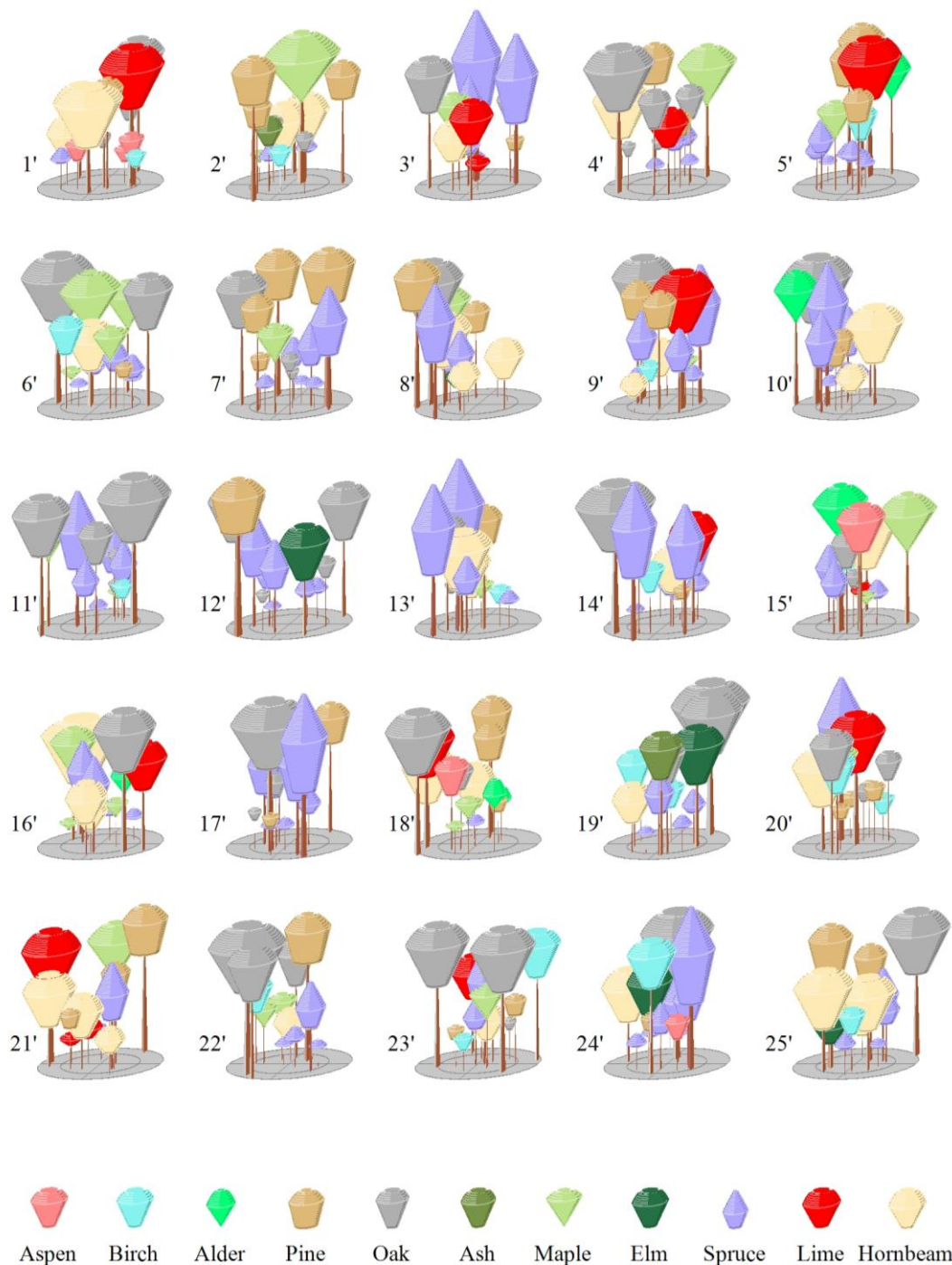
Po skonstruowaniu modelu przedstawiającego najbardziej pożądaną (docelowy, modelowy) stan drzewostanów występujących w EJK 'Browsk 28C', wykorzystano go do oceny aktualnego stanu tych drzewostanów. W tym celu przebieg krzywych równowagi został porównany z empirycznymi rozkładami grubości drzew poszczególnych gatunków, określonymi na podstawie danych uzyskanych ze stałych powierzchni próbnych (Ryc. 11). Odchylenia empirycznych rozkładów grubości od krzywych teoretycznych, zarówno 'na plus', jak i 'na minus', stanowiły podstawę rekomendacji w zakresie odpowiednich działań hodowlanych. M.in. zwraca uwagę często występujący deficyt (w stosunku do krzywych modelowych) drzew w najcieńszych klasach grubości. Wskazuje to na potrzebę aktywnych działań, mających na celu uzyskanie odnowienia (naturalnego bądź sztucznego) tych gatunków drzew, w przypadku których problem braku ciągłości demograficznej (świerk, sosna, olsza, brzoza) rysuje się w największym stopniu.



Ryc. 11a. Porównanie empirycznych rozkładów grubości dla gatunków drzew występujących w EJK 'Browsk 28C', określonych w kolejnych terminach inwentaryzacji (2002, 2011 i 2018), z krzywymi równowagi demograficznej (ang. *equilibrium curve (EC)*). Gatunki główne: oak – dąb; spruce – świerk; pine – sosna; hornbeam – grab; lime – lipa; maple – klon (Brzeziecki i in. 2021).



Ryc. 11b. Porównanie empirycznych rozkładów grubości drzew dla gatunków występujących w EJK 'Browsk 28C', określonych w kolejnych terminach inwentaryzacji (2002, 2011 i 2018), z krzywymi równowagi demograficznej (ang. *equilibrium curve (EC)*). Gatunki domieszkowe: alder – olsza; birch – brzoza; aspen – osika; ash – jesion; elm – wiąz. Total – wszystkie gatunki razem (Brzeziecki i in. 2021).



Ryc. 12. Poglądowe przedstawienie stopnia zróżnicowania gatunkowego i strukturalnego drzewostanów występujących w EJK 'Browsk 28C' (model) zapewniającego stabilność demograficzną poszczególnych gatunków drzew oraz możliwość pełnienia przez nie roli gatunków fundamentalnych w sposób możliwie ciągły (za Brzezieckim i in. 2021).

Graficzną ilustrację najbardziej pożądanego (z punktu widzenia zachowania dużego zróżnicowania gatunkowego i struktury) modelu hodowlanego dla drzewostanów występujących w EJK 'Browsk 28C' pokazano na Ryc. 13. Warto podkreślić, że przedstawione na tej rycinie struktury mają tylko orientacyjny i poglądowy charakter, ponieważ osiągnięcie i utrzymanie tak dużego zróżnicowania gatunkowego i wiekowego drzewostanów w skali płątów drzewostanów odpowiadających wielkości powierzchni próbnej (4 ary) wiązałoby się z koniecznością przeprowadzenia bardzo intensywnych działań wymagających dużego nakładu sił i środków. W praktyce chodziłoby o to, aby pożądanego efektu w postaci odpowiednio zróżnicowanej struktury grubościowej poszczególnych gatunków drzew uzyskać w skali przestrzennej odpowiadającej całej EJK 'Browsk 28C', czyli w tym przypadku ok. 30 ha.

Jak podkreślono w omawianym opracowaniu, w przypadku części gatunków występujących w EJK 'Browsk 28C', możliwe jest uzyskanie odnowienia naturalnego, jednak pod warunkiem stworzenia odpowiednio dużych luk w okapie istniejących drzewostanów. Przy tworzeniu tych luk należałoby przede wszystkim usuwać drzewa tych gatunków, które obecnie występują w nadmiarze w stosunku do krzywych równowagi. Chodziłoby tu w pierwszym rzędzie o takie gatunki, jak grab (duży nadmiar drzew, zwłaszcza o małej grubości), a także olsza i brzoza (występujące w dużym nadmiarze w zakresie drzew o średniej grubości, tj. w zakresie od 25 do 57 cm) – por. Ryc. 11. Jak zauważono, w przypadku części gatunków należałoby także uwzględnić konieczność odnowienia sztucznego, m.in. ze względu na brak odpowiedniej liczby drzew mogących pełnić rolę nasienników. Podkreślono także konieczność stosowania grodzień jako w praktyce jedynej skutecznej metody ochrony odnowień przed presją zwierzyny, od dawna pełniącej w warunkach Puszczy Białowieskiej rolę czynnika ograniczającego w tym zakresie (por. Brzeziecki i in. 2018a oraz cytowana tam literatura).

We wnioskach autorzy podkreślają, że proponowana przez nich metoda może znaleźć zastosowanie tylko w tych drzewostanach, w których dozwolona jest ingerencja (interwencja) człowieka. Obecnie, w efekcie nadania w 2014 r. Puszczy Białowieskiej statusu Obiektu Światowego Dziedzictwa Przyrodniczego bardzo duża część tego terenu została w praktyce objęta ochroną ścisłą i wyłączona z wszelkich działań. Dalszy rozwój drzewostanów, które znalazły się w strefach wyłączonych z działań człowieka jest w tej chwili wielką niewiadomą. Nie ma jednak wyraźnych przesłanek, żeby sądzić,

że rozwój ten będzie się w istotny sposób różnił od tego, co można już od dłuższego czasu obserwować w przypadku 'Rezerwatu Ścisłego' Białowieskiego PN, jak to przedstawiono wyżej (por. Ryc. 9). Z tego względu, jak zauważają autorzy opisanego tu podejścia, aktywne kształtowanie zróżnicowanej pod względem gatunkowym i zrównoważonej pod względem demograficznym struktury drzewostanów miałyby podstawowe znaczenie z punktu widzenia utrzymania wysokiego poziomu różnorodności biologicznej, cechującej zbiorowiska leśne Puszczy, przynajmniej w tej jej części, w której tego rodzaju działania są na tą chwilę dopuszczalne.

Oczywiście, zastosowanie podejścia demograficznego do problemu kształtowania składu gatunkowego i struktury drzewostanów nie jest ograniczone tylko do terenu Puszczy Białowieskiej. Podejście to wydaje się optymalne we wszystkich tych przypadkach, w których chodziłoby o zapewnienie możliwości odgrywania przez drzewa roli gatunków fundamentalnych w ekosystemach leśnych w sposób możliwie trwałe. Można na przykład zasugerować, że podejście to bardzo dobrze by się sprawdziło w przypadku specjalnych obszarów ochrony siedlisk chronionych w ramach programu Natura 2000, czyli tam, gdzie zachowanie wysokich poziomów różnorodności biologicznej ma szczególnie wysoki priorytet. W przypadku tego typu obszarów, ocena statusu demograficznego (wykorzystująca pojęcie krzywych równowagi) występujących tam gatunków drzew mogłaby, a nawet powinna, stać się jednym z najważniejszych kryteriów stanu zachowania siedliska.

7. Podejście 'integracyjne' jako alternatywa dla podejścia 'segregacyjnego': podstawy ideowe, prawne i praktyczne rozwiązania

7.1. Podstawy ideowe - ochrona przyrody w czasach Antropocenu

Przed przystąpieniem do bliższej charakterystyki podejścia 'integracyjnego' jako alternatywnego (w stosunku do podejścia 'segregacyjnego') sposobu podejścia do problemu ochrony różnorodności biologicznej, warto zapoznać się z rozważaniami natury bardziej ogólnej, dotyczącymi relacji człowieka ze światem przyrody w dobie *Antropocenu*, czyli nowej epoki geologicznej, w której działalność człowieka stała się głównym czynnikiem kształtującym warunki życia na Ziemi (Wapner 2014).

Cytowany tu autor zaczyna od stwierdzenia, że w działalności ruchów ekologicznych i instytucji zajmujących się ochroną środowiska szczególne miejsce

zajmuje pojęcie przyrody (ang. *nature*), rozumianej jako byt (świat), w którym dla człowieka nie ma miejsca (ang. *nonhuman world*). Jako główny cel swojej pracy ruchy ekologiczne widzą, mniej lub bardziej, działanie na rzecz ochrony, zachowania oraz ciągłości istnienia tego świata.

Jak jednak zauważa cytowany tu autor, podstawowe założenie, na którym się opierało i na którym nadal opiera się działanie wielu ruchów i instytucji zajmujących się obroną przyrody przed człowiekiem, przestało być dzisiaj aktualne. Założenie to mówi o tym, że te dwie sfery, tj. sferę (domenę) ‘człowieka’ i sferę (domenę) ‘natury’ można rozdzielić. Tymczasem, w ciągu ostatnich kilkudziesięciu lat, zarówno różnego rodzaju dane empiryczne, jak i postęp nauki, wskazują jednoznacznie, że powyższa hipoteza jest błędna. Współcześnie, ludzie wykorzystują tak wiele zasobów planety, praktycznie w niemal każdym miejscu na Ziemi, i emitują tak ogromne ilości różnego rodzaju odpadów, które trafiają do powietrza, wód i gleb, że ślad człowieka (ang. *humanity's signature*) można znaleźć dziś dosłownie wszędzie. Nie ma już na Ziemi miejsc, do których wpływ człowieka jeszcze by nie dotarł. Nie ma też w związku z tym możliwości oddzielenia sfery ‘człowieka’ od sfery ‘poza-człowiekiem’.

Wg Wapnera (2014), świadomość, że mamy obecnie do czynienia ze swoistym ‘końcem natury’ (ang. ‘*end of nature*’) staje się coraz powszechniejsza. Obecnie, główna dyskusja na ten temat odbywa się na gruncie koncepcji *Antropocenu*, jaką nowej epoki geologicznej, w której najważniejszym czynnikiem kształtującym warunki życia na Ziemi stała się działalność człowieka. W związku z tym podstawowe pytanie, na jakie próbuje on odpowiedzieć w swojej pracy, jest następujące: jaki rodzaj polityki w zakresie ochrony środowiska przyrodniczego jest najbardziej odpowiedni w dobie *Antropocenu*, przy założeniu hybrydowej natury świata, w którym żyjemy?

Autor formułuje generalny wniosek, że w czasach *Antropocenu*, ani natura ani ludzkość – zarówno z empirycznego, jak i teoretycznego punktu widzenia – nie istnieją jako niezależne sfery. Polityka, która zakłada istnienie takiej dychotomii nie może być źródłem wiedzy, jak prowadzić nasze zbiorowe życie, nie może być skuteczna. Zjawisko końca natury i nastanie epoki *Antropocenu* ma nie tylko konsekwencje geologiczne, ale przede wszystkim konsekwencje polityczne i praktyczne. Tak więc, powody niektórych działań oraz filozoficzne podstawy, na których długo opierało się działanie wielu ruchów ekologicznych, przestały być aktualne.

Głównym celem wielu ruchów ekologicznych i instytucji odpowiedzialnych za ochronę przyrody jest ochrona pewnych regionów, krajobrazów lub ekosystemów przed

nadmierną eksploatacją. Celem wielu tych działań jest ochrona tego, co określa się mianem ‘dzikiej przyrody’ (ang. *wilderness*). Działania te sprowadzają się do odizolowania pewnych obszarów oraz ograniczenia bądź nawet wyeliminowania stałej obecności człowieka z zamiarem zabezpieczenia terenów oddanych całkowicie przyrodzie. Efektem tych działań są różne ‘tereny chronione’ rozsiane licznie po całym świecie. Wizja, jaka znajduje się u podstaw tych działań, została najlepiej wyartykułowana przez hinduskiego działacza ochrony przyrody Almika Thapara, propagatora tworzenia rezerwatów dla tygrysów niedostępnych dla człowieka: ‘Moim zdaniem, nie ma takiej możliwości, żeby tygrysy i ludzie mogli razem mieszkać w lasach’; tygrysy mogą przetrwać tylko ‘w dużych, nie zakłóconych, nienaruszalnych krajobrazach’, pozbawionych ludzi. Wielu zwolenników ochrony obszarów ‘dzikiej przyrody’ podziela ten pogląd. W rzeczy samej, Amerykańska Ustawa o Obszarach Dzikiego Życia (ang. *The Wilderness Act*) definiuje je jako ‘tereny, na których Ziemia i istoty ją zamieszkujące nie są krępowane przez człowieka, obszary, gdzie człowiek jest tylko chwilowym gościem’. Ogólna wizja i idące za nią działania praktyczne są przejawem tego, co określa się jako ‘ochronę rezerwatową’ (ang. *reservation conservation*) lub ‘ochronę obronną (bastionową)’ (ang. *fortress conservation*). Przejawem tej samej wizji lub idei są także takie tradycyjne praktyki, jak nadawanie pewnym obszarom statusu ‘lasów duchowych’ (ang. *spirit forests*) czy też ‘świętych gór’.

Przeciwstawianie ludzi przyrodzie w przypadku dążenia do wydzielenia obszarów dzikiej przyrody ma szczególny wydźwięk wtedy, gdy tworzeniu sanktuariów, parków, rezerwatów i innych tego typu obiektów ochrony towarzyszą akcje wysiedlania lokalnych mieszkańców. Usuwanie ludzi z określonych terenów często prowadzi do konfliktów i aktów przemocy. W wielu miejscach na świecie, aparat państwowy wykorzystuje wojsko w celu usunięcia tubylczej ludności, koczowników i im podobnych w celu utworzenia tzw. ‘dzikich’ (dziewicznych) obszarów.

Powinno być jasne, że gdy eksmisje są częścią działań prowadzących do powstania dziewiczych obszarów, to musi pojawić się pytanie o podstawy ideowe i wizję stojącą za takimi działaniami. Trzeba zapytać, na czym polega ‘dziewiczność’ jakiegoś obszaru, jeżeli zostaje on od podstaw zaprojektowany i utworzony w wyniku działań urzędników państwowych i działaczy zajmujących się ochroną przyrody? Idea ‘dziewicznych’ obszarów budzi także poważne wątpliwości, jeżeli weźmie się pod uwagę ogromną dawkę manipulacji ludźmi, jaka towarzyszy zakładaniu oraz

utrzymaniu rezerwatów dzikiego życia, sanktuariów przyrody i innych podobnych obiektów. Ponadto, w utrzymanie parków, lasów oraz sanktuariów ‘dzikiej przyrody’, stale są zaangażowane liczne osoby, które zajmują się monitorowaniem takich terenów, prowadzą działania polegające na reintrodukcji gatunków, dokarmiają zwierzęta oraz w inny sposób zmieniają krajobrazy w służbie ideologii tworzenia i odtworzenia ‘dzikiego charakteru’.

Wiele społeczności lokalnych nie widzi sprzeczności pomiędzy ludźmi i naturą. Z tego względu pojmują one ‘dzikość’ nie jako brak człowieka, tylko jako układ zależności między sferą człowieka i sferą przyrody (ang. *more-than-human world*). Według Martineza (cyt. za Wapner 2014), wielu autochtonów uważa, że ziemia pozostawiona sobie samej nie staje się ‘dzika’, tylko zaniedbana i jako taka podatna na degradację oraz utratę różnorodności biologicznej i ekologicznego bogactwa. Według nich, ochrona ‘dzikiej przyrody’ wymaga zaangażowania człowieka i takich działań, jak np. czyszczenie tarlisk łososia, selektywne użytkowanie dzikich roślin, celowe wypalanie pewnych obszarów, sadzenie i przersedzanie określonych gatunków. Na przykład, w niektórych regionach Kenii i Tanzanii, praktyki stosowane przez Masajów prowadziły do ograniczenia wzrostu agresywnych, szkodliwych traw i zwiększały odporność na pożary, w Etiopii, plemię Mursi utrzymywało produktywność i dużą różnorodność biologiczną swoich terenów. Tego rodzaju praktyki nie są wyłączną domeną autochtonicznych plemion. Leśnicy (ang. *rangers*) w Stanach Zjednoczonych i w Meksyku, na przykład, gospodarują ogniem, prowadzą różnego rodzaju działania ochroniarskie oraz kontrolują proces wypasu w celu utrzymania ‘prawidłowo funkcjonującej przyrody’, w której produktywność ekonomiczna jest częścią dynamicznej relacji między człowiekiem i naturą. W rzeczy samej, wiele organizacji pozarządowych zajmujących się ochroną dzikich obszarów wykorzystuje duże zaangażowanie ludzi. Uznanie potrzeby uwzględniania zarówno celów ekonomicznych, jak i ekologicznych, stało się kamieniem probierczym dla wielu projektów ochroniarskich na świecie oraz centralną zasadą zrównoważonego rozwoju. Z tego punktu widzenia, dzikość nie jest stanem lub warunkiem, odseparowanym od człowieka, ale czymś, co powinno być pielęgnowane w szerszym społeczno-biofizycznym kontekście.

W wielu przypadkach, współczesne ruchy ekologiczne operują takim pojęciem dzikości, tym niemniej nie wykorzystują w pełni zalet pragmatycznych i filozoficznych z nim związanych. Ochrona dzikiej przyrody nie może dzisiaj polegać na usunięciu się

na bok i pozwoleniu naturze ‘robienia swego’, jak to sugerowałyby postawa naturalistyczna. Ochrona dzikiej przyrody wymaga raczej odpowiednio dużej dozy interwencji ze strony człowieka. Uznanie tego faktu jednakże nie oznacza, że ochrona dzikiej przyrody jest równoznaczna z dążeniem do pełnej kontroli i władzy (ang. *mastery*). Kontrola i władza dąży do podboju i do uwolnienia się od dzikości. W przypadku ochrony dzikiej przyrody, dążenie do pełnej kontroli i władzy oznaczałoby próbę narzucenia woli człowieka we wszystkich aspektach gospodarowania i tym samym, w imię tworzenia pewnego typu krajobrazu, dążenie do przechrzta natury i zwiększania przewidywalności, co prowadziłoby do likwidacji wszelkich przejawów inności obecnych w chronionych terenach – i tym samym byłoby kpina z prawie każdej idei dzikości. Ochrona dzikiej przyrody (ang. *wilderness protection*) wymaga dużego wysiłku w celu zachowania dziewiczego charakteru obszarów chronionych, nawet jeżeli wiąże się to z koniecznością daleko idącego zaangażowania ze strony człowieka. Ani postawa naturalistyczna ani postawa dążąca do pełnej kontroli i władzy (ang. *mastery*) nie są w tym przypadku właściwe. Potrzebna jest droga pośrodku, która wymaga porzucenia obu tych skrajnych stanowisk oraz zrozumienia, że ze światem przyrody wiąże nas skomplikowana sieć zależności. Jest częścią czegoś większego niż tylko my sami. Droga środka obejmuje wiele działań, takich, jak budowanie przejść dla dzikich zwierząt, świadome kształtowanie krajobrazu, tworzenie w miastach i na przedmieściach powierzchni przyjaznych przyrodzie oraz zielonych dachów na budynkach miejskich w celu zwiększenia bioróżnorodności i ekologicznego bogactwa (ang. *ecological abundance*). U podstaw tego rodzaju wysiłków znajduje się założenie, że dzika przyroda (ang. *wilderness*) nie jest miejscem czy stanem ale relacją, oraz, że ludzie muszą być świadomie zaangażowani w kultywowanie tej relacji. Innymi słowy, w *Antropocenie*, ochrona dzikiej przyrody wymaga uwzględnienia hybrydowego charakteru ekosystemów oraz pomocy z naszej strony w celu ukształtowania ich w taki sposób, w których zdanie ludzi jest świadomie brane pod uwagę przy modelowaniu zależności socjo-ekologicznych.

7.2. Podstawy prawne - Konwencja o Różnorodności Biologicznej i podejście ekosystemowe

Ważnych podstaw dla ‘integracyjnego’ podejścia do problemu zachowania różnorodności biologicznej dostarcza m.in. wspomniana już wcześniej Konwencja o Różnorodności Biologicznej, podpisana przez polski rząd i ratyfikowana przez Sejm. Konwencja ta wymienia, jako równorzędne, trzy główne cele: 1) ochronę (zachowanie) różnorodności biologicznej; 2) trwałe i zrównoważone wykorzystywanie jej elementów; 3) sprawiedliwy podział korzyści wynikających z użytkowania zasobów genetycznych, będących istotnym elementem różnorodności biologicznej (UNEP 1992; Rykowski 1999a; 2006a).

Głównym instrumentem (narzędziem), którego zadaniem jest pomoc sygnatariuszom Konwencji w osiągnięciu jej zasadniczych celów, jest tzw. podejście ekosystemowe (ang. *ecosystem approach*) (Häusler i Scherer-Lorenzen 2001; Heckl i in. 2003; Brzeziecki 2008a). U podstaw tej koncepcji znajduje się uznanie, że trwałe zachowanie różnorodności biologicznej we wszystkich jej przejawach wymaga rozpatrywania jej w kontekście ekosystemowym, a także uwzględniania wielostronnych interakcji między człowiekiem i użytkowanymi przez niego ekosystemami.

Podejście ekosystemowe można określić jako strategię zintegrowanego zarządzania glebą, wodą oraz żywymi zasobami przyrody, której istotą jest dążenie do osiągnięcia równowagi pomiędzy ochroną i trwałym użytkowaniem zasobów przyrody.

Istotę podejścia ekosystemowego określa łącznie 12 zasad, znanych w literaturze jako Zasady z Malawi (ang. *Malawi Principles*) - Tab. 4. Bardziej szczegółowe przedstawienie tych zasad wraz z krótkimi komentarzami zawiera m.in. opracowanie Brzezieckiego (2008a).

Tabela 4. Zasady podejścia ekosystemowego (ang. *ecosystem approach*) zdefiniowanego w ramach Konwencji o Różnorodności Biologicznej

Nr	Treść zasady
1	Cele gospodarowania zasobami naturalnymi (ziemia, woda, organizmy żywe) są sprawą społecznego wyboru.
2	Zarządzanie zasobami przyrody powinno być zdecentralizowane do najniższego możliwego poziomu.
3	Zarządzanie ekosystemami powinno brać pod uwagę wpływ (rzeczywisty lub potencjalny) podejmowanych działań na sąsiednie lub inne ekosystemy.
4	<p>Ocena potencjalnych zysków wynikających z przyjęcia określonego sposobu zagospodarowania ekosystemu wymaga uwzględnienia kontekstu ekonomicznego. Każdy program zarządzania ekosystemem powinien:</p> <ul style="list-style-type: none"> a) eliminować postawy i zachowania rynkowe, które negatywnie wpływają na różnorodność biologiczną, b) wspierać inicjatywy, których celem jest ochrona bioróżnorodności i trwałe użytkowanie jej zasobów, c) w możliwie maksymalnym zakresie równoważyć koszty i korzyści.
5	Priorytetem jest ochrona struktury i funkcjonowania ekosystemu, mająca na celu zachowanie jego zdolności do spełniania różnych potrzeb i oczekiwań społecznych.
6	Zagospodarowanie ekosystemów musi uwzględniać warunki brzegowe ich funkcjonowania.
7	Podejście ekosystemowe musi uwzględniać odpowiednie skale czasowo-przestrzenne.
8	Biorąc pod uwagę różne skale czasowe oraz efekt opóźnienia, które charakteryzują procesy ekosystemowe, cele zagospodarowania w ekosystemach powinny być określone w długiej perspektywie czasowej.
9	Zarządzanie zasobami przyrody musi uwzględniać fakt, że zmiana jest nieunikniona.
10	Należy dążyć do osiągnięcia odpowiedniej równowagi pomiędzy ochroną i użytkowaniem różnorodności biologicznej oraz do ich wzajemnej integracji.
11	Należy brać pod uwagę wszystkie dostępne informacje, w tym wiedzę lokalną, dane naukowe oraz innowacyjne rozwiązania praktyczne.
12	Należy uwzględniać wszystkie zainteresowane grupy społeczne oraz dyscypliny naukowe.

Zasady definiujące istotę podejścia ekosystemowego mają, siłą rzeczy, charakter ogólny i dotyczą wszystkich typów ekosystemów, w tym również ekosystemów leśnych. Pełnią one rolę ogólnych wytycznych, mówiących o tym, jak powinno gospodarować się żywymi zasadami przyrody, aby osiągnąć nadrzędne cele Konwencji o Różnorodności Biologicznej. Z punktu widzenia gospodarowania zasobami przyrody ważne jest to, aby szczegółowe zasady, wypracowywane dla ekosystemów danego typu (np. leśnych) były zgodne z tymi ogólnymi wytycznymi i zasadami. Stąd wynika znaczenie dobrej znajomości zasad podejścia ekosystemowego i określenia ich najważniejszych konsekwencji na 'poziomie' operacyjnym.

Z punktu widzenia głównego tematu niniejszego opracowania szczególnie ważna jest zasada 10, w której jest mowa nie tylko o potrzebie poszukiwania odpowiedniej równowagi między ochroną i użytkowaniem zasobów różnorodności biologicznej przez człowieka, ale także o potrzebie wypracowania takich sposobów zarządzania ekosystemami, które pozwalają na wzajemną integrację kwestii dotyczących ochrony i użytkowania zasobów różnorodności biologicznej.

7.3. Podstawy prawne – koncepcja trwale zrównoważonej gospodarki leśnej (SFM)

Obok Konwencji o Różnorodności Biologicznej i zdefiniowanego w jej ramach podejścia ekosystemowego ważną rolę w rozwoju 'integracyjnego' podejścia do problemu ochrony leśnej różnorodności biologicznej odgrywała i odgrywa koncepcja trwale zrównoważonej gospodarki leśnej (ang. *sustainable forest management*), sformułowana w ramach Ministerialnego Procesu Ochrony Lasów w Europie (MCPFE) (Nowakowski i Rozwałka 2000; Borkowski 2006; Dawidziuk 2018). Od początku zawiązania się tego procesu, co miało miejsce na pierwszej konferencji, która odbyła się w 1990 r. w Strasburgu, jej uczestnicy, tj. 40 państw europejskich, przyjęło założenie o wielofunkcyjnym charakterze lasów i gospodarki leśnej, w którym wszystkie istotne i ważne funkcje lasów są równorzędne. Odzwierciedla to przyjęta przez te państwa definicja trwale zrównoważonej gospodarki leśnej, zgodnie z którą oznacza ona zarządzanie i użytkowanie lasów i obszarów zadrzewionych w taki sposób i w takim tempie, które pozwolą zachować je jako odnawialne zasoby naturalne i nie uszczuplić ich w długim czasie, **zachować ich różnorodność biologiczną** (*podkreśl. własne*), produktywność, zdolność do spełniania teraz i w przyszłości odpowiednich

ekologicznych, ekonomicznych i społecznych funkcji na lokalnym, krajowym i globalnym poziomie, nie powodując przy tym szkód w innych ekosystemach.

Powyższa definicja, tylko lekko zmodyfikowana, została zapisana w Ustawie o Lasach z 1991 r. (znowelizowana w 1997 r.), która stanowi główną podstawę prawną do prowadzenia trwale zrównoważonej gospodarki leśnej w Polsce. W rozdz. 1 w art. 6 wspomnianej Ustawy... trwale zrównoważona gospodarka leśna została zdefiniowana jako ‘działalność zmierzająca do ukształtowania struktury lasów i ich wykorzystania w sposób i w tempie zapewniającym trwale **zachowanie ich bogactwa biologicznego** (*podkreśl. własne*), wysokiej produktywności oraz potencjału regeneracyjnego, żywotności i zdolności do wypełniania teraz i w przyszłości wszystkich ważnych ochronnych, gospodarczych i socjalnych funkcji na poziomie lokalnym, narodowym i globalnym, bez szkody dla innych ekosystemów’.

Ogólne cele gospodarki leśnej w Polsce określają także takie dokumenty, jak np. Polityka Ekologiczna Państwa z 1991 r., czy też Polityka Leśna Państwa z 1997 r.

Przykładowo, w dokumencie przedstawiającym założenia Polityki Ekologicznej Państwa, uchwalonym przez Sejm RP w dniu 10 maja 1991 r. była mowa o tym, że ‘podstawowym celem polityki państwa jest zachowanie lasu jako najważniejszego składnika równowagi ekologicznej biosfery oraz zachowanie wszystkich innych żywych zasobów przyrody, właściwych dla środowiska naszego kraju’. I dalej: ‘podstawowym założeniem ekorozwoju jest integrowanie racjonalnej gospodarki zasobami przyrodniczymi z ich ochroną przed negatywnym wpływem działalności gospodarczej’. W dokumencie tym napisano również, że ‘zasoby leśne, jako główny czynnik równowagi środowiska przyrodniczego, a jednocześnie ważna baza odnawialnych surowców i płodów leśnych, podlegają ochronie przez racjonalne ich użytkowanie i bieżące odnawianie. Polega ono na pozyskiwaniu drewna w ilościach nie przekraczających wielkości etatów cięć, ustalonych w obowiązujących planach urzędowania lasu dla poszczególnych jednostek gospodarczych oraz na reprodukcji lasu w sposób zapewniający maksymalizację jego wszechstronnej użyteczności’.

W odniesieniu do lasów i leśnictwa, rozwinięcie i uszczegółowienie tych ogólnych zasad zawierały m.in. takie dokumenty, jak: Zarządzenie nr 11 z 1995 r. i 11a z 1999 r. Dyrektora Generalnego LP w sprawie doskonalenia gospodarki leśnej na podstawach ekologicznych, Zarządzenie nr 30 Dyrektora Generalnego LP w sprawie Leśnych Kompleksów Promocyjnych z 1994 r., Polska polityka kompleksowej ochrony zasobów leśnych (Grzywacz 1994), Instrukcja sporządzania programu ochrony

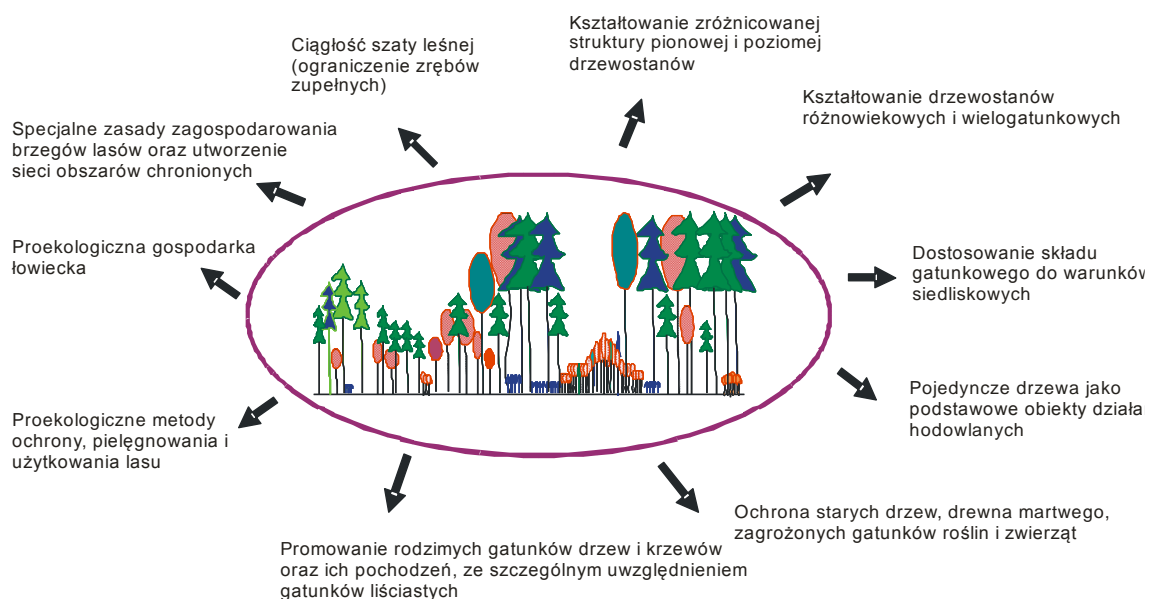
przyrody w nadleśnictwie z 1996 r., VI i VII wydanie Zasad Hodowli Lasu z 2003 i 2012 r.

7.4. Koncepcja półnaturalnej hodowli lasu jako narzędzia umożliwiającego praktyczną implementację założeń trwale zrównoważonej, wielofunkcyjnej gospodarki leśnej

Przy praktycznej realizacji założeń trwale zrównoważonej, wielofunkcyjnej gospodarki leśnej szczególnie ważna rola przypada hodowli lasu, jako tej dziedzinie nauk leśnych i praktycznego leśnictwa, która zajmuje się bezpośrednio drzewami i drzewostanami, stanowiącymi główny składnik szaty leśnej.

Sposób rozumienia specyfiki i zadań tej dyscypliny nauk leśnych i dziedziny praktycznego leśnictwa przeszedł i przechodzi nadal charakterystyczną ewolucję, od XIX-wiecznego spojrzenia na hodowlę lasu traktowaną jako działalność zbliżoną w zakresie metod, środków i celów do uprawy rolniczej (koncepcja uprawy lasu), do współczesnego ujęcia istoty hodowli lasu jako działalności mającej na celu sterowanie, w pożądanym przez człowieka kierunku, procesami rozwojowymi przebiegającymi w lesie, traktowanym jako złożone zjawisko przyrodnicze (Bernadzki 1995a; 2000). Taki kierunek określa się mianem półnaturalnej hodowli lasu, kierującej się znanym aforyzmem: *‘kto chce przyrodzie rozkazywać, ten musi być jej posłusznym’* (Bacon; cyt. za Schütz 2001). Z punktu widzenia półnaturalnej hodowli lasu, zachowanie walorów przyrodniczych ekosystemów leśnych jest równie ważne, jak zachowanie ich zdolności do pełnienia funkcji produkcyjnej (Bernadzki 1995a). Pozwala to traktować półnaturalną hodowlę lasu jako narzędzie wdrażania (implementacji) zasad podejścia ekosystemowego oraz założeń trwale zrównoważonej, wielofunkcyjnej gospodarki leśnej do praktyki.

Zwolennicy i propagatorzy idei półnaturalnej hodowli lasu wychodzą z podstawowego założenia, że zdecydowana większość lasów powinna być zagospodarowana i użytkowana (Schütz 2001). Ważne jest jednak to, wg jakich zasad to użytkowanie się odbywa. Półnaturalna hodowla lasu jest równoznaczna z holistycznym (całościowym) rozumieniem lasów i gospodarki leśnej oraz kształtowaniem ich wielofunkcyjnego charakteru w możliwie jak najmniejszej skali przestrzennej.



Ryc. 13. Główne składowe półnaturalnej hodowli lasu (Pommerening i Murphy 2004).

Teoretyczne, ogólne założenia modelu zagospodarowania lasów zgodnego z koncepcją półnaturalnej hodowli lasu, której główne składowe i preferowane kierunki działań przedstawiono na Ryc. 13, są od dłuższego czasu wdrażane, poprzez odpowiednie regulacje prawne, do praktyki leśnej wielu krajów.

Generalnie rzecz biorąc, podstawowe założenie półnaturalnej hodowli lasu sprowadza się do kształtowania jak najbardziej zróżnicowanej struktury lasów i drzewostanów, jako najważniejszych elementów ekosystemów leśnych. Zakłada się przy tym, że zróżnicowana struktura drzewostanu (pod względem gatunkowym, wymiarowym i przestrzennym) jest pozytywnie skorelowana z liczbą potencjalnych nisz ekologicznych i gatunków, które te nisze mogą wykorzystywać. Stąd m.in. postulat ograniczania wielkopowierzchniowych zrębów, preferowania tzw. rębni złożonych oraz pozostawiania na następną generację jak największej liczby elementów odnawianych i przebudowywanych drzewostanów, w tym tzw. „wysp starodrzewu” (por. Bernadzki 1993), których główną funkcją jest zapewnienie odpowiedniej ilości martwego drewna w lasach zagospodarowanych.

Sprawą o zasadniczym znaczeniu jest to, aby ogólne regulacje i wytyczne przekładały się na praktyczne działania. W tym kontekście warto przytoczyć, jako przykład, ZARZĄDZENIE NR 21/09 Nadleśniczego Nadleśnictwa Pisz z dnia 01.04.2009 r. w sprawie działań na rzecz zwiększania i ochrony różnorodności

biologicznej oraz sposobów prowadzenia zrównoważonej gospodarki leśnej. Najbardziej istotne i charakterystyczne fragmenty tego Zarządzenia zawiera Tab. 5.

Tabela 5. Przykładowe kierunki działań na rzecz zwiększania i ochrony różnorodności biologicznej (na podstawie Zarządzenia Nadleśniczego Nadleśnictwa Pisz nr 21/09).

1	Pozyskanie drewna na siedliskach podmokłych uzależnione jest wyłącznie od warunków atmosferycznych, np. suche lato czy mroźna zima; przy niesprzyjających warunkach żadne cięcia nie mogą być prowadzone.
2	Na każdym etapie cięć należy pozostawiać w stanie możliwie niezmiennym szczególnie cenne fragmenty drzewostanów, uwzględniając reżimy ochronne wynikające z Zasad Ochrony Lasu.
3	Należy na każdym etapie cięć maksymalnie chronić gatunki liściaste, o ich wycinaniu powinny decydować priorytety hodowlane.
4	Na siedliskach borowych gatunki liściaste są protegowane przed gatunkami iglastymi, dotyczy to w szczególności brzozy, także występującej pojedynczo.
5	Należy przed wycinką chronić wszystkie egzemplarze drzew wyróżniające się grubością i wiekiem <i>in plus</i> w otaczającym drzewostanie – w szczególności obowiązuje zakaz wycinki drzew powyżej VIII klasy wieku i ograniczenie użytkowania drzewostanów w VIIIb podklasie wieku.
6	Obowiązuje zakaz wycinki osiki i wierzby, za wyjątkiem przypadków zagrażających bezpieczeństwu i innych trudnych do przewidzenia przypadków – decyzję akceptuje każdorazowo co najmniej Zastępca Nadleśniczego.
7	Obowiązuje zasada pierwszeństwa naturalnego kształtowania ekosystemu na siedliskach trudnych i wilgotnych.
8	Na każdym etapie działań przyznaje się pierwszeństwo odnowienia naturalnego nad sztucznym, nawet w przypadkach częściowej niezgodności ze składem upraw określonym w planie urządzenia lasu.
9	Na siedliskach podmokłych priorytet naturalnego odnowienia lasu jest pierwszorzędny wobec sadzenia sztucznego i docelowego składu upraw, w przypadku konieczności zastosowania tam specjalistycznego przygotowania gleby (kopczyki, rabaty itp.) – zgoda na taki sposób zagospodarowania wymaga

	<p>co najmniej zgody Zastępcy Nadleśniczego.</p> <p>Obowiązuje zakaz odnawiania powierzchni, gdzie ponosić trzeba duże koszty ich zagospodarowania, takie jak np.: niewielkie enklawy wśród terenów podmokłych, konieczność grodzenia na terenie nadmiernie uwilgotnionym – decyzje muszą być podjęte przed przystąpieniem do wycinki drzewostanów.</p>
10	<p>Na etapie odnowienia lasu, skorelowanego w tym przypadku z użytkowaniem lasu, obowiązuje zasada „zostawiamy co się da”, a więc kępy drzewostanu, kępy krzewów, w nienaruszonej formie obniżenia i gwałtowne wyniesienia terenu, fragmenty drzewostanu ciekawego pod względem walorów przyrodniczo-krajobrazowym (bez względu na czynnik zadrzewienia), rumowiska itp.</p>
11	<p>W zabiegach pielęgnacyjnych poniżej II klasy wieku, w miarę możliwości należy wspierać pojedynczo rosnącą brzozę i obowiązkowo preferować inne gatunki liściaste.</p>
12	<p>Na siedliskach lasowych należy dążyć do sadzenia bez przygotowania gleby, w razie konieczności preferować przygotowanie gleby w talerze.</p>
13	<p>Jako zasadę przyjmuje się pozostawianie powierzchni zrębów na siedliskach borowych do ewentualnego obsiewu naturalnego – w tym wypadku przygotowanie gleby musi być wykonane niezwłocznie.</p>
14	<p>Do odnowień przeznaczają się powierzchnie z zasady nie mniejsze niż 20 arów netto, tzn. fizycznej powierzchni do sadzenia, uwzględniającej minimum 2 metrowy odstęp od rzutu koron drzew.</p>
15	<p>Sposób zagospodarowania w rębniach na siedliskach od LMśw wzwyż należy ustalać w okresie wegetacji, aby możliwie najpełniej wykorzystać ewentualnie istniejące odnowienie naturalne.</p>
16	<p>Wykorzystując istniejące odnowienie naturalne, zaleca się zmniejszenie wysadzanych gatunków do 3-4 tys./ha.</p>
17	<p>W przypadku uzyskania wartościowych odnowień naturalnych nie zaleca się ich sztucznego uzupełniania, bez względu na czynnik zadrzewienia; ich powierzchnia musi być wyraźnie wyznaczona w terenie celem monitoringu.</p>
18	<p>Należy dążyć do ograniczenia wieszania nowych budek lęgowych na rzecz tworzenia naturalnej bazy (pozostawianie drzew liściastych i dziuplastych) i stabilizacji budek już istniejących.</p>

Oczywiście przykłady wymienione w Tab. 5, jakkolwiek stanowią dobrą ilustrację problemu, nie wyczerpują zagadnienia. W zależności od specyfiki danego nadleśnictwa, możliwe są bardzo różne działania, ukierunkowane na zachowanie walorów przyrodniczych danego obiektu czy terenu. Takie działania obejmują w chwili obecnej praktycznie całą powierzchnię polskich lasów, nie tylko tych objętych jakąś oficjalną formą ochrony przyrody, ale i pozostałych lasów zagospodarowanych (wielofunkcyjnych), chociażby ze względu na wymogi różnych systemów certyfikacyjnych. Dzięki temu można stwierdzić, że rozpoczęty kilkanaście lat temu proces 'ekologizacji' wywarł trwałe piętno na polskich lasach, widoczne dzisiaj niemal na każdym kroku. Należy mieć tylko nadzieję, że proces ten będzie kontynuowany i pogłębiany, a jego efektem będzie odczuwalna poprawa stanu zachowania leśnej różnorodności biologicznej.

Kwestią o dużym znaczeniu teoretycznym, jak i praktycznym, jest pytanie o zakres zastosowania półnaturalnej hodowli lasu. Innymi słowy chodziłoby o to, aby określić, w jakich kategoriach lasów i jak szeroko należałoby promować stosowanie rozwiązań zgodnych z 'duchem i literą' półnaturalnej hodowli lasu. Kwestia ta wiąże się bardzo mocno z innym pytaniem, a mianowicie, jak należy rozumieć koncepcję wielofunkcyjności lasów. W chwili obecnej można się spotkać z dwoma przeciwstawnymi stanowiskami. Jedno z nich, zajmowane przede wszystkim przez kręgi związane z ochroną przyrody, zakłada segregację przestrzenną poszczególnych funkcji lasów. Drugie stanowisko, reprezentowane przez większość specjalistów zajmujących się hodowlą lasu, zakłada, że zasada wielofunkcyjności lasu powinna być realizowana w możliwie jak najmniejszej skali przestrzennej, najlepiej już w skali pojedynczego drzewostanu (podstawowego obiektu działań hodowlanych). U podstaw tego drugiego stanowiska znajduje się założenie, że hierarchia ważności poszczególnych funkcji lasów nie jest dana raz na zawsze. Potrzeby i oczekiwania społeczne względem lasów mogą się zmieniać, nawet w stosunkowo krótkim okresie czasu. W takiej sytuacji maksymalizowanie zdolności lasu do pełnienia tylko jednej wybranej funkcji wiąże się z dużym ryzykiem, gdyż adaptacja lasu do nowych wymagań i oczekiwań z reguły wymaga, ze względu na długotrwałość cyklu rozwoju lasu, bardzo długiego czasu. W tej sytuacji najważniejszym celem i jednocześnie największym wyzwaniem dla hodowli lasu staje się kształtowanie drzewostanów o dużych zdolnościach adaptacyjnych, na jak największym obszarze. Chodzi o takie

metody i sposoby zagospodarowania drzewostanów, które zapewniają możliwość ich trwałego rozwoju i ewolucji, oraz zdolność do ciągłej modyfikacji i przekształceń.

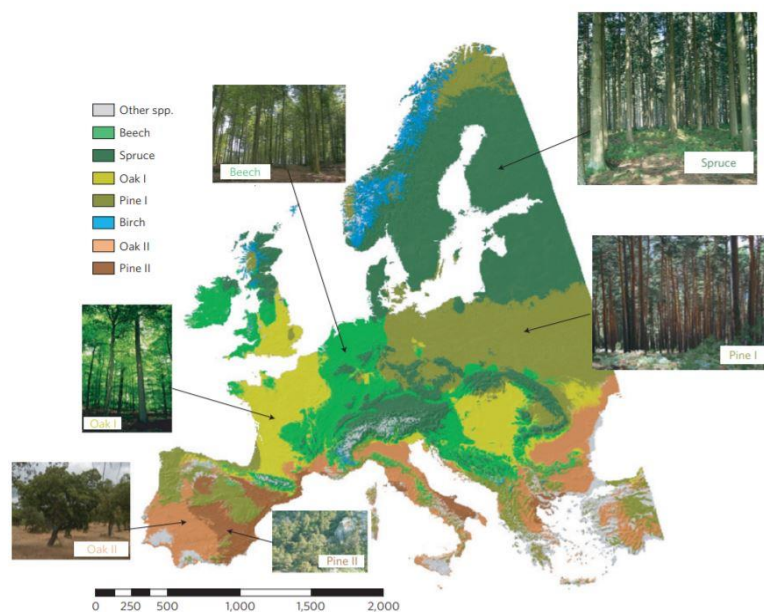
7.5. Zmiany klimatu a ochrona bioróżnorodności leśnej – potrzeba aktywnego podejścia

Jednym z najważniejszych czynników, które należy brać pod uwagę przy ochronie różnorodności biologicznej są aktualne i prognozowane zmiany warunków środowiskowych, ze szczególnym uwzględnieniem zmian klimatu (Sykes 2009).

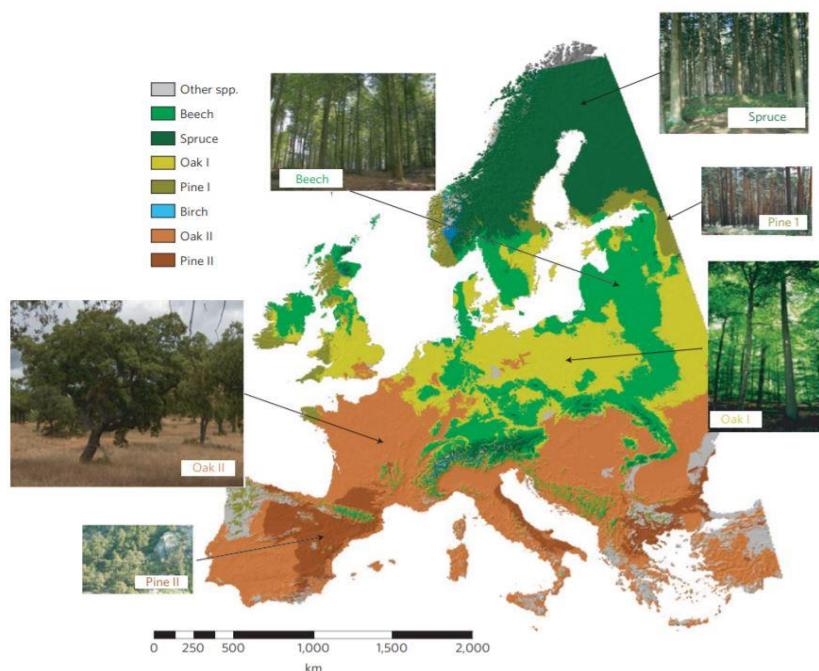
Zagadnienie wpływu już zachodzących i przewidywanych w przyszłości zmian klimatycznych, powodowanych nadmierną emisją gazów szklarniowych (CO₂, metan i inne), na ekosystemy leśne, ze szczególnym uwzględnieniem gatunków drzew, jako ich najważniejszych składników, było i jest przedmiotem wielu analiz i badań, na poziomie krajowym i międzynarodowym. Również w naszym kraju temat ten jest często podejmowany i to już przynajmniej od początku lat 90-tych zeszłego stulecia (Kowalski 1991; Brzeziecki 1994; 2007; Galiński 1995; Bernadzki 1995b; Rykowski 1999b, 2006b; Zajączkowski i in. 2013).

Począwszy od początku lat 90-tych opracowywane są, z wykorzystaniem różnego rodzaju modeli, symulacje i analizy dotyczące wpływu prognozowanych zmian podstawowych parametrów klimatycznych (temperatura, opady) na wybrane aspekty funkcjonowania lasów w Europie, w tym na zasięgi geograficzne, zdolność konkurencyjną czy też szeroko rozumianą rolę lasotwórczą podstawowych gatunków drzew (por. np. Brzeziecki i in. 1993; Sykes i Prentice 1996).

Reprezentatywnym przykładem współczesnych prognoz dotyczących wpływu przewidywanych zmian klimatycznych na przyszły stan i potencjał produkcyjny lasów w Europie jest praca, której autorami są Hanewinkel i in. (2013). Autorzy skonstruowali modele umożliwiające komputerową symulację zasięgów geograficznych głównych typów lasów występujących w Europie i wykorzystali je do prognozowania wpływu zmian klimatu na ich przyszłe rozmieszczenie. Przestrzenne rozmieszczenie głównych typów roślinności leśnej w Europie, odpowiadające ‘normalnym’ warunkom klimatycznym, określonym dla okresu 1950-2000, przedstawiono na Ryc. 14.



Ryc. 14. Symulowane rozmieszczenie głównych typów lasów w Europie dla ‘normalnych’ warunków klimatycznych (na podstawie danych z lat 1950-2000). Wielkość zdjęć, przedstawiających reprezentatywną strukturę poszczególnych typów lasów (bez brzozy <3%), jest proporcjonalna do ich powierzchni (Hanewinkel i in. 2013). Legenda: Spruce – świerk pospolity; Beech – buk zwyczajny; Pine I – sosna zwyczajna; Oak I – dąb szypułkowy i bezszypułkowy; Birch – brzoza brodawkowata i omszona; Pine II – gatunki sosen związane z klimatem śródziemnomorskim; Oak II – gatunki dębów związane z klimatem śródziemnomorskim; Other spp. – inne gatunki drzew.

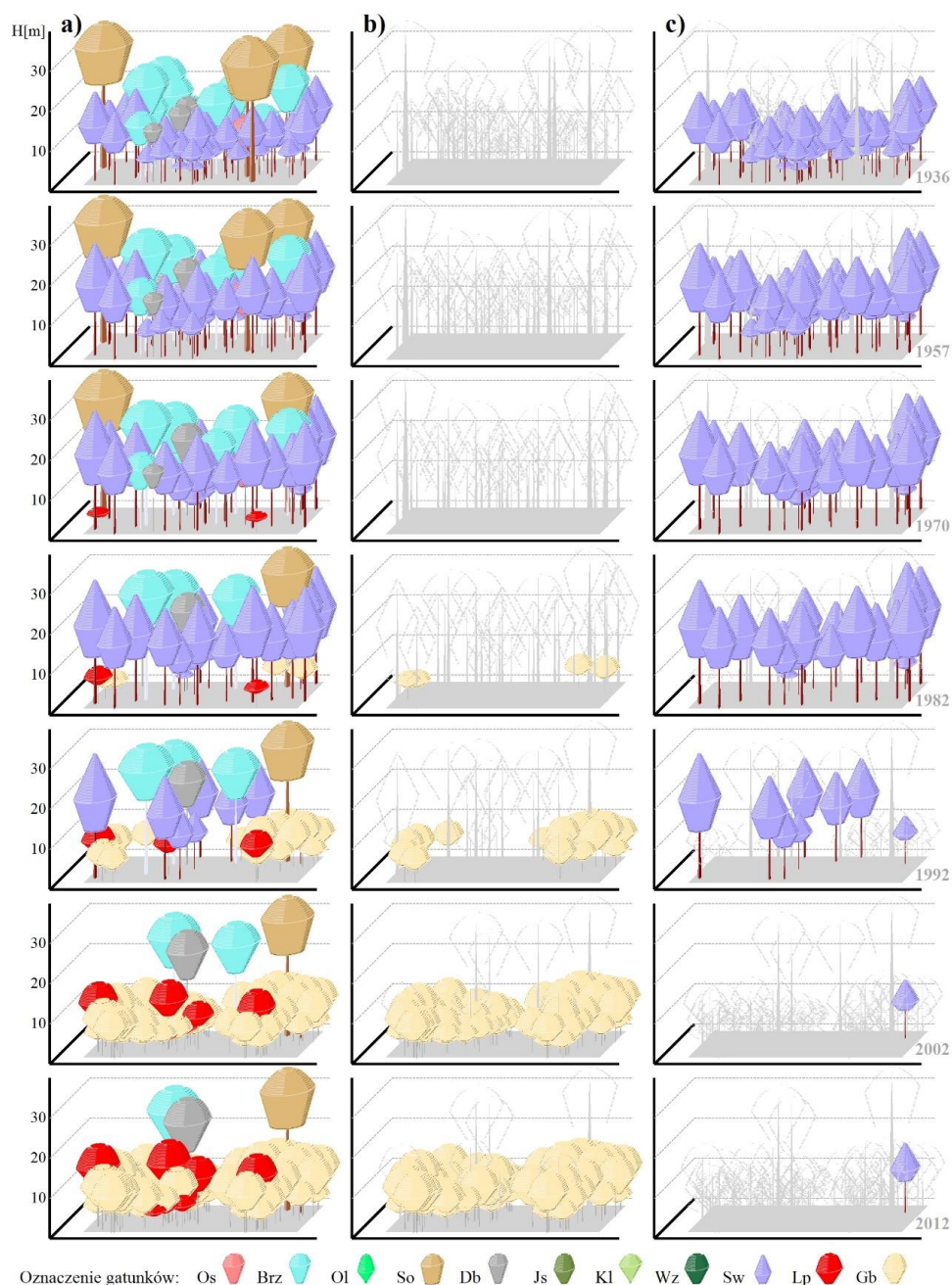


Ryc. 15. Symulowane (potencjalne) rozmieszczenie głównych typów lasów w Europie dla przyszłych warunków klimatycznych (lata 2070-2100). Wyniki uzyskane dla umiarkowanego scenariusza ICCP (A1B, CLM/ECHAM5). Wielkość zdjęć, przedstawiających reprezentatywną strukturę poszczególnych typów lasów (bez brzozy <3%), jest proporcjonalna do ich powierzchni (Hanewinkel i in. 2013). Legenda jak na Ryc. 14.

Na podstawie uzyskanych wyników, zróżnicowanych w zależności od przyjętego scenariusza, autorzy wysnuwają generalny wniosek, że w przyszłych warunkach klimatycznych zmieni się przestrzenne rozmieszczenie głównych typów lasów europejskich. Generalnie, autorzy spodziewają się, że głównym ‘przegranym’ prognozowanych zmian klimatu będzie grupa gatunków iglastych (świerk pospolity, sosna zwyczajna) o dużym znaczeniu produkcyjnym, która straci od 40 do 60% swego obecnego areалу, natomiast głównym ‘wygranym’ będą drzewostany złożone ze śródziemnomorskich, niskoprodukcyjnych gatunków dębów (Ryc. 15). W zależności od przyjętego scenariusza klimatycznego, w perspektywie 2100 r., od 21 do 60% (średnio 34%) powierzchni lasów w Europie będzie nadawało się tylko do hodowli takich, mało produkcyjnych drzewostanów. Hanewinkel i in. (2013) szacują, że efektem spodziewanych zmian w składzie gatunkowym lasów (a tym samym zmian ich produktywności) będzie spadek oczekiwanej wartości gruntu leśnego (ang. *Land*

Expected Value) w lasach europejskich o wielkość ok. 930 Euro/ha. Uwzględniając, że powierzchnia lasów w Europie to ok. 206 mln ha (bez Rosji), oznaczałoby to obniżenie sumarycznej wartości lasów w Europie o ponad 190 miliardów Euro.

O tym, że już obecnie mamy do czynienia z istotnymi zmianami roli lasotwórczej wielu gatunków drzew, świadczą także wyniki badań w obiektach wyłączonych z normalnych działań gospodarczych, w których wpływ zmian zachodzących w środowisku na ekosystemy leśne nie jest maskowany bezpośrednią działalnością człowieka. Dobrym przykładem w tym zakresie mogą być procesy zachodzące w drzewostanach 'Rezerwatu Ścisłego' Białowieskiego Parku Narodowego, których rozwój monitorowany jest już od ponad 80 lat (Brzeziecki i in. 2020). W okresie tym miało miejsce m.in. silne ograniczenie roli świerka (gatunku związanego z klimatem chłodnym i wilgotnym) na rzecz lipy oraz grabu (czyli gatunków związanych z klimatem cieplejszym i bardziej odpornych na susze) – Ryc. 16.



Ryc. 16. Komputerowa wizualizacja wieloletniego rozwoju drzewostanu (a), ekspansja grabu (b) i ustępowanie świerka (c) w drzewostanach Rezerwatu Ścisłego Białowieńskiego PN, na przykładzie stałej powierzchni badawczej Katedry Hodowli Lasu SGGW (działka 284/37, 40 m x 20 m). Materiały własne KHL SGGW.

W kontekście wpływu zmian klimatycznych na lasy, z punktu widzenia gospodarki leśnej można wyróżnić dwa główne obszary problemowe (Malmsheimer i in. 2008): 1) problem mitygacji, która polega na wykorzystaniu lasów oraz

produkowanego w lasach surowca drzewnego do sekwestracji (magazynowania) węgla i produkcji bioenergii (co związane jest z ograniczaniem emisji węgla do atmosfery) oraz 2) problem adaptacji, czyli przedsięwzięć ukierunkowanych na zachowanie zdrowia, odporności i witalności ekosystemów leśnych w obliczu zachodzących i przewidywanych zmian klimatycznych i środowiskowych.

Oba te problemy są jednakowo ważne i w dużym stopniu warunkują się wzajemnie. Przykładowo, uzyskanie pozytywnych efektów w zakresie funkcji mitygacyjnej lasów wymaga utrzymania ich stabilności, dobrego stanu zdrowotnego i wysokiej produktywności, co z kolei nie będzie możliwe bez aktywnych działań mających na celu istotną poprawę zdolności adaptacyjnych lasów względem zmian zachodzących w środowisku, w tym zmian klimatycznych.

O tym, jak ważny jest to problem, świadczy stale rosnąca skala szkód powodowanych w lasach przez różnego rodzaju czynniki biotyczne i abiotyczne, których głównym źródłem i przyczyną są, jak się powszechnie uważa, te zmiany klimatyczne, które już mają miejsce.

Przykładowo, jak podają np. Bellasen i Luysaert (2014), tylko w okresie 2004-2014, huraganowe wiatry spowodowały powstanie szkód w lasach europejskich w wysokości 410 mln m³ zniszczonych drzew i drzewostanów, ekstremalne susze w 2005 r. i 2010 r. spowodowały uwolnienie w lasach Amazonii takiej ilości dwutlenku węgla, która jest w nich akumulowana w okresie 10 lat, rekordowa fala upałów w 2010 r. spowodowała pożary lasów w Rosji na obszarze 23 tysięcy km², gradacja korników trwająca od 2004 r. w Kolumbii Brytyjskiej (Kanada) doprowadziła do zamierania drzewostanów na powierzchni 130 tysięcy km² i do obumarcia drzew o łącznej miąższości wynoszącej 435 milionów m³.

Podobne zjawiska występują także w naszym kraju. Wielkości szkód i zniszczeń w polskich lasach powodowanych przez różne czynniki, które można wiązać z kierunkową zmianą i coraz większą destabilizacją klimatu, są coraz częściej liczone w dziesiątkach tysięcy hektarów i w milionach metrów sześciennych drewna. Wśród szkód powodowanych przez czynniki abiotyczne najbardziej powszechne są straty wyrządzane przez silne wiatry (Bruchwald i Dmyterko 2016), rzadziej przez okiślenie, powódzie oraz pożary (Gawęda i Mokrzycki 2016; Szczygieł i Perlińska 2016). Stale rośnie też skala szkód wywoływanych przez długą listę czynników biotycznych, wśród których największe znaczenie mają szkodliwe owady, zarówno liściożerne, jak i kambio- i ksylofagiczne (Gawęda i Mokrzycki 2016; Grodzki i Guzik 2016) oraz

patogeniczne grzyby (Gawęda i Mokrzycki 2016; Sierota i Nowik 2016). Obserwowane już od dłuższego czasu zmiany klimatu powodują także, że systematycznie rośnie stopień zagrożenia ze strony obcych gatunków o charakterze inwazyjnym (Solarz 2016).

To wszystko powoduje, że zagrożenie zwiększenie zdolności adaptacyjnych istniejących lasów do zmian zachodzących w środowisku urosło obecnie do rangi najważniejszego problemu gospodarki leśnej w Europie i na całym świecie. Pojęcie adaptacji obejmuje działania mające na celu podniesienie odporności (rezystencji) drzewostanów na oddziaływanie szkodliwych owadów leśnych, chorób i pożarów, oraz środki i metody pozwalające na zwiększenie rezyliencji ekosystemów leśnych, czyli zdolności do odbudowy i regeneracji po wystąpieniu wszelkiego rodzaju zaburzeń i katastrof.

W ostatnim czasie zaproponowano szereg różnych zasad postępowania, mających na celu zwiększenie zdolności adaptacyjnych lasów do zmieniających się warunków klimatycznych. Wiele z tych zasad wyrasta wprost z założeń półnaturalnej hodowli lasu, której bliższą charakterystykę przedstawiono wyżej. Wspólną cechą wielu aktualnych propozycji jest dążenie do obniżenia tego, co od dawna znane jest pod pojęciem ryzyka hodowlanego (Bernadzki 1995a, 2000). Z tego punktu widzenia wchodzi w grę trzy główne kierunki działań: 1) działania mające na celu zwiększenie odporności (rezystencji, wytrzymałości) istniejących lasów i niedopuszczenie do wystąpienia szkód powodowanych rosnącą destabilizacją warunków klimatycznych, 2) działania mające na celu wzrost potencjału lasów do samorzutnej regeneracji i powrotu do pożądanego stanu po wystąpieniu szkód (działania zwiększające tzw. rezyliencję lasów), 3) działania mające na celu zwiększenie zdolności lasów do płynnej (stopniowej, ewolucyjnej) adaptacji do zmieniających się warunków klimatycznych (Brang i in. 2016; Ryc. 17).



Ryc. 17. Adaptacja lasów zagospodarowanych do zmian klimatycznych: cele, główne kierunki i zasady działania oraz metody hodowlane (Brang i in. 2016, zmod.).

Praktyczna realizacja powyższych celów wymaga planowania i prowadzenia podstawowych działań hodowlanych w lasach, z uwzględnieniem 6 ogólnych zasad adaptacyjnych: 1) zasady kształtowania drzewostanów o zróżnicowanym składzie gatunkowym; 2) zasady kształtowania drzewostanów o zróżnicowanej strukturze wiekowej, wysokościowej i przestrzennej, 3) zasady zachowania i zwiększania wewnątrzgatunkowej zmienności genetycznej, 4) zasady zwiększania odporności poszczególnych osobników (drzew) na stropy o charakterze abiotycznym i biotycznym, 5) zasady prewencyjnej przebudowy drzewostanów odznaczających się wysokim poziomem ryzyka powstania szkód różnego rodzaju, 6) zasady niedopuszczania do nadmiernego wzrostu zasobności drzewostanów (Ryc. 17).

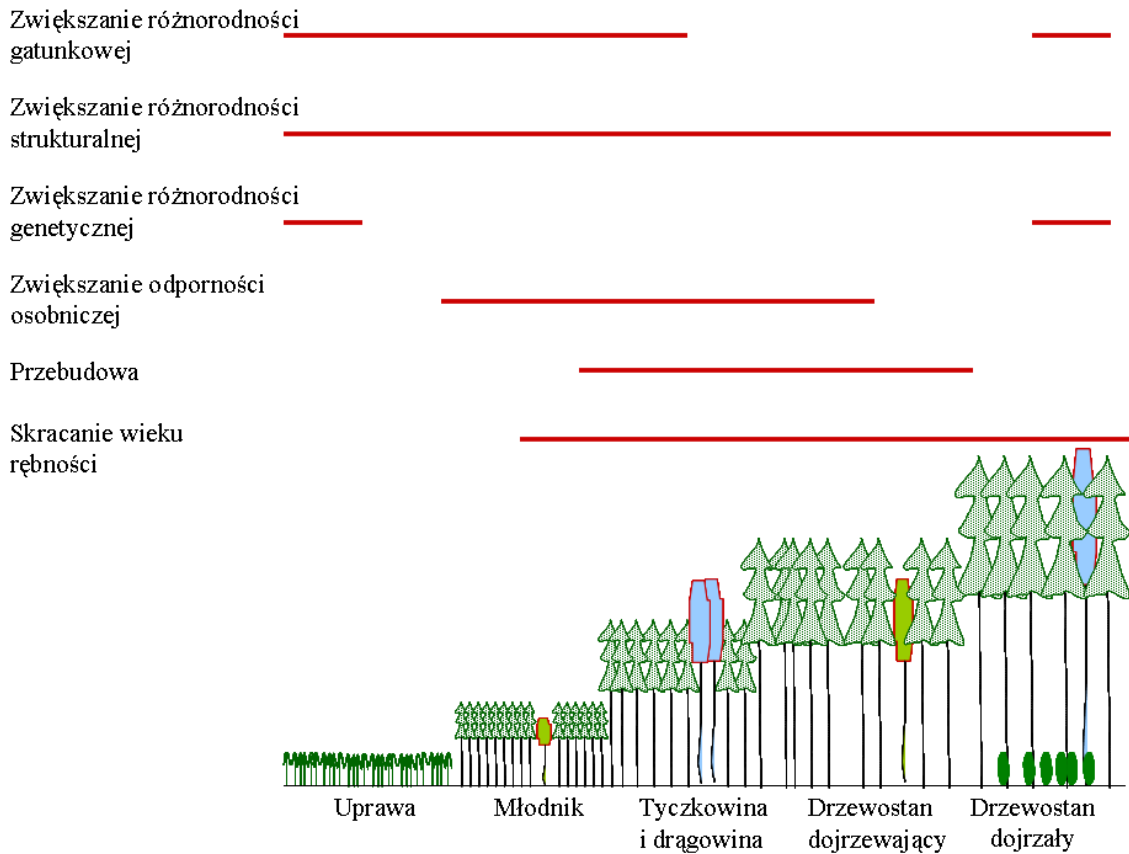
Potencjalnie istotnym, chociaż niewątpliwie na razie kontrowersyjnym, kierunkiem działań z zakresu adaptacji jest także tzw. migracja wspomagana (ang. *assisted migration*) (Leech i in. 2011), polegająca na świadomym ułatwianiu przemieszczania się w przestrzeni geograficznej gatunków i pochodzeń lepiej zaadaptowanych (także poza zasięg ich „naturalnego” występowania), a także na

zwiększaniu różnorodności genetycznej, gatunkowej oraz na tworzeniu refugium dla zagrożonych gatunków i ich proveniencji.

Wg wielu autorów, utrzymanie, na odpowiednio wysokim poziomie, zdrowia i witalności ekosystemów leśnych, stanowi podstawowy warunek trwałego utrzymania wielofunkcyjnego charakteru lasów i zachowania ich zdolności do dostarczania pełnej gamy dóbr i korzyści (usług) ekosystemowych, zarówno obecnie, jak i w przyszłości, w tym również, a może nawet przede wszystkim, zachowania wysokiego poziomu leśnej różnorodności biologicznej (Candell i Raupach 2008; Köhl i in. 2010; Leech i in. 2011; Brzeziecki 2014).

Trzeba oczywiście zdawać sobie sprawę z tego, że na pożądane skutki zabiegów o charakterze adaptacyjnym, w postaci np. wielogatunkowych, zróżnicowanych pod względem wiekowym drzewostanów, odpornych na działanie wiatru, trzeba czekać, nawet w przypadku stałego i konsekwentnego działania w tym kierunku, wiele dziesiątek lat. Innymi słowy, zwiększanie zdolności adaptacyjnych drzewostanów względem zmian środowiskowych jest procesem długofalowym i stopniowym. Skuteczność podejmowanych działań zależy w pierwszym rzędzie od odejścia od schematycznych rozwiązań stosowanych na dużych powierzchniach lasów. O wiele bardziej sprawdza się w tym przypadku podejście, uwzględniające specyfikę i niepowtarzalność poszczególnych drzewostanów, a nawet pojedynczych drzew (Bernadzki 2000).

W przypadku lasów zagospodarowanych sposobem zrębowym (dominujących w naszych lasach) poszczególne zasady adaptacyjne mogą znaleźć zastosowanie w różnych fazach rozwojowych drzewostanów (por. Ryc. 18). Niektóre z tych faz, z punktu widzenia adaptacji, mają mniejsze, inne zaś większe, czy nawet kluczowe znaczenie. Przykładowo, skład gatunkowy (zwłaszcza pierwszego piętra drzewostanu) można w największym stopniu kształtować w fazie przemiany pokoleniowej oraz w początkowych etapach rozwoju nowego drzewostanu, tj. w fazie uprawy/nalotu i w fazie młodnika/podrostu. Takie kluczowe fazy cyklu rozwojowego drzewostanu należy w jak największym stopniu wykorzystywać, dążąc do wzrostu jego zdolności przystosowawczych oraz generalnej stabilności i odporności na działanie szkodliwych czynników abiotycznych i biotycznych. Podobnie jest w przypadku drzewostanów zagospodarowanych sposobem przerębowo-zrębowym czy nawet przerębowym, z tą różnicą, że w ich przypadku poszczególne fazy rozwojowe zajmują z reguły niewielkie powierzchnie.



Ryc. 18. Zastosowanie poszczególnych zasad adaptacyjnych w różnych fazach rozwojowych drzewostanów zagospodarowanych sposobem zrębowym (czerwona linia) (za Brang i in. 2016, zmod.).

Z punktu widzenia działań adaptacyjnych szczególne znaczenie mają drzewostany stosunkowo młode, ponieważ w ich przypadku na następną okazję do celowej (a nie wymuszonej przez zaburzenia i katastrofy) zmiany składu gatunkowego w pożądanym kierunku trzeba czekać bardzo długo. Dlatego należy wykorzystywać każdą możliwość zwiększenia różnorodności gatunkowej, m.in. poprzez odpowiednie prowadzenie cięć pielęgnacyjnych w młodych drzewostanach (a w przypadku bieżących odnowień także w formie uzupełniających dosadzeń). Przykładowo, warto byłoby już dzisiaj popierać na siedliskach, odpowiednich obecnie dla buka, gatunki o większej tolerancji na suszę, takie jak dąb bezszypułkowy, zakładając, że w przyszłości ich zdolność konkurencyjna względem buka będzie rosła, w wyniku pogarszających się stosunków wodnych.

Z punktu widzenia zasady zwiększania różnorodności gatunkowej oraz genetycznej kluczowe znaczenie ma także okres przemiany pokoleniowej realizowanej w lasach zagospodarowanych przy pomocy określonego rodzaju, formy i czasami lokalnej modyfikacji rębni. W przypadku stabilnych i zdrowych drzewostanów nie ma potrzeby spieszenia się z przejściem do bardziej zdecydowanych prac odnowieniowych. W takich przypadkach można poczekać do momentu, gdy z większą pewnością będzie można określić, jakie gatunki powinny tworzyć kolejną generację lasu. W przypadku, gdy odnowienie takich gatunków pojawi się samorzutnie, warto wybrać taki sposób postępowania odnowieniowego, który w maksymalnym stopniu pozwoli wykorzystać naturalny potencjał rozwojowy tych gatunków, przy minimalnych nakładach finansowych.

Bardzo dużą przeszkodą utrudniającą uzyskanie odpowiednich efektów działań o charakterze adaptacyjnym są, jak to już wspomniano wyżej, zbyt wysokie stany zwierzyny płowej oraz lokalnie żubra i muflona. Szczególnie zagrożone z tej strony są akurat te gatunki, które potencjalnie mogłyby się lepiej sprawdzić w przyszłych warunkach klimatycznych, jak np. dąb bezszypułkowy, sosna zwyczajna, jodła pospolita, jarząb brekinia, a w górach - jawor czy jarzębina. Zagrożone jest odnowienie naturalne, a w jeszcze większym stopniu odnowienie sztuczne tych gatunków. Silna presja zwierzyny może całkowicie zniweczyć efekty działań adaptacyjnych. W górach np., ze względu na wysokie stany dużych roślinożerców, zastąpienie mało stabilnych i permanentnie zagrożonych rozpadem drzewostanów świerkowych, gatunkami bardziej odpornymi, z tego powodu jest bardzo utrudnione, a czasami nawet wręcz niemożliwe.

Również wielkopowierzchniowe zaburzenia odgrywają kluczową rolę z punktu widzenia podejmowania działań o charakterze adaptacyjnym. Tego rodzaju zdarzenia powinny stanowić okazję do działań mających na celu ukształtowanie drzewostanów o jak najbardziej zróżnicowanym, limitowanym jedynie lokalnymi warunkami siedliskowymi, składzie gatunkowym, z wykorzystaniem zarówno naturalnego, jak i sztucznego odnowienia lasu.

Poszczególne zabiegi hodowlane mogą uwzględniać jednocześnie kilka zasad adaptacyjnych. Przykładowo, stosując odpowiednio dobrane cięcia odnowieniowe można jednocześnie popierać zróżnicowanie gatunkowe, jak i genetyczne. Inny przykład to skrócenie wieku rębności, pozwalające zarówno na wspieranie różnorodności gatunkowej i genetycznej, jak i na terminowe usunięcie silnie zagrożonych drzewostanów. W przypadku występowania takich synergii działania o

charakterze adaptacyjnym są szczególnie efektywne. Mogą jednak wystąpić także sytuacje odwrotne. Przykładowo, wydłużanie okresu odnowienia może skutkować zwiększeniem różnorodności genetycznej nowego pokolenia (różne lata nasienne), ale jednocześnie może też skutkować zmniejszeniem różnorodności gatunkowej, ze względu na faworyzowanie gatunków cieniznośnych. Podobnie, dążenie do zwiększania stopnia zróżnicowania budowy pionowej drzewostanu może prowadzić do niepożądanego eliminacji gatunków o dużych wymaganiach świetlnych. Z tego względu poszczególne zasady adaptacyjne należałoby stosować elastycznie, zarówno w czasie, jak i w przestrzeni.

Zabiegi hodowlane, ze względu na bardzo często długi okres czasu, jaki upływa pomiędzy momentem wykonania zabiegu, a jego końcowym efektem, mogą po fakcie okazać się chybionymi inwestycjami. Dotyczy to także działań o charakterze adaptacyjnym. Teoretycznie może się okazać, że jednak klimat nie zmieni się tak, jak to dzisiaj wynika z przewidywań wielu modeli. Duża niepewność, z jaką mamy w tym przypadku do czynienia, nie powinna jednak stanowić argumentu za niepodejmowaniem działań o charakterze adaptacyjnym. To, że przyszłe warunki klimatyczne będą inne niż to się obecnie przewiduje, jest możliwe, jednak na tą chwilę bardzo mało prawdopodobne. Poza tym, nawet jeżeli przyszłe warunki klimatyczne nie zmieniają się aż tak bardzo, jak to się dzisiaj sądzi, to nie znaczy, że przyszłe lasy nie będą narażone na różnego rodzaju zaburzenia, ekstrema klimatyczne, szkody od zwierzyny, ataki ze strony owadów i różnego rodzaju patogenów (Zajączkowski 2005). Dlatego im bardziej odporne, stabilne i produktywne drzewostany uda nam się ukształtować, tym lepiej z punktu widzenia nadrzędnej zasady ciągłości i trwałości lasów i pełnionych przez nie wielostronnych funkcji, w tym bardzo ważnej funkcji ochrony różnorodności biologicznej.

Z rosnącej skali szkód i strat powodowanych w lasach przez różnego rodzaju czynniki wynika także jednoznacznie, jaka strategia wykorzystania lasów i gospodarki leśnej jest najbardziej właściwa z punktu widzenia mitygacji zmian klimatycznych. Wbrew temu, co czasami się dzisiaj sugeruje, nie powinna ona polegać na dążeniu do jak największej kumulacji węgla w materii organicznej znajdującej się w lesie. Chodzi tu o podstawową kwestię trwałości uzyskanych w tym zakresie efektów. Nawet jeżeli w perspektywie krótkookresowej jakieś działania prowadzą do wzmożonego pochłaniania węgla przez ekosystemy leśne, to z reguły wpływa to negatywnie na trwałość i stabilność lasu oraz możliwość pełnienia przez las różnorodnych funkcji w dłuższej

perspektywie czasowej. Poza tym, mitygacja zmian klimatycznych poprzez działania mające na celu zwiększenie ilości węgla zmagazynowanego w ekosystemach leśnych wiąże się zawsze z ryzykiem jego nagłego powrotu do atmosfery w wyniku różnego rodzaju zaburzeń, takich jak pożary czy gradacje owadów (Malsheimer i in. 2008). Prawdopodobieństwo takich zdarzeń zwiększa się w obliczu zmian klimatycznych i przewidywanego wzrostu częstotliwości zdarzeń o charakterze ekstremalnym. Obserwowany obecnie i przewidywany dalszy wzrost zagrożenia lasów ze strony różnego rodzaju zaburzeń i katastrof powoduje konieczność rewizji poglądu, że nieprzebrane zasoby leśne mogą bezwarunkowo i bez zastrzeżeń pełnić główną rolę w mitygacji zmian klimatycznych (Malsheimer i in. 2008). Biorąc to wszystko pod uwagę, z punktu widzenia ochrony klimatu, najbardziej efektywną i bezpieczną strategią jest dążenie do jak najszerzego wykorzystania drewna jako surowca oraz źródła bezpiecznej dla środowiska energii (Blatter i in. 2020).

7.6. Bilans 30 lat trwale zrównoważonej, wielofunkcyjnej gospodarki leśnej w Europie

Dobrym podsumowaniem dotychczasowych osiągnięć, wyzwań i problemów dotyczących trwale zrównoważonej gospodarki leśnej (ang. *sustainable forest management (SFM)*) w Europie jest przygotowany ostatnio raport, który powstał w ramach procesu FOREST EUROPE (2020). Raport liczy w sumie ok. 400 stron, tym niemniej na potrzeby niniejszego opracowania warto przytoczyć najważniejsze dane stwierdzenia zawarte w tym raporcie, przygotowane głównie z myślą o politykach i decydentach.

Raport zaczyna się od przypomnienia przytoczonej wyżej definicji trwale zrównoważonej gospodarki leśnej, sformułowanej w trakcie pierwszej Konferencji MCPFE, która miała miejsce w Helsinkach w 1992 r. Tym samym, autorzy raportu podkreślają, że definicja ta jest stale aktualna. Na wstępie, autorzy raportu mocno podkreślają, że lasy zagospodarowane zgodnie z koncepcją SFM (ang. *sustainably managed forests*) odgrywają kluczową rolę z punktu widzenia ochrony klimatu i bioróżnorodności. Pełnią także ważne funkcje wodo- i glebochronne, są źródłem zasobów potrzebnych ludziom do życia (ang. *livelihoods*), a także są warunkiem zdrowia i dobrostanu (ang. *wellbeing*) społeczności wiejskich i mieszkańców miast.

Lasy w Europie pełnią wiele funkcji i dostarczają różnych użyteczności i korzyści ekosystemowych (ang. *ecosystem services*), w tym surowców odnawialnych,

stanowiących pożądaną alternatywę dla innych materiałów, charakteryzujących się większym śladem środowiskowym (ang. *higher environmental footprint*), przyczyniając się tym samym do osiągnięcia neutralności klimatycznej i ogólnych celów zrównoważonego rozwoju (ang. *overall sustainability*).

Od początku lat 1990-tych, FOREST EUROPE (wcześniej MCPFE) odgrywa rolę platformy promującej trwale zrównoważoną gospodarkę leśną w regionie pan-europejskim. Jednym z zadań tej platformy, jest śledzenie, wspólnie z innymi licznymi partnerami, postępów w zakresie realizacji tej idei, z wykorzystaniem międzynarodowo uzgodnionych i przyjętych kryteriów i wskaźników.

Ocena aktualnego stanu lasów europejskich jest oparta na najlepszych dostępnych informacjach, dostarczonych przez ponad stu krajowych korespondentów, naukowców i ekspertów. Z oceny tej wynika, co następuje:

Powierzchnia lasów w Europie rośnie, dzięki czemu akumulują one więcej węgla, a jednocześnie w sposób trwały produkują surowiec drzewny. W ciągu minionych 30 lat, powierzchnia w lasów w Europie zwiększyła się o 9% i wynosi obecnie 227 mln ha, co oznacza, że 1/3 powierzchni lądowej w Europie jest zalesiona.

W ciągu minionych 30 lat miąższość drzew oraz masa węgla zawartego w biomacie leśnej zwiększyła się o 50%. Jest to wynikiem zarówno wzrostu powierzchni lasów, jak i faktu, że tylko część (ok. $\frac{3}{4}$) rocznego przyrostu drewna netto (ang. *net annual wood increment*) w lasach podlega użytkowaniu.

Każdego roku lasy w Europie pochłaniają w swej biomacie 1/10 tej ilości emisji dwutlenku węgla, której źródłem są inne sektory gospodarki. Redukcji emisji CO₂ sprzyja także magazynowanie węgla w różnego rodzaju produktach i wyrobach z drewna pozyskanego w lasach.

Wielkość podaży surowca drzewnego wzrosła do poziomu 550 mln m³, co oznacza wzrost o 40% w porównaniu z rokiem 1990.

Lasy w Europie odgrywają ważną rolę w ochronie bioróżnorodności, dostarczają miejsc pracy oraz są źródłem dochodów dla społeczności zamieszkujących tereny wiejskie.

Zdecydowana większość lasów europejskich ma charakter półnaturalny (ang. *seminal*). Od kilkunastu lat stale rośnie zróżnicowanie składu gatunkowego drzewostanów. Podobnie, rośnie też ilość drewna martwego. Ok. 2% powierzchni lasów ma status lasów nie zaburzonych działaniami człowieka (ang. *undisturbed by man*). Blisko 24% lasów znajduje się na 'terenach chronionych', w przypadku których

głównym celem jest zachowanie bioróżnorodności i krajobrazu. Jest to istotnie więcej niż miało to miejsce kilkadziesiąt lat temu. Powierzchnia lasów przeznaczonych dla ochrony bioróżnorodności wzrosła o 65% w ciągu 20 lat, natomiast powierzchnia lasów przeznaczonych do ochrony krajobrazu o 8%.

Drzewostany pełniące funkcje glebochronne i wodochronne oraz dostarczające innych korzyści ekosystemowych zajmują 32% powierzchni leśnej.

Populacje głównych gatunków ptaków leśnych utrzymują się na stabilnym poziomie od blisko 40 lat.

Zdecydowana większość lasów w Europie jest dostępna dla społeczeństwa; jednocześnie w przypadku 6% powierzchni leśnej dominuje funkcja rekreacyjna.

Leśnictwo oraz przemysł przerobu drewna stanowią miejsce pracy dla ponad 2,6 mln osób w Europie. W tym zakresie ma miejsce zresztą trend spadkowy. W porównaniu z 2000 r. liczba miejsc pracy zmalała w tych sektorach o ok. 33%.

Leśnictwo nadal stanowi zawód, w którym często dochodzi do wypadków. Na 1000 pracowników, wypadkom ulegają każdego roku 24 osoby.

Przyjęte w krajach europejskich rozwiązania z zakresu polityki leśnej oraz zarządzania stanowią gwarancję, że zasady trwale zrównoważonej gospodarki leśnej są konsekwentnie wdrażane do praktyki.

Jakkolwiek w poszczególnych krajach europejskich stosowane są różne rozwiązania administracyjne i organizacyjne, to jednak we wszystkich z nich zapewnione są odpowiednie ramy instytucjonalne dla leśnictwa. Krajowe prawa leśne gwarantują odpowiednie rozwiązania prawne na poziomie poszczególnych państw. Wyzwania i zagrożenia, jakie się pojawiają obecnie, dotyczą ograniczeń budżetowych oraz reorganizacji dotychczas obowiązujących modeli funkcjonowania leśnictwa.

Ważnym instrumentem polityki regionalnej w zakresie leśnictwa są Narodowe Programy Leśne lub równorzędne dokumenty, stawiające sobie za cel ułatwienie międzysektoralnego dialogu dotyczącego lasów. Centralną rolę w zakresie monitoringu stanu lasów odgrywają inwentaryzacje leśne.

Poszczególne rządy przeznaczają środki publiczne w celu utrzymania trwale zrównoważonej gospodarki leśnej, poprzez finansowanie publicznej służby leśnej oraz przedsiębiorstw leśnych, alokacje środków z budżetu centralnego, oraz systemy grantów, dotacji i rozwiązań o charakterze fiskalnym. Szereg krajów wdrożyło systemy opłat za usługi ekosystemowe (ang. *ecosystem services*).

Tym niemniej, nie brakuje też zagrożeń i wyzwań, dotyczących głównie stanu zdrowotnego lasów oraz trwałości w sensie ekonomicznym (ang. *forest health and economic sustainability*).

W wielu miejscach, czynniki abiotyczne i biotyczne spowodowały szkody w lasach, mające niszczyielski wpływ na lokalne ekosystemy. W 2015 r. szkody wystąpiły na 3% powierzchni lasów w Europie. Od tego czasu częstość wielkopowierzchniowych zaburzeń stale rośnie. Ich źródłem są ekstremalne susze, fale gorąca, gradacje kornika drukarza i bardziej rozległe pożary.

Depozycja zanieczyszczeń powietrza stale spadała w ciągu minionych 25 lat, tym niemniej, niektóre zanieczyszczenia lokalnie nadal przewyższają wartości krytyczne.

Przeciętnie rzecz biorąc stan zdrowotny lasów w Europie ciągle się pogarsza. Średnie wartości wskaźników utraty aparatu asymilacyjnego wzrosły na 19% powierzchni monitoringowych, co stanowi dwa razy tyle niż liczba powierzchni, na których stan tego aparatu w okresie 2010-2018 się poprawił.

Względnie mały zysk przedsiębiorstw leśnych stanowi zagrożenie dla gospodarki leśnej, szczególnie w obliczu chwiejnych rynków, negatywnych skutków zmieniającego się klimatu oraz rosnących wymagań i ograniczeń w zakresie stosowanych sposobów gospodarowania w lasach.

Jakkolwiek raport SoFE 2020 pokazuje, że wiele, a nawet większość lasów europejskich od dawna funkcjonuje w zgodzie z nadrzędną zasadą trwałości, tym niemniej są też problemy.

Źródłem wielu zagrożeń i wyzwań, których nie można lekceważyć, są różnego rodzaju katastrofy i zaburzenia w lasach oraz presja czynników o charakterze ekonomicznym. Ponadto, stale rośnie skala wymagań i oczekiwań względem lasów. Dotyczą one takich kwestii, jak sekwestracja węgla, dostarczanie odnawialnych biomateriałów i produktów mogących zastąpić surowce nieodnawialne, wspomaganie rozwoju terenów wiejskich, zaspokojenie potrzeb w zakresie rekreacji. To wszystko ma miejsce w kontekście szybko zmieniającego się klimatu. Hodowla lasu stanęła dzisiaj przed dużym wyzwaniem sprostania tym różnorodnym oczekiwaniom i potrzebom. Oczekuje się też od niej, że zwiększy ona zdolność adaptacyjną lasów względem zmian klimatycznych. Nie ulega wątpliwości, że zdolność lasów do spełnienia tych wszystkich postulatów i żądań jest ograniczona, dlatego kompromisy są niezbędne.

W raporcie SoEE 2020 przedstawiono aktualny status i bieżące trendy w zakresie poszczególnych, głównych kryteriów trwale zrównoważonej gospodarki leśnej, wykorzystując w tym celu najlepsze dostępne dane oraz wsparcie ze strony administracji rządowej poszczególnych krajów i środowiska naukowego. Jakkolwiek celem tego raportu nie było opracowanie rekomendacji o charakterze politycznym, to jednak dostarcza on wiarygodnych, obiektywnych i całościowych danych stanowiących istotny wkład do tyczącej się debaty wokół lasów i leśnictwa i mogących stanowić dobrą podstawę do podejmowania decyzji odnośnie przyszłych kierunków rozwoju gospodarki leśnej w Europie.

Kryterium I. Zasoby leśne i ich wkład w globalny cykl węgla.

Od 1990 r. powierzchnia lasów w Europie stale rosła, początkowo szybciej, a obecnie trochę wolniej. W sumie obecna powierzchnia lasów europejskich jest większa o 9% w stosunku do stanu przed 30 laty.

Aktualna powierzchnia lasów europejskich wynosi 227 mln ha, co stanowi 35% ogólnej powierzchni lądowej. Pozostałe tereny zadrzewione (ang. *other wooded land*) zajmują dodatkowe 27 mln ha. Około 75% powierzchni leśnej jest wykorzystywane do produkcji surowca drzewnego. Udział lasów iglastych w Europie wynosi 46%, udział lasów liściastych to 37%. Pozostałą część zajmują lasy mieszane.

Około $\frac{3}{4}$ lasów w Europie składa się z drzewostanów jednowiekowych. W tej grupie 64% to drzewostany, w których proces odnowienia jest już zakończony i które nie osiągnęły jeszcze dojrzałości. Jedną czwartą powierzchni lasów europejskich zajmują drzewostany różnowiekowe.

Ogólny zapas drewna w lasach europejskich wynosi 34 900 mln m³, z czego 84% występuje w lasach, w przypadku których prowadzi się pozyskanie surowca drzewnego. Średnia zasobność drzewostanów w lasach europejskich wynosi 169 m³/ha, to jest o 40 m³/ha więcej niż 30 lat temu.

Lasy europejskie pełnią rolę głównego pochłaniacza węgla; wielkość zmagazynowanego węgla rośnie zarówno w lasach, jak i w produktach z drewna. W okresie między 2010 oraz 2020, wielkość rocznej sekwestracji (pochłaniania) węgla w biomase leśnej w lasach regionu europejskiego wynosiła średnio 155 mln ton. Odpowiada to 10% całkowitej wielkości emisji węgla w 28 krajach UE. W okresie 1990-2015, ilość węgla zawartego w produktach drzewnych wzrosła z poziomu 2,5 tony

do wielkości 2,8 t na jednego mieszkańca (*per capita*), istotnie przyczyniając się do redukcji emisji CO₂.

Wzrost powierzchni leśnej należy do aktualnych priorytetów polityki leśnej. Problemem jest brak środków finansowych wspierających działania z tego zakresu, jak również konkurencyjność innych form użytkowania ziemi. Głównym wyzwaniem i przeszkodą uniemożliwiającą osiągnięcie zakładanych celów w zakresie wzrostu powierzchni leśnej jest brak środków potrzebnych na zalesianie, odnowienie i działania mające na celu adaptację lasów do zmian klimatycznych, interesy konkurencyjnych form użytkowania ziemi, brak efektywnej współpracy i koordynacji wszystkich kluczowych sektorów oraz interesariuszy, jak również coraz częstsze i bardziej dotkliwe ekstrema pogodowe, wynikające ze zmiany klimatu.

Kryterium II. Zdrowie i vitalność ekosystemów leśnych.

Od roku 1997 systematycznie maleje depozycja zanieczyszczeń. Mimo malejącej depozycji zanieczyszczeń ogółem, lasy europejskie w dalszym ciągu są narażone na nadmierną depozycję związków azotu oraz działanie troposferycznego ozonu.

Porównanie danych z 2015 r. z wynikami badań przeprowadzonych w okresie 2009-2012 wskazuje, że właściwości gleb zmieniły się w niewielkim stopniu, z wyjątkiem zawartości azotu, która rośnie w całej Europie. Zaobserwowano występowanie wyraźnego gradientu N-S, przede wszystkim w zakresie zawartości węgla organicznego w glebie, stosunku C/N oraz pH.

Przeciętny stopień defoliacji rośnie. W okresie 2010-2018 nie zmienił się stopień defoliacji na 72% powierzchni monitoringowych, natomiast wzrósł na 19% powierzchni. Generalnie rzecz biorąc stan zdrowotny lasów w Europie ulega pogorszeniu, czego wyrazem jest wzrost średnich wartości wskaźników defoliacji w przypadku głównych gatunków drzew.

Na około 3% powierzchni lasów w Europie występują szkody, powodowane głównie przez wiatr, owady, żer ssaków kopytnych oraz pożary leśne. Poszczególne rodzaje zaburzeń wykazują różne wzorce występowania: pożary występują głównie w regionie śródziemnomorskim, huraganowe wiatry i obfite opady śniegu w regionach centralnych i północno-zachodnich. Problem nadmiernej ilości zwierzyny dotyczy wszystkich lasów europejskich. Szkody powodowane przez owady mają fluktuacyjny

charakter, natomiast szkody od wiatru i śniegu wykazują tendencję rosnącą. Ostatnio ma miejsce zmiana reżimu zaburzeń, polegająca na wzroście znaczenia ekstremalnych suszy i fal upałów, bardziej intensywnym przebiegu gradacji korników oraz częstszym występowaniu pożarów leśnych.

Działania polityczne z zakresu ochrony lasów koncentrują się głównie na ochronie przeciwpożarowej, problemie szkód powodowanych przez zwierzynę i gradacjach owadów. Raportowane działania z tego zakresu obejmują prewencję i kontrolę czynników niebezpiecznych, zarządzanie kryzysowe, a także niedopuszczanie do degradacji gleby. Do głównych wyzwań i przeszkód należy wzrost zagrożenia lasów ze strony szkodliwych organizmów i ekstremalnych czynników pogodowych, masowe zamieranie (ang. *mass dying*) gatunków drzew leśnych oraz niepewność dotycząca zdolności adaptacyjnych gatunków drzew.

Kryterium III. Funkcje produkcyjne lasów

Przyrost drewna w lasach europejskich jest istotnie wyższy niż pozyskanie.

Każdego roku, więcej drewna przyrasta w lasach Europy niż się go pozyskuje, co skutkuje ogólnym wzrostem zasobności drzewostanów. Przyrost roczny drewna netto jest większy niż w okresach wcześniejszych. Od 1990 wzrósł on o ok. 25%. Miąższość pozyskiwanego drewna stale rosła od 1990 r. Średnio, 73% rocznego przyrostu netto jest pozyskiwane, co przekłada się na trwałość dostaw surowca drzewnego z lasów europejskich.

Europa jest ważnym regionem produkcji drewna okrągłego. Produkcja drewna okrągłego w Europie stale rośnie i obecnie osiągnęła poziom 550 mln m³ rocznie. Ogólna wartość sprzedaży drewna okrągłego także ciągle rośnie i w roku 2015 doszła do poziomu 21 000 mln euro rocznie. Pod względem tych wskaźników istnieją duże różnice między poszczególnymi krajami.

Lasy oraz inne tereny zadrzewione stanowią ważne źródło innych produktów, takich, jak pożywienie oraz różnego rodzaju materiały i surowce. W wielu krajach takie materiały i surowce, jak korek, choinki, kasztany, owoce leśne, grzyby, dziczyzna czy miód stanowią tradycyjne użytki uboczne, pozyskiwane w lasach. Stanowią one dodatkowe źródło dochodu z lasów. Sumaryczna wartość rynkowa tych użytków w 2015 r. wynosiła 4 000 mln euro.

W dalszym ciągu wiele funkcji lasów nie ma wyceny rynkowej. Wśród urynkowanych funkcji lasów dominują funkcje społeczne, takie jak licencje na polowania i łowienie ryb. Szacuje się, że rynkowa wartość tego rodzaju usług wynosi ok. 500 mln euro, jakkolwiek dane w tym zakresie nie są pełne.

Do priorytetów polityki w zakresie użytkowania lasów należy zwiększenie podaży surowca drzewnego poprzez lepsze wykorzystanie przyrostu i skumulowanych w lasach zasobów drzewnych. Do głównych wyzwań i przeszkód w tym zakresie należy mała efektywność ekonomiczna i wydajność sektora leśnego, brak środowiska umożliwiającego entrepreneurship, wspieranie innowacji, wzrastająca presja na zasoby leśne i pełnione przez nie funkcje, a także brak urynkowania usług ekosystemowych. Działania podejmowane w tym zakresie dotyczą głównie marketingu i promocji produktów oraz użyteczności leśnych.

Kryterium IV. Różnorodność biologiczna w ekosystemach leśnych.

W lasach europejskich dominują drzewostany składające się z dwóch lub więcej gatunków drzew. Stopień zróżnicowania składu gatunkowego lasów europejskich stale się zwiększa. Drzewostany złożone z dwóch lub więcej gatunków drzew zajmują 67% powierzchni leśnej. 33% to drzewostany jednogatunkowe, zarówno pochodzenia sztucznego (monokultury), jak i naturalnego.

Większość lasów w Europie odnawia się w sposób naturalny. Udział lasów odnawiających się naturalnie wynosi 66% i wykazuje niewielką tendencję rosnącą. W 2020 r. udział plantacji wynosił tylko 3,8%. Lasy niezaburzone działaniami człowieka zajmowały 2,2% powierzchni leśnej w Europie.

Gatunki obce występują na 3% całkowitej powierzchni leśnej. Rola gatunków introdukowanych w europejskim leśnictwie jest raczej ograniczona. Występują one na 3,1% powierzchni leśnej. Udział powierzchni opanowanej przez obce gatunki o charakterze inwazyjnym wynosi 0,5% i nieznacznie się zwiększa.

Miażdżość drewna martwego stanowi 7% zasobności drzewostanów. Z martwym drewnem związane są mikrosiedliska wykorzystywane przez liczne zwierzęta, grzyby i rośliny. Martwe drewno stanowi także część leśnej puli węgla i bierze udział w krążeniu składników pokarmowych. W 2015 r. średnia miąższość martwego drewna wynosiła 11,5 m³/ha.

Od 1990 r. liczba obiektów poświęconych ochronie zasobów genetycznych wzrosła 10-krotnie. W tym zakresie potrzebne są dalsze działania ukierunkowane na lepszą reprezentatywność geograficzną chronionych populacji drzew leśnych.

Populacje głównych gatunków ptaków leśnych są generalnie stabilne. Indeks głównych gatunków ptaków leśnych (ang. *common forest bird index*) podlegał tylko niewielkim fluktuacjom w ciągu minionych 37 lat. Ten fakt świadczy o ogólnej stabilności środowiska leśnego i dobrym stanie leśnej bioróżnorodności.

W ciągu minionych 20 lat powierzchnia lasów poświęconych ochronie bioróżnorodności wzrosła o ok. 65%. Lasy chronione (ang. *protected forests*) zajmują prawie jedną czwartą całkowitej powierzchni leśnej. W 2015 r. powierzchnia lasów znajdujących się pod ochroną wynosiła 49,3 mln ha (23,6% całkowitej powierzchni leśnej). Pod ochroną znajdowało się także 4,1 mln ha innych terenów zadrzewionych (ang. *other wooded areas*), tj. 20,5% całkowitej powierzchni tych terenów. W przypadku 15% (ok. 31 mln ha) lasów europejskich głównym celem jest ochrona bioróżnorodności, natomiast w przypadku 9% (18 mln ha) ochrona krajobrazu i specyficznych elementów naturalnych (ang. *specific natural elements*).

Do priorytetów politycznych w tym zakresie należy rozwój integracyjnych sposobów zagospodarowania lasów, ochrona lasów o dużych walorach przyrodniczych oraz rozwój współpracy międzysektoralnej. Celem jest zwiększenie powierzchni lasów chronionych oraz miąższości drewna martwego, jak również powstrzymanie spadku różnorodności gatunkowej. Działania podejmowane w tym zakresie skupiają się na integracji wymogów ochrony bioróżnorodności w ramach planowania urządzeniowo-leśnego, ochronie lasów o dużych walorach przyrodniczych oraz rozwoju współpracy i koordynacji instytucji odpowiedzialnych za zachowanie bioróżnorodności, jak również na ochronie leśnych zasobów genetycznych. Do najważniejszych wyzwań i przeszkód należy ograniczona efektywność działań z zakresu zachowania i ochrony bioróżnorodności, konieczność wdrażania bardziej wymagających sposobów zagospodarowania drzewostanów, a także rozbieżności w zakresie celów ochrony przyrody i polityki leśnej.

Kryterium V. Funkcje (wodo- i gledo-) ochronne lasów a gospodarka leśna

Lasy ochronne (ang. *protective forests*) chronią gleby przed erozją, chronią zasoby wodne i pełnią inne funkcje ekosystemowi. Lasy ochronne tworzone z myślą o o

ochronie gleb i zasobów wodnych zajmują 32% powierzchni lasów europejskich. Dodatkowo 2% zajmują lasy chroniące infrastrukturę oraz zagospodarowane zasoby naturalne. Powierzchnia lasów ochronnych w Europie wykazuje tendencję rosnącą. Ponadto, funkcje ochronne stanowią istotny element wielofunkcyjnego leśnictwa także na terenach, którym nie przypisano oficjalnie tej roli.

Obecna polityka w tym zakresie skupia się na poprawie efektywności w tym zakresie. Podejmowane działania obejmują wdrażanie odpowiednich rozwiązań prawnych i finansowych. Główne wyzwania i przeszkody z punktu widzenia osiągnięcia założonych w tym zakresie celów to zmniejszenie środków i personelu, zanieczyszczenia, których źródłem są inne sektory i procesy starzenia w lasach ochronnych, co negatywnie wpływa na pełnione przez nie funkcje.

Kryterium VI. Funkcje i warunki społeczno-ekonomiczne

70% lasów pełni funkcje rekreacyjne. W większości krajów, ponad 90% powierzchni lasów jest dostępne dla społeczeństwa, przy średniej wynoszącej 70%. W przypadku 6% powierzchni lasów funkcja rekreacyjna pełni rolę dominującą. Średnia intensywność rekreacji szacowana jest na poziomie 16 wizyt na mieszkańca w roku.

W lasach europejskich udział własności prywatnej i publicznej (ang. *public*) jest podobny. Ok. 53% lasów w Europie jest własnością publiczną, a pozostałe 47% reprezentuje własność prywatną. Prywatne przedsiębiorstwa są z reguły znacznie mniejsze niż państwowe.

Wkład europejskiego sektora leśnego do PKB wynosi 0,7%. Sektor leśny obejmuje gospodarkę leśną, przemysł drzewny i celulozowo-papierniczy. W krajach północnoeuropejskich udział sektora leśnego w PKB wynosi 2%, co pokazuje różnice między poszczególnymi regionami.

Zysk netto w leśnictwie jest chwiejny. Jest on źródłem przychodów właścicieli lasów. Biorąc pod uwagę niestabilność sytuacji rynkowej oraz ujemne wpływy zmieniającego się klimatu, niska stopa zysku netto stanowi duże zagrożenie dla gospodarki leśnej.

Inwestycje w sektorze leśnym wykazują nieznaczny trend dodatni. Zdolność lasów do produkcji dóbr i pełnienia funkcji zależy od inwestycji w lasach i w leśnictwie. Po spadku inwestycji kapitałowych w latach 2000-2010 w r. 2015 nastąpił wzrost do poziomu 22 euro/ha.

Roczna konsumpcja drewna w przeliczeniu na jednego mieszkańca w Europie wynosi 1,1 m³. Zużycie drewna (ang. *wood consumption*) obejmuje drewno tartaczne, panele drewnopochodne, papier, tekturę i drewno opałowe. Roczna wielkość konsumpcji drewna na osobę w Europie jest zróżnicowana i waha się od 0,7 m³ w Europie Płd.Wsch. do 2,6 m³ w Europie Płn., przy średniej wynoszącej 1,1 m³.

W okresie 1990 – 2015 wielkość zużycia drewna wzrosła we wszystkich regionach, z wyjątkiem Europy Środkowozachodniej, która jednak nadal znajduje się pod tym względem na drugim miejscu po Europie Płn.

Sektor leśny zatrudnia 2,6 mln osób. W 2015 r. cztery zatrudnione osoby przypadały na 1000 ha powierzchni leśnej. W całym sektorze leśnym obejmującym gospodarkę leśną, przerób drewna i przemysł papierniczy było zatrudnionych 2,6 mln osób. W porównaniu z 2000 rokiem zatrudnienie w 2015 r. w sektorze leśnym spadło o ok. 33%.

Liczba wypadków w leśnictwie istotnie spadła. Tym niemniej, praca w lasach jest nadal niebezpieczna. W 2015 r. było 21000 wypadków, z tego 149 śmiertelnych. Oznacza to 24 wypadki na 1000 zatrudnionych osób.

Europa jest eksporterem netto nieobrobionego surowca drzewnego oraz produktów papierniczych. Handel produktami drzewnymi obejmuje eksport i import drewna okrągłego, drewna energetycznego, paneli drewnopochodnych oraz miazgi papierniczej, jak również papieru i tektury. Europa jest eksporterem netto tych produktów. Biorąc pod uwagę handel drewnem okrągłym nadwyżka wynosi ok. 30 mln m³, co odpowiada 5 500 mln euro (dane dla roku 2015). Po dwukrotnym wzroście w okresie 1990-2005, wielkość eksportu w latach 2005-2015 utrzymywała się na tym samym poziomie.

Udział w produkcji energii odnawialnej z drewna stanowi 6,4% całkowitego zużycia energii. Drewno jest jednym z odnawialnych źródeł energii, pokrywając 6,4% całkowitej produkcji energii w Europie (dane dla 2015 r.). Ze względu na rozwój sektora przerobu drewna, połowa energii produkowanej z drewna pochodzi bezpośrednio z lasu. Reszta pochodzi z produktów ubocznych i pozostałości powstających w procesie przerobu drewna oraz z drewna odzyskanego po zakończeniu procesu użytkowania.

Polityka w tym zakresie skupia się na edukacji i kształceniu, ułatwieniu dostępu do lasów i zwiększaniu ich zdolności do pełnienia funkcji rekreacyjnych, jak również na zapewnieniu finansowego wsparcia i komunikacji dla interesariuszy. Większość krajów

uwzględnia w swojej polityce leśnej takie zagadnienia, jak funkcje ekosystemowe (ang. *ecosystem services*), wolny dostęp do lasów, wkład łańcucha leśno-drzewnego do PKB, korzystne możliwości zatrudnienia, wykorzystanie biomasy leśnej na cele energetyczne, inwestycje w innowacje, zrównoważona konsumpcja. Działania z tego zakresu obejmują wspomaganie badań, edukacji i kształcenia, ułatwiony dostęp do lasów oraz rozwój infrastruktury rekreacyjnej, kampanie i kształcenie propagujące bezpieczeństwo i zdrowie. Do głównych wyzwań i problemów należy depopulacja terenów wiejskich, problemy z zapewnieniem bezpieczeństwa i zdrowia zawodowego, rosnąca presja w zakresie rekreacyjnego wykorzystania lasów, oraz ograniczony dostęp do infrastruktury, chwiejność rynków drewna, nieefektywne wykorzystanie biomasy leśnej.

Jak podkreślają autorzy Raportu FOREST EUROPE 2020, koncepcja trwale zrównoważonej gospodarki leśnej opiera się na podstawowym założeniu, że lasy powinny pełnić różnorodne funkcje ekologiczne, gospodarcze i społeczne w taki sposób, aby dostarczać korzyści obecnym pokoleniom, nie uszczuplając przy tym możliwości zaspakajania potrzeb przyszłych generacji w zakresie tych wszystkich funkcji, zgodnie z tym, co zostało przyjęte już prawie 30 lat temu w trakcie Konferencji Ministerialnej w Helsinkach w 1992 r. Od tego czasu gospodarka leśna w Europie stara się zapewnić stan równowagi pomiędzy poszczególnymi funkcjami lasu i na ten moment stan ten udało się w dużym stopniu osiągnąć. Nowe naciski i wyzwania, takie, jak te, które się pojawiają obecnie w kontekście proponowanej obecnie unijnej Strategii na rzecz Bioróżnorodności 2030, mogą jednakże bardzo łatwo naruszyć, a nawet nieodwracalnie zniszczyć tę równowagę, którą z takim trudem udało się zbudować.

8. Synteza

8.1. Zachowanie różnorodności biologicznej – podejście segregacyjne vs. podejście integracyjne

Powstrzymanie lub przynajmniej zahamowanie dużego tempa spadku różnorodności biologicznej (bioróżnorodności), zajmuje jedno z najbardziej eksponowanych miejsc na długiej liście problemów i wyzwań współczesnego świata (Sala i in. 2010). Działania społeczności międzynarodowej mające na celu odwrócenie tego niekorzystnego trendu zmierzają obecnie w dwóch kierunkach. Jeden kierunek, historycznie starszy, opiera się o zasadę **segregacji**. W przypadku tego kierunku chodzi w zasadzie o działania o charakterze punktowym i obszarowym. Polegają one na wydzieleniu pewnych obszarów: ‘terenów chronionych’ (ang. *protected areas*), wyłączeniu ich z ‘normalnego’ zagospodarowania i nadaniu im specjalnego statusu, polegającego na uznaniu, że zachowanie wartości przyrodniczych stanowi nadrzędny cel zarządzania takimi obiektami. Drugi kierunek z kolei dąży do **integracji** działań ochronnych w ramach szerszych planów i programów zarządzania zasobami przyrodniczymi i środowiskiem, zakładających ich użytkowanie w sposób trwały i zrównoważony, zgodnie z nadrzędną zasadą ekorozwoju. W odróżnieniu od pierwszego kierunku, w tym przypadku chodzi o działania o charakterze wielkopowierzchniowym, a nawet totalnym, ponieważ dotyczą one zdecydowanej większości powierzchni ziemi objętej określoną formą użytkowania (np. powierzchni leśnej w danym kraju).

8.2. Rozwój koncepcji ‘terenów chronionych’

Główni protagoniści, a także cele i motywy tworzenia ‘terenów chronionych’ zmieniały się w czasie. Początkowo chroniły one interesy ich możliwych właścicieli. Później decydowały względy estetyczne i walory krajobrazowe oraz naturalne piękno pewnych obszarów i obiektów. Po II Wojnie Światowej początkowo chodziło głównie o ochronę swoiście rozumianej ‘naturalności’, a następnie o ochronę bioróżnorodności. Wg autorów raportu EEA (2015) w XXI w. zaczyna stopniowo dominować ‘model mieszany’ (ang. *blended model*), w którym w coraz większym stopniu liczy się możliwość gospodarczego wykorzystania ‘terenów chronionych’, w oparciu o zasadę

trwałości generowanych przez nie pożytków i dóbr. Jak można sądzić, sugerowana tu zmiana podejścia do sposobu postrzegania charakteru i roli ‘terenów chronionych’ wynika przede wszystkim stąd, że zajmują one coraz większe powierzchnie i przynajmniej niektórzy zwolennicy tworzenia takich terenów zaczynają powoli dostrzegać stale rosnące koszty społeczne takich działań. W skali globalnej, szczególnie dużo, bo ponad 80% ‘terenów chronionych’ powstało po 1962 r., w którym odbył się pierwszy Światowy Kongres Parków Narodowych. W Europie, zarówno liczba, jak i powierzchnia ‘terenów chronionych’ w poszczególnych krajach od tego czasu przyrasta w wykładniczym tempie.

Zmiany w sposobie rozumienia tego, czym są i jaką rolę powinny odgrywać ‘tereny chronione’, znalazły też odzwierciedlenie w oficjalnych definicjach ‘terenów chronionych’ wykorzystywanych przez wiele reprezentatywnych organizacji międzynarodowych. Przykładowo, w 1994 r. Międzynarodowa Unia Ochrony Przyrody (IUCN) definiowała ‘teren chroniony’ jako ‘obszar lądowy lub morski wyłączony w celu ochrony i zachowania różnorodności biologicznej oraz walorów naturalnych i związanych z nimi zasobów kulturowych, zarządzany z wykorzystaniem odpowiednich rozwiązań prawnych lub innych skutecznych środków’. W swojej nowej definicji z 2008 r. IUCN dodała do tej definicji rolę, jaką obszary chronione odgrywają w dostarczaniu różnego rodzaju dóbr, użyteczności i korzyści (usług) ekosystemowych. Wg tej nowej definicji ‘teren chroniony to jednoznacznie zdefiniowana przestrzeń geograficzna, wyróżniona, utworzona i zarządzana na mocy odpowiednich uregulowań prawnych lub innych efektywnych metod w taki sposób, aby zapewnić długofalową ochronę zasobów przyrody, oraz zachować ciągłość pełnienia usług ekosystemowych i utrzymanie wartości kulturowych (ang. *ecosystem services and cultural values*)’.

Obecna polityka w Europie dotycząca ‘terenów chronionych’ jest produktem inicjatyw pochodzących z dwóch głównych źródeł: Konwencji o ochronie Różnorodności Biologicznej ONZ oraz prawodawstwa samej Unii Europejskiej. Konwencja o ochronie Różnorodności Biologicznej jest traktatem, który przyjęło prawie 200 państw na świecie. Z postanowień Konwencji wynika m.in., że, o ile to możliwe i celowe, sygnatariusze konwencji powinni ‘ustanowić system ‘terenów chronionych’, lub terenów, na których podejmowane są działania niezbędne z punktu widzenia zachowania różnorodności biologicznej’.

Na spotkaniu w Nagoyi, w Japonii, w 2010 r., Strony Konwencji na rzecz ochrony Bioróżnorodności (CBD) przyjęły nowy Strategiczny Plan na rzecz ochrony

Bioróżnorodności na lata 2011-2020, razem z serią tzw. ‘Celów Aichi’ (ang. ‘*Aichi-Targets*’). Cele te zobowiązują blisko 200 państw, które podpisały Konwencję CBD, do ochrony najbardziej zróżnicowanych pod względem biologicznym (ang. *most biodiverse parts*) części ich terytoriów oraz obszarów, które odgrywają kluczowe znaczenie z punktu widzenia ochrony korzyści ekosystemowych (ang. *ecosystem services*).

Aby zrealizować te cele, poszczególne kraje zobowiązały się do objęcia do 2020 r. co najmniej 17% powierzchni lądów oraz wód śródlądowych, a także 10% powierzchni wybrzeży i wód morskich, systemem ‘terenów chronionych’. Cele Aichi przewidują, że wspomniane ‘tereny chronione’ będą dostarczały także korzyści społecznych, dostarczając podstaw do trwałego funkcjonowania społeczności zamieszkujących te tereny oraz ich najbliższe sąsiedztwo, oraz chroniąc ludzkość przed wpływem zmian klimatycznych. Oczekuje się także, że ‘tereny chronione’ wniosą wkład w rozwój gospodarki generując przychody, które pokryją koszty ich własnego funkcjonowania (ang. *generating revenue to provide for their own upkeep*).

Na poziomie Unii Europejskiej, szczególnie ważną rolę w tworzeniu ‘terenów chronionych’ odgrywają dyrektywy Rady Europy (ang. *European Council*). Podobnie, jak ma to miejsce w przypadku Konwencji na rzecz ochrony Bioróżnorodności, dyrektywy te także postrzegają tworzenie ‘terenów chronionych’ jako sposób na zachowanie bioróżnorodności i zapewnienie możliwości dostarczania różnych usług i korzyści ekosystemowych (ang. *providing a variety of ecosystem services*).

Punktem zwrotnym w podejściu do ochrony bioróżnorodności w UE było wydanie Dyrektywy Rady (ang. *Council Directive*) 79/409/EEC dotyczącej ochrony dzikiego ptactwa (zaktualizowanej jako 2009/147/EC) – czyli Dyrektywy Ptasiej (ang. *the Birds Directive*). Bardzo ważna w tym zakresie była także Dyrektywa Habitatowa (Siedliskowa) (*Council Directive 92/43/EEC*) dotycząca ochrony naturalnych siedlisk oraz dzikiej flory i fauny.

Oba te instrumenty przewidują tworzenie systemów ‘terenów chronionych’ jako sposobu osiągnięcia celów związanych z ochroną przyrody. Z mocy Dyrektywy Ptasiej wyróżniane są Obszary Specjalnej Ochrony Ptaków (ang. *the Special Protected Areas (SPAc)*), a z mocy Dyrektywy Siedliskowej Specjalne Obszary Ochrony Siedlisk (ang. *the Special Areas of Conservation (SACs)*). Razem tworzą one sieć Natura 2000, ogólnoeuropejską sieć ‘terenów chronionych’.

W maju zeszłego roku Komisja Europejska przyjęła kolejną Strategię na rzecz Bioróżnorodności, tym razem w perspektywie 2030 r. Głównym hasłem tej Strategii jest ‘Przywracanie przyrody do naszego życia’. Tak, jak to było w przypadku wcześniejszych dokumentów podobnego typu, w przyjętej obecnie wersji główny nacisk jest położony na rozwiązania charakterystyczne dla podejścia ‘segregacyjnego’, tj. stawia się w niej przede wszystkim na dalszy rozwój sieci ‘terenów chronionych’.

We wspomnianej Strategii... postuluje się dalszy rozwój przestrzenny sieci ‘terenów chronionych’. Zgodnie z zapisami zawartymi w Strategii... status ‘terenów chronionych’ powinno otrzymać co najmniej 30% obszarów lądowych i 30% obszarów morskich w UE. Oznacza to, że w stosunku do stanu obecnego, należałoby objąć ochroną dodatkowo 4% obszarów lądowych i 19% obszarów morskich. Jak stwierdzają autorzy Strategii..., propozycja ta jest kompatybilna z ofertą przygotowaną obecnie na potrzeby ogólnosiwiatowego procesu toczącego się w ramach Konwencji o Różnorodności Biologicznej i planowanego na ten rok, kolejnego, 15-tego już spotkania stron Konwencji.

Bardzo ważnym elementem nowej Strategii ... jest nakaz (imperatyw) objęcia ochroną ścisłą (ang. *strict protection*) co najmniej jednej trzeciej powierzchni ‘terenów chronionych’, tj. 10% powierzchni lądowej i 10% obszarów morskich w Unii Europejskiej. Biorąc pod uwagę, że wg autorów nowej Strategii... ochroną ścisłą jest obecnie objęte 3% powierzchni lądów i 1% obszarów morskich w krajach UE, oznaczałoby to konieczność objęcia ochroną ścisłą dodatkowo 7% powierzchni lądów i 9% obszarów morskich. W tym kontekście autorzy Strategii... zwracają szczególną uwagę na potrzebę objęcia ścisłą ochroną wszystkich pozostałości lasów pierwotnych i starodrzewów, jakie jeszcze zachowały się w krajach Unii Europejskiej. Potrzebę tą motywują tym, że są to najbogatsze ekosystemy leśne (ang. *richest forest ecosystems*) oraz tym, że w ekosystemach tych skumulowane są znaczne ilości węgla, co ma duże znaczenie z punktu widzenia ochrony klimatu.

8.3. Ochrona ścisła jako zasada funkcjonowania ‘terenów chronionych’

Biorąc pod uwagę to, jak wielkie znaczenie w nowej europejskiej Strategii na rzecz Bioróżnorodności 2030 przypisuje się ochronie ścisłej, potrzebna jest dokładna ocena praktycznych skutków stosowania tego podejścia jako narzędzia ochrony bioróżnorodności i innych walorów wybranych terenów i obszarów. Ponieważ w Europie do niedawna zarówno liczba takich obiektów, jak i długość trwania ochrony ścisłej były mocno ograniczone, bardziej miarodajne są w tym zakresie doświadczenia innych krajów, zwłaszcza Stanów Zjednoczonych, w których idea tworzenia tzw. ‘*wilderness areas*’ (funkcjonujących na zasadzie ochrony ścisłej) ma już długą tradycję, sięgającą połowy lat sześćdziesiątych. Ocenę funkcjonowania kilkunastu obszarów tego typu po kilkudziesięciu latach od ich powstania przeprowadzili Cole i Yung (2010). W swoim opracowaniu opisują oni szczegółowo szereg przypadków, przede wszystkim ze Stanów Zjednoczonych, ale i z innych regionów świata, w których idea ochrony ścisłej (ochrony naturalnych procesów) generalnie zawiodła jako metoda trwałego zachowania podstawowych wartości chronionych w ten sposób obszarów. Znalazły się w tej grupie m.in. takie obiekty, jak Bandelier National Monument, Saint Mary’s Wilderness, Big Gum Swamp Wilderness, Glacier National Park, Grand Canyon National Park oraz Joshua Tree National Park. Wspólną cechą tych wszystkich przypadków było to, że w pewnym momencie podjęto decyzję o poddaniu ich ścisłej (biernej) ochronie sądząc, że taka strategia będzie dla tych obiektów i obszarów najlepsza. I w każdym przypadku po upływie krótszego lub dłuższego okresu czasu okazywało się, że jednak interwencja (ang. *intervention*) człowieka jest niezbędna, aby ratować te wartości, które zadecydowały o powstaniu tych wszystkich obiektów i objęciu ich ochroną ścisłą. Przypadki opisane przez Cole’a i Yung (2010) nie należą bynajmniej do wyjątków. Problemy, jakie stwarza ochrona ścisła, są często przedstawiane w międzynarodowej literaturze. W niniejszym opracowaniu, poza przypadkami analizowanymi przez Cole’a i Yung (2010), omówiono także sytuację w takich obiektach i obszarach, jak Lasy Pacific Northwest w Ameryce Płn., Park Narodowy Podyje w Republice Czeskiej, Lasy bukowe w Niemczech oraz Ilyryjskie lasy dębowo-bukowe.

Jak podkreślają Cole i Yung (2010), fakt objęcia jakiegoś obszaru ochroną ścisłą nie oznacza, że przyroda i inne wartości tego terenu stają się automatycznie bezpieczne. Przeciwnie, różnych zagrożeń jest bardzo wiele; ich źródłem są np. antropogeniczne uwarunkowane zmiany klimatu, obce gatunki inwazyjne, przemysłowe

zanieczyszczenia atmosfery, wód i gleb, fragmentacja siedlisk. Częstym problemem są także spontaniczne procesy sukcesyjne, które na tych obszarach zachodzą. Okazuje się, że wszystkie te czynniki bezpośrednio zagrażają wartościom chronionym w ramach parków i obszarów dzikiego życia i prowadzą do poważnych pytań o to, jakie są konsekwencje tego faktu z punktu widzenia możliwości trwałego zachowania chronionego w ich ramach dziedzictwa, zwłaszcza przyrodniczego.

Obecnie coraz lepiej widać, że nie można skutecznie ochronić przyrody zamykając ją w obrębie ‘terenów chronionych’ (rezerwatów, parków narodowych, czy też obszarów *wilderness*) oraz wykreślając wokół nich linię i pozostawiając je samym sobie. Trwałe zachowanie piękna jakiegoś terenu, jego dziedzictwa oraz bioróżnorodności wymaga mądrego, przemyślanego zarządzania oraz, bardzo często, podejmowania aktywnych działań (interwencji, ang. *intervention*). Cole i Yung (2010) zauważają, że tworzenie dużych ‘terenów chronionych’ w XX w. bazowało na założeniu, że powinny one funkcjonować w oparciu o zasadę ochrony naturalnych procesów (zasadę ochrony naturalności, ang. *naturalness*). Cytowani autorzy stwierdzają, że cele te były odpowiednie 100 lat temu, gdy toczyła się walka o to, aby ochronić pewne obszary przed rozwojem cywilizacyjnym i niekontrolowaną eksploatacją. W ciągu minionych 100 lat świat się jednak bardzo zmienił, a tempo zmian bardzo wzrosło. Najbardziej pewną cechą przyszłości jest niepewność. Kwestie związane z zarządzaniem zasobami przyrody w XXI w. nie są czarno-białe, tylko stały się bardzo skomplikowane i wymagają rozwiązań, które nie są tak jednoznaczne, jak by się to mogło na pozór wydawać. W konsekwencji, nadszedł czas przemyslenia na nowo koncepcji ochrony ścisłej, opierającej się o zasadę ochrony naturalnych procesów (ang. *it is time to think beyond naturalness*). Pojawiła się także potrzeba zdefiniowania takich celów dla ‘terenów chronionych’, które są z jednej strony bardziej jednoznaczne, a z drugiej bardziej zróżnicowane niż wąsko rozumiana ochrona ‘naturalnych’ procesów. Powstała też konieczność wykorzystywania szerszej palety sposobów zarządzania i zagospodarowania, umożliwiających realizację tych celów.

Cole i Yung (2010) podkreślają też, że w zarządzaniu parkami i obszarami dzikiej przyrody kluczowym wyzwaniem jest dzisiaj kwestia podjęcia decyzji odnośnie tego, gdzie, kiedy i jak wpływać na przebieg procesów fizycznych i biologicznych, aby trwale zachować to, na czym nam zależy w takich miejscach. Z tego względu kładą oni nacisk na aktywne gospodarowanie (ang. *active management*), które po części mieści się w ramach koncepcji tzw. odbudowy ekologicznej (ang. *ecological restoration*),

polegającej na pomocy ze strony człowieka w odbudowie ekosystemu, który został w jakiś sposób naruszony (ang. *damaged*, uszkodzony), zdegradowany lub zniszczony. Tym niemniej, autorzy preferują bardziej ogólny termin: *interwencja* (ang. *intervention*), ze względu na to, że oznacza ona dowolny zestaw działań, mających na celu zmianę trajektorii rozwoju ekosystemu, a jednocześnie nie kojarzy się z powrotem do przeszłych warunków (tak, jak to jest w przypadku odbudowy, ang. *restoration*). Uważają, że w wielu przypadkach *przebudowa* (przekierowanie, ang. *redirection*) byłaby lepszym terminem niż *odbudowa* (ang. *restoration*). Interwencja człowieka może przyjmować różne formy, od wywoływania kontrolowanych pożarów po redukcję liczebności ssaków kopytnych, od trzebieży po pomaganie w migracji osobników lub gatunków lepiej zaadaptowanych do zmieniających się warunków.

Wnioski sformułowane przez Cole'a i Yung (2010) znajdują pełne potwierdzenie w przypadku tych (raczej nielicznych) obiektów w Europie, w których ochrona ścisła stosowana jest na wystarczająco dużym obszarze i w wystarczająco długim okresie czasu. W naszym kraju sztandarowym przykładem z tego zakresu jest 'Rezerwat Ścisły' Białowieskiego Parku Narodowego, uznawany powszechnie za modelowy przykład obiektu mało przekształconego przez człowieka, charakteryzującego się przy tym wysoką naturalną bioróżnorodnością. Tymczasem okazuje się, że wiele elementów tej bioróżnorodności jest silnie zagrożonych lub nawet definitywnie zniknęło z tego terenu. Wiele przykładów z tego zakresu można znaleźć w grupie roślin naczyniowych i w grupie porostów. Przykładowo, wg Adamowskiego (2009) łączne straty flory Białowieskiego PN od momentu jego powstania mogą wynosić nawet 11 rzadkich gatunków roślin naczyniowych, w tym takich gatunków, jak np. obuwik pospolity, widłaczek torfowy, przygielka biała i zimozioł północny. Cytowany tu autor uważa, że przyczyną ustąpienia wielu gatunków roślin są spontaniczne zmiany sukcesyjne, zachodzące na obszarze objętym ochroną ścisłą. Podobnie sądzi także Matuszkiewicz (2011), wg którego np. w płatach boru mieszanego (*Serratulo-Pinetum*) występujących w 'Rezerwacie Ścisłym' Białowieskiego PN w ciągu 50 lat całkowicie ubyło ok. 30 gatunków roślin (co oznacza, że średnie tempo ubożenia flory wyniosło w tym okresie 0,6 gatunku/rok). Według Matuszkiewicza (2011), z dużą pewnością można zakładać, że zmiany zachodzące w przypadku obszaru objętego ochroną ścisłą, polegające na uproszczeniu i zubożeniu składu florystycznego zbiorowisk, mają naturalny charakter i są przejawem regeneracji zbiorowisk poddanych wcześniej presji ze strony człowieka. Innymi słowy, zregenerowane postaci zespołów są

wyraźnie uboższe pod względem florystycznym niż postaci ‘znikształcone’ (ukształtowane pod wpływem czynników antropogenicznych). Jak podkreśla autor, spontaniczna renaturalizacja, przebiegająca w warunkach ochrony ścisłej, prowadzi do redukcji różnorodności florystycznej zbiorowisk, a stopniowo nawet do zmniejszenia zróżnicowania na poziomie zespołów roślinnych.

Do bardzo podobnych wniosków doszli także Brzeziecki i in. (2018b), którzy zbadali zmiany składu florystycznego runa leśnego, jakie miały miejsce w okresie 1959-2016 na stałej powierzchni badawczej Katedry Hodowli Lasu SGGW, zlokalizowanej w oddziale 319 Białowieskiego PN. Ważną częścią zaobserwowanych zmian było ustąpienie dużej liczby gatunków cennych z punktu widzenia ochrony przyrody, w tym gatunków znajdujących się na Polskiej czerwonej liście gatunków prawnie chronionych (ustąpiły m.in. takie gatunki, jak *Arnica montana*, *Goodyera repens*, *Lathyrus laevigatus* oraz *Trolius europaeus*). Ustępujące gatunki reprezentowały w większości grupę roślin światłolubnych i ciepłolubnych związanych z rzadkimi i ustępującymi typami zespołów leśnych, takimi jak dąbrowy świetliste i subborealne bory mieszane.

8.4. Pogorszenie stanu zachowania różnorodności biologicznej w różnych regionach świata jako uboczny skutek rozszerzania zakresu ochrony ścisłej w Europie

Poza wieloma bezpośrednimi, negatywnymi skutkami ochrony ścisłej, których przykłady podano wyżej, wprowadzenie jej na tak szeroką skalę, jak to jest proponowane w unijnej Strategii na rzecz Bioróżnorodności 2030, miałyby także bardzo wiele negatywnych skutków ubocznych, zarówno o charakterze społeczno-gospodarczym, jak i ściśle przyrodniczym. Nakaz objęcia ochroną ścisłą 10% powierzchni lądowej oznacza w praktyce konieczność objęcia ochroną ścisłą przede wszystkim powierzchni lasów i to lasów będących własnością publiczną, bo tam ten postulat byłby jeszcze stosunkowo najłatwiejszy do zrealizowania. Biorąc pod uwagę, że wskaźnik lesistości w Europie kształtuje się na poziomie trzydziestu kilku procent, oznaczałoby to potrzebę wyłączenia z użytkowania co najmniej ok. 1/3 aktualnej powierzchni leśnej. W przypadku lasów będących własnością publiczną wskaźnik ten byłby jeszcze wyższy. Przykładowo, powierzchnia lądowa naszego kraju wynosi ok. 31 mln ha. 10% tej powierzchni to 3,1 mln ha. Taka powierzchnia powinna zostać, zgodnie z postulatem autorów Strategii na rzecz Bioróżnorodności 2030, objęta ochroną ścisłą.

Ponieważ trudno zakładać, że do tego celu będą się nadawały (w jakimś istotnym zakresie) użytki rolne czy też grunty zabudowane i zurbanizowane (razem ok. 65%), to w praktyce pozostają tylko grunty leśne i ew. pewne kategorie nieużytków (udział tych ostatnich to 1,5% w skali kraju). Oznaczałoby to w takim razie, że ponad 40% lasów państwowych (3,1/7,3; gdzie 7,3 mln ha = aktualna powierzchnia tych lasów) w naszym kraju musiałyby zostać wyłączone z użytkowania i objęte ochroną ścisłą. Gospodarcze, finansowe i społeczne skutki i konsekwencje takiego działania musiałyby być ogromne. Dokładna analiza tych skutków znajduje się poza zakresem tego opracowania, na którym skupiono się przede wszystkim na konsekwencjach ochrony ścisłej z punktu widzenia samej tylko bioróżnorodności.

W tym kontekście na uwagę zasługuje analiza, jaką przeprowadziła grupa autorów z Niemiec (Dieter 2020). Wg nich w przypadku tego kraju praktyczne wdrożenie Strategii... w życie spowodowałoby, przy bardzo optymistycznych założeniach, konieczność wyłączenia z produkcji ok. 22% powierzchni lasów (w tym wszystkich drzewostanów dojrzałych), co z kolei przełożyłoby się na spadek produkcji drewna okrągłego z obecnego poziomu ok. 77 mln m³/rok do poziomu 53 mln m³/rok, co odpowiada 69% w stosunku do tego, ile pozyskuje się obecnie. Przy założeniu, że podobne zjawisko wystąpiłoby też w innych krajach europejskich, całkowita produkcja drewna okrągłego w całej Unii Europejskiej spadłaby z poziomu ok. 473 mln m³/rok do wielkości 324 mln m³/rok (różnica to 149 mln m³/rok). Jak zauważają autorzy analizy, zmiana ta miałaby nie tylko konsekwencje gospodarcze i społeczne, ale również czysto przyrodnicze. Ponieważ rynek surowca drzewnego funkcjonuje na zasadzie ‘naczyń połączonych’, luka na europejskim rynku drzewnym, jaka by w tym momencie się pojawiła, zostałaby, przynajmniej w pewnym stopniu, wypełniona importem drewna z innych krajów, takich, jak USA, Kanada, Rosja czy Brazylia. Tym samym, podwyższona ‘ochrona’ lasów w części państw globu będzie miała negatywny wpływ na ochronę lasów i ich użytkowanie w innych częściach świata. Wzrost produkcji drewna okrągłego nastąpi w tych krajach, w których udział lasów pierwotnych (ang. *intact*) jest większy niż w Europie, ale w których w ostatnich latach nastąpiło istotne zmniejszenie powierzchni tych lasów. Dlatego efektem ubocznym proponowanej Strategii... jest wielkie zagrożenie, jakie stwarza ona dla pozostających jeszcze w innych częściach świata lasów pierwotnych (ang. *remaining intact forest areas*). Zwiększanie reżimów ochronnych w krajach europejskich przyczyni się zatem do dalszego osłabienia stopnia ochrony lasów w innych krajach. W krajach

pozaeuropejskich wskaźniki wylesień są wyższe, wskaźniki powierzchni leśnej objętej ochroną istotnie mniejsze, a wydatki na cele związane z ochroną bioróżnorodności mniejsze niż w krajach europejskich. Uśredniony indeks dla Czerwonych List Gatunków sugeruje większy stopień zagrożenia wymarciem gatunków w krajach pozaeuropejskich. Bezpośrednie niebezpieczeństwa, jakie w tym przypadku grożą, to dalsze pogorszenie stanu ochrony gatunków zagrożonych, zmniejszenie powierzchni lasów pierwotnych, wzrost powierzchni terenów zdegradowanych oraz wzrost tempa wylesień. W perspektywie globalnej, ewentualne pozytywne efekty w zakresie ochrony bioróżnorodności w Unii Europejskiej spowodowane przyjęciem rozwiązań proponowanych w Strategii... zostaną uzyskane kosztem znaczącego pogorszenia sytuacji w tym zakresie w krajach pozaeuropejskich.

8.5. Rola drzew w zachowaniu wysokiego poziomu bioróżnorodności w ekosystemach leśnych

Biorąc pod uwagę, że bardzo istotna część bioróżnorodności związana jest z lasami, jako najbardziej naturalną formą użytkowania ziemi, na szczególne podkreślenie zasługuje rola drzew, jako najważniejszych składników ekosystemów leśnych, pełniących w nich rolę tzw. *gatunków fundamentalnych* (Palikan i Engstrom 2004; Ellison i in. 2005). Chociaż inne grupy organizmów leśnych mogą liczbowo znacznie dominować nad drzewami (zarówno jeśli chodzi o liczbę gatunków, jak i osobników), to ich istnienie w bardzo dużym stopniu zależy właśnie od drzew, jako tej formy życiowej roślin, która w przypadku ekosystemów leśnych, ze względu na osiągnięte rozmiary (wysokość, grubość, masa, wielkość koron), zdecydowanie się wyróżnia.

Dobłą ilustracją roli drzew jako gatunków fundamentalnych jest ich wartość biocenotyczna, czyli liczba gatunków reprezentujących różne grupy organizmów leśnych takich, jak np. zbiorowiska grzybów mikoryzowych, organizmy, które odżywiają się tymi grzybami, organizmy tworzące edafon glebowy (bakterie, drożdże, nicienie, roztocza) związane zarówno z żywymi, jak i martwymi korzeniami drzew, zbiorowiska destrucentów rozwijające się w martwych częściach drzew (grzyby, bezkręgowce itp.), zbiorowiska destrucentów odżywiających się opadłymi martwymi liśćmi i igłami drzew (grzyby, bezkręgowce itp.), zbiorowiska organizmów epifitycznych, wykorzystujących korę, drewno i liście (porosty, mchy, wątrobowce, glony, jak również organizmy, które wykorzystują je jako schronienie i które się nimi

odżywiają), zwierzęta, które odżywiają się pyłkiem, nektarem, owocami i nasionami drzew, organizmy liściożerne i wiele innych (Aleksander i in. 2006).

Z licznych badań wynika, że jakkolwiek wartość biocenotyczna poszczególnych gatunków drzew może być zróżnicowana (Aleksander i in. 2006; Senn-Irlet 2008), to zachowanie wysokiego poziomu leśnej różnorodności biologicznej wymaga przede wszystkim utrzymania, w sposób trwały, jak najbardziej urozmaiconego składu gatunkowego drzewostanów, ponieważ w przypadku każdego gatunku drzewa można znaleźć takie przykłady organizmów reprezentujących różne grupy taksonomiczne, które występują wyłącznie na tym gatunku. Z punktu widzenia zachowania swoistego charakteru lokalnych fito- i zoocenoz szczególne znaczenie odgrywiają rodzime gatunki drzew.

Biorąc pod uwagę rolę i znaczenie drzew jako gatunków fundamentalnych wszelkie dążenia i próby zachowania leśnej bioróżnorodności biologicznej powinny przede wszystkim skupiać się na tych najważniejszych składnikach ekosystemów leśnych, na które zresztą człowiek może wpływać w największym stopniu, zarówno w sposób negatywny (np. wtedy, gdy eliminuje się pewne gatunki i nadmiernie upraszcza skład gatunkowy drzewostanów), jak i pozytywny (gdy człowiek świadomie preferuje pewne gatunki i pomaga im w najbardziej krytycznych etapach cyklu życiowego, ze szczególnym uwzględnieniem fazy odnowienia i dorostania do okapu drzewostanu).

W literaturze przedmiotu można znaleźć liczne przykłady z całego świata, wskazujące na zagrożenie wielu gatunków drzew, pełniących w ekosystemach leśnych rolę gatunków fundamentalnych. Jeden z najlepiej udokumentowanych przypadków z tego zakresu dotyczy choiny kanadyjskiej (*Tsuga canadensis*). Począwszy od połowy lat 80-tych do chwili obecnej populacja choiny została zdziesiątkowana przez mszycę *Adelges tsugae*. W ciągu krótkiego czasu choina może przestać odgrywać rolę ważnego gatunku fundamentalnego w lasach wschodniej części Ameryki Północnej. Na terenach, na których doszło do zamarcia drzewostanów choinowych, gatunek ten na ogół się nie odnawia naturalnie, tylko jest zastępowany przez różne gatunki liściaste: brzozy, dęby i klony. Skutkiem zamierania choiny jest zanik związanych z tym drzewem gatunków mrówek i ptaków, a także regionalna homogenizacja zespołów roślinnych i zbiorowisk zwierzęcych, zmiana charakteru procesów glebowych oraz zaburzenie cykli hydrologicznych. Zamieranie choiny wskutek gradacji *Adelges tsugae* ma też doniosłe skutki dla lokalnych ekosystemów wodnych. Gwałtowne zamieranie choiny prowadzi też do znacznej akumulacji martwego drewna, które rozkłada się wolniej niż drewno

liściaste. Duże kłody martwego drewna zalegające w ciekach i strumieniach zatrzymują osady i materię organiczną oraz stwarzają nowe typy środowisk. Jakkolwiek drzewa zabite przez *Adelges tsugae* mogą trwać w ciekach wodnych przez wiele dziesiątek lat, to stopniowo dopływ tych drzew będzie ograniczany, skutkując obniżeniem zdolności retencyjnych i spadkiem produktywności cieków. Zjawisko zamierania drzewostanów choinowych objęło lasy o różnym statusie zagospodarowania i ochrony, w tym także lasy znajdujące się pod ochroną ścisłą. O ile jednak w przypadku lasów zagospodarowanych można projektować i wykonywać działania mające na celu zahamowanie procesu ustępowania choiny, to w przypadku obszarów objętych ochroną ścisłą, z założenia można tylko temu procesowi biernie się przyglądać.

Podobna sytuacja wystąpiła też w przypadku sosny *Pinus albicaulis*. Sosna ta była kiedyś głównym gatunkiem drzewa w wyższej części regła górnego w wielu parkach i obszarach *wilderness* w zachodniej części kontynentu amerykańskiego. W ostatnim czasie populacja tego gatunku została zdziesiątkowana na całym obszarze jego występowania przez *white pine blister rust* (rodzaj rdzy), obcy gatunek grzyba, który został tam wprowadzony w 1910 r. Do zaniku populacji *Pinus albicaulis* przyczynił się także chrząszcz *mountain pine beetle*. Rdza i chrząszcz zabiły razem 50% drzew, w tym na terenie parków narodowych, takich, jak *Glacier National Park*. Intensywne zamieranie populacji *Pinus albicaulis* poważnie zagraża niedźwiedziowi grizzly, w którego diecie nasiona tej sosny odgrywają ważną rolę. Na proces ustępowania sosny wpływa też fakt wyeliminowania pożarów, co skutkuje zastępowaniem jej przez bardziej cienioznośne gatunki drzew. Ale obecnie nawet przywrócenie pożarów nie wystarcza, ponieważ zdziesiątkowane drzewostany nie produkują wystarczającej ilości nasion, która umożliwiłaby naturalne odnowienie. Jak sugerują Cole i Yung (2010) potencjalne rozwiązania tego problemu obejmują hodowlę drzew odpornych na rdzę, sztuczne odnowienie, wycinanie drzew w celu stworzenia bardziej zróżnicowanej i odpornej struktury wiekowej oraz stosowanie kontrolowanych pożarów. Działania takie powinny objąć także, a nawet przede wszystkim rozległe fragmenty obszarów (ściśle) chronionych w ramach parków narodowych i obszarów *wilderness*.

Analogiczny przypadek stanowi jesion wyniosły w Europie. Rola jesionu jako gatunku odgrywającego ważną rolę w zachowaniu wielu cennych elementów bioróżnorodności w lasach strefy umiarkowanej w Europie jest obecnie bardzo zagrożona w wyniku jego masowego zamierania spowodowanego przez inwazyjny gatunek grzyba (Pautasso i in. 2013). Zamieranie i ustępowanie jesionu, które zaczęło

się w połowie lat 90-tych w Polsce, w szybkim tempie objęło także inne kraje europejskie. Przyczyną tego zjawiska był grzyb *Hymenoscyphus pseudoalbidus*, stanowiący anamorficzną formę grzyba *Chalara fraxinea*. Biorąc pod uwagę, że grzyb śmiertelnie poraża drzewa jesionu we wszystkich klasach wieku oraz, to, że procesy zamierania jesionu przebiegają bardzo intensywnie, tak sam jesion, jak i liczne gatunki, które są z nim związane, są bardzo zagrożone, poczynając od grzybów rozkładających drewno, poprzez chrząszcze saproksyliczne, porosty epifityczne, a na geofitach i różnych gatunkach ptaków kończąc. Jak sugerują Pautasso i in. (2013), obserwacje wskazujące na występowanie względnie odpornych dojrzałych osobników jesionu (choć rzadkie), przemawiają za tym, aby dokonać zbioru materiału genetycznego w celu podjęcia hodowli w kierunku uzyskania osobników odpornych lub tolerujących chorobę. Z tego względu postulują oni podjęcie zespołowych, interdyscyplinarnych prac, z udziałem specjalistów reprezentujących różne dziedziny wiedzy, mających na celu zatrzymanie procesu ustępowania jesionu z lasów europejskich i przywrócenie należnej mu roli w zbiorowiskach leśnych, ze szczególnym uwzględnieniem zbiorowisk łągowych. Jest rzeczą oczywistą, że realizacja programu odbudowy roli jesionu w lasach wymagałaby przeprowadzenia wielu aktywnych i zakrojonych na szeroką skalę działań, co jednak z ideą ochrony ścisłej miałoby niewiele wspólnego.

Jak pokazują wieloletnie badania prowadzone w 'Rezerwacie Ścisłym' Białowieskiego Parku Narodowego, procesy ustępowania i zaniku drzew w warunkach wieloletniej ochrony ścisłej mogą obejmować wiele gatunków drzew, o zróżnicowanych wymaganiach ekologicznych i właściwościach biologicznych (Bernadzki i in. 1998; Brzeziecki i in. 2016). Proces ten dotknął bardzo mocno m.in. drzewa świerka, który, podobnie jak choina kanadyjska w lasach wschodniej części Stanów Zjednoczonych, w drzewostanach Puszczy Białowieskiej odgrywa ważną rolę gatunku fundamentalnego. Często podkreśla się bardzo duże znaczenie świerka jako tego gatunku drzewa, z którym związane są liczne gatunki grzybów (Kujawa 2009), porostów (Cieśliński 2009), owadów (Gutowski i in. 2009) oraz ptaków (Walankiewicz 2009). Ustępowanie świerka powoduje, że ustępują też gatunki, które są z nim związane, np. porosty z rodzaju brodaczką i włostka (Cieśliński 2009).

Problemem na terenach wyłączonych z dotychczasowych form użytkowania może być nie tylko ustępowanie pewnych gatunków drzew, ale również nadmierna ekspansja innych. W Puszczy Białowieskiej takim gatunkiem jest grab. Efektem dominacji grabu w naturalnych procesach odnowieniowych jest stopniowo postępujący

proces upraszczania budowy i składu gatunkowego zbiorowisk leśnych. W Puszczy Białowieskiej proces ten obejmuje bardzo szeroki zakres zmienności lokalnych warunków glebowo-siedliskowych, od boru świeżego (*Peucedano-Pinetum*) poczynając, a na lesie wilgotnym (*Tilio-Carpinetum stachyetosum*) kończąc. Szczególnie doniosłe konsekwencje tego procesu dotyczą zbiorowisk zajmujących uboższe skrzydło generalnego gradientu środowiskowego, takich, jak bory mieszane i świetliste dąbrowy. Silne ocienienie powodowane przez grab powoduje, że ginie wiele występujących w tych zbiorowiskach gatunków roślin runa leśnego oraz owadów o dużych wymaganiach świetlnych i cieplnych.

Przyczyn zjawiska ustępowania wielu gatunków drzew w warunkach ochrony ścisłej, zagrażającego możliwości wypełniania przez nie roli gatunków fundamentalnych w sposób możliwie trwałe, jest wiele. Poza wspomnianymi już wyżej inwazyjnymi gatunkami owadów czy grzybów, ważną rolę odgrywają np. ogólne zmiany warunków środowiska, w tym zmiany klimatyczne, nadmierna presja zwierząt kopytnych, prowadząca do selektywnej eliminacji pewnych gatunków, zanieczyszczenia przemysłowe atmosfery (nadmierna depozycja związków azotowych) skutkujące zmianą chemizmu gleb i dynamiki procesów glebowych. Nie można też zapominać o jeszcze jednym ważnym aspekcie, na który zwraca m.in. uwagę O'Hara (2014). Zwłaszcza w przypadku drzewostanów mieszanych (czyli takich, jakie występują np. w Puszczy Białowieskiej), składających się z gatunków o zróżnicowanych wymaganiach świetlnych, zawsze ma miejsce tendencja, polegająca na tym, że te gatunki, które cechują się największą zdolnością do znoszenia ocienienia w danych warunkach, zaczynają dominować. Innymi słowy, o ile pod okapem złożonym z gatunków światłoządnych, gatunki tolerujące ocienienie mogą się odnawiać i rozwijać, to sytuacja odwrotna nie jest możliwa. Dlatego jedyną szansą dla gatunków światłoządnych i gatunków o pośrednich wymaganiach (których liczba jest z reguły większa niż typowych gatunków cienioznośnych) są odpowiednio częste, silne i rozległe zaburzenia, które prowadzą do mniej lub bardziej całkowitego zniszczenia drzewostanów złożonych z gatunków cienioznośnych i powstania dużych, otwartych powierzchni, sprzyjających odnowieniu gatunków światłoządnych. Problem polega na tym, że naturalne reżimy zaburzeń są bardzo często pod tym względem niewystarczające, nawet w przypadku lasów występujących na powierzchniach liczonych w milionach hektarów (przykład lasów Pacific Northwest w Stanach Zjednoczonych) i dlatego muszą zostać zastąpione przez celowe działania.

Na pewno należy liczyć się z tym, że skutki niektórych zmian w globalnym układzie warunków środowiska mogą mieć, przynajmniej czasami, nieodwracalny charakter. Z tego względu celowe akcje mające na celu wspomaganie określonych gatunków drzew czasami mogą nie przynieść pożądaných skutków. Tym niemniej, pole do ewentualnych działań jest szerokie. Jeśli chodzi o drzewa, to kluczowe znaczenie ma etap odnowienia i przejścia do fazy drzewostanu. Bardzo często na tym etapie występuje swoisty efekt ‘wąskiego gardła’ (ang. *bottle-neck effect*). Jeżeli ten etap drzewom jakiegoś gatunku uda się przejść, to są one potem już względnie bezpieczne. Problemem jest to, że w przypadku ochrony ścisłej wszystkie gatunki drzew pozostawione są samym sobie i żadna bezpośrednia pomoc ze strony człowieka nie jest możliwa. Tymczasem, biorąc pod uwagę to, co napisano wyżej o roli drzew jako gatunków fundamentalnych i znaczeniu utrzymania, w sposób trwały, dużego zróżnicowania składów gatunkowych drzewostanów, taka pomoc byłaby bardzo potrzebna i pożądana. Jest ona jednak możliwa tylko tam, gdzie jakaś forma interwencji człowieka jest dopuszczalna.

Potrzeba aktywnego kształtowania drzewostanów mieszanych, złożonych z wielu gatunków drzew, od dawna jest mocno podkreślana przez licznych specjalistów z zakresu gospodarki leśnej (Duchiron 2000; Schütz 2001, 2002; Franklin i in. 2002; Spiecker 2003; Pretzsch i in. 2008; Bachus i in. 2009; Brzeziecki i in. 2013; Brang i in. 2014; O’Hara 2014, 2016; Bravo-Oviedo i in. 2018; Ammer 2019; Steckel i in. 2020). Jedną z głównych przeszkód utrudniających szeroką realizację tego postulatu w praktyce leśnej był, przynajmniej do tej pory, brak odpowiednich narzędzi regulacyjnych wspomagających proces kształtowania tego rodzaju drzewostanów (Coll i in. 2018; Bravo i in. 2019). Próbę rozwiązania tego problemu przedstawili w ostatnim czasie Brzeziecki i in. (2021). Podstawą opracowanej przez nich propozycji są tzw. krzywe równowagi populacyjnej, wykorzystywane do tej pory głównie jako narzędzia służące do oceny statusu demograficznego gatunków drzew leśnych rozwijających się w warunkach ochrony ścisłej (por. np. Salk i in. 2011; Brzeziecki i in. 2016). Krzywe te przedstawiają najbardziej pożądaną, z punktu widzenia trwałości występowania i możliwości pełnienia przez drzewa roli gatunków fundamentalnych, obraz zróżnicowania gatunkowego i wymiarowego (wiekowego) osobników drzew występujących w ramach zdefiniowanej przestrzeni, podstawowej jednostki przestrzennego zróżnicowania lasów. Porównanie tych krzywych z rozkładami empirycznymi stanowi podstawę do sformułowania wniosków dotyczących działań,

jakie są potrzebne, aby zbliżyć stan aktualny do stanu modelowego, inaczej mówiąc pożądanego, tj. zapewniającego trwałość demograficzną na poziomie poszczególnych gatunków drzew i możliwość pełnienia przez nie roli gatunków fundamentalnych możliwie nieprzerwany. Omawiana tu koncepcja zakłada, że tego rodzaju porównania byłyby wykonywane permanentnie, a zbliżanie aktualnych struktur drzewostanowych do pożądanego stanu miałyby charakter ciągłego procesu.

8.6. Zmiany klimatu i ich wpływ na ekosystemy leśne

Potrzeba aktywnego podejścia do kwestii kształtowania struktury drzewostanów pojawia się także bardzo mocno w kontekście aktualnych i prognozowanych zmian klimatycznych. Jak powszechnie się dzisiaj przyjmuje, większość konsekwencji zmian klimatycznych dla ekosystemów leśnych, ze szczególnym uwzględnieniem drzew i drzewostanów, jako ich najważniejszych składników, będzie miała negatywny charakter. Szczególną rolę odgrywa tu rosnąca częstotliwość zdarzeń o charakterze ekstremalnym, zarówno o charakterze abiotycznym (huraganowe wiatry, ekstremalne susze, opady mokrego śniegu), jak i biotycznym (gradacje owadów, choroby grzybowe). Już obecnie powodują one duże szkody w wielu lasach na świecie, w Europie i w Polsce. Przewiduje się, że w najbliższym czasie skala problemu będzie tylko rosła.

Duże zagrożenie ze strony zmieniającego się klimatu powoduje, że zagadnienie zwiększenia zdolności adaptacyjnych istniejących lasów do zmian zachodzących w środowisku urosło obecnie do rangi najważniejszego problemu gospodarki leśnej w Europie i na całym świecie. Pojęcie adaptacji obejmuje działania mające na celu podniesienie odporności (rezystencji) drzewostanów na oddziaływanie szkodliwych owadów leśnych, chorób i pożarów, oraz środki i metody pozwalające na zwiększenie rezyliencji ekosystemów leśnych, czyli zdolności do odbudowy i regeneracji po wystąpieniu wszelkiego rodzaju zaburzeń i katastrof.

W ostatnim czasie zaproponowano szereg różnych zasad i kierunków postępowania, mającego na celu zwiększenie zdolności adaptacyjnych lasów do zmieniających się warunków klimatycznych. Zdecydowana większość tych propozycji mieści się w koncepcji półnaturalnej hodowli lasu i zmierza do obniżenia tego, co od dawna znane jest pod pojęciem ryzyka hodowlanego (Bernadzki 1995, 2000). Z tego punktu widzenia wchodzi w grę trzy główne kierunki działań: 1) działania mające na

celu zwiększenie odporności (rezystencji, wytrzymałości) istniejących lasów i niedopuszczenie do wystąpienia szkód powodowanych rosnącą destabilizacją warunków klimatycznych, 2) działania mające na celu wzrost potencjału lasów do samorzutnej regeneracji i powrotu do pożądanego stanu po wystąpieniu szkód (działania zwiększające tzw. rezyliencję lasów), 3) działania mające na celu zwiększenie zdolności lasów do płynnej (stopniowej, ewolucyjnej) adaptacji do zmieniających się warunków klimatycznych (Brang i in. 2014; 2016).

Wg wielu autorów, utrzymanie, na odpowiednio wysokim poziomie, zdrowia i witalności ekosystemów leśnych, stanowi podstawowy warunek trwałego utrzymania wielofunkcyjnego charakteru lasów i zachowania ich zdolności do dostarczania pełnej gamy dóbr i korzyści (usług) ekosystemowych, zarówno obecnie, jak i w przyszłości, w tym również, a może nawet przede wszystkim, zachowania wysokiego poziomu leśnej różnorodności biologicznej (Candell i Raupach 2008; Köhl i in. 2010; Leech i in. 2011; Brzeziecki 2014).

Z rosnącej obecnie skali szkód i strat powodowanych w lasach przez różnego rodzaju czynniki wynika jednoznacznie, jaka strategia wykorzystania lasów i gospodarki leśnej jest najbardziej właściwa z punktu widzenia mitygacji zmian klimatycznych. Wbrew temu, co czasami się dzisiaj sugeruje (czynią tak także m.in. autorzy Strategii na rzecz Bioróżnorodności 2030), strategia ta nie powinna polegać na dążeniu do jak największej kumulacji węgla w materii organicznej znajdującej się w lesie. Chodzi tu bowiem o podstawową kwestię trwałości uzyskanych w tym zakresie efektów. Nawet jeżeli w perspektywie krótkookresowej jakieś działania prowadzą do wzmożonego pochłaniania węgla przez ekosystemy leśne, to z reguły wpływa to negatywnie na trwałość i stabilność lasu oraz możliwość pełnienia przez las różnorodnych funkcji w dłuższej perspektywie czasowej. Poza tym, mitygacja zmian klimatycznych poprzez działania mające na celu zwiększenie ilości węgla zmagazynowanego w ekosystemach leśnych wiąże się zawsze z ryzykiem jego nagłego powrotu do atmosfery w wyniku różnego rodzaju zaburzeń, takich jak pożary czy gradacje owadów (Malsheimer i in. 2008). Prawdopodobieństwo takich zdarzeń zwiększa się w obliczu intensyfikacji zmian klimatycznych i przewidywanego wzrostu częstotliwości zdarzeń o charakterze ekstremalnym. Jak podkreślają Malsheimer i in. (2008), obserwowany obecnie i przewidywany dalszy wzrost zagrożenia lasów ze strony różnego rodzaju zaburzeń i katastrof powoduje konieczność rewizji poglądu, że nieprzebrane zasoby leśne mogą bezwarunkowo i bez zastrzeżeń pełnić główną rolę w

mitygacji zmian klimatycznych. Biorąc to wszystko pod uwagę, z punktu widzenia ochrony klimatu, najbardziej efektywną i bezpieczną strategią jest dążenie do jak najszerszego wykorzystania drewna jako surowca oraz źródła bezpiecznej dla środowiska energii (Blatter 2020).

8.7. Trwale zrównowazona gospodarka leśna jako przykład podejścia ‘integracyjnego’ do problemu ochrony różnorodności biologicznej

Ważnych argumentów przemawiających za potrzebą odrzucenia podejścia ‘segregacyjnego’ i zastąpienia go modelem ‘integracyjnym’ dostarcza analiza przeprowadzona przez Wapnera (2014). Autor zauważa przede wszystkim, że podstawowe założenie, na którym się opierało i na którym nadal opiera się działanie wielu ruchów i instytucji zajmujących się obroną przyrody przed człowiekiem, przestało być dzisiaj aktualne. Chodzi tu o założenie, zgodnie z którym te dwie sfery, tj. sferę (domenę) ‘człowieka’ i sferę (domenę) ‘natury’ można fizycznie i funkcjonalnie rozdzielić. Tymczasem, zarówno liczne dane i obserwacje empiryczne w ciągu ostatnich kilkudziesięciu lat, jak i rozwój nauki, wskazują jednoznacznie, że powyższa hipoteza jest błędna. Współcześnie, ludzie wykorzystują tak wiele zasobów planety, praktycznie w niemal każdym miejscu na Ziemi, i emitują tak ogromne ilości różnego rodzaju odpadów, które trafiają do powietrza, wód i gleb, że ślad człowieka (ang. *humanity's signature*) można znaleźć dziś dosłownie wszędzie. Nie ma już na Ziemi miejsc, do których wpływ człowieka jeszcze by nie dotarł. Nie ma też w związku z tym możliwości oddzielenia sfery ‘człowieka’ od sfery ‘poza-człowiekiem’. Żyjemy obecnie w świecie ‘hybrydowym’, żyjemy w czasach Antropocenu, w nowej epoce geologicznej, w której najważniejszym czynnikiem kształtującym warunki życia na Ziemi stała się działalność człowieka. Charakterystyczną cechą Antropocenu jest swoisty koniec natury (ang. *end of nature*), rozumianej jako samodzielny, samopodtrzymujący się byt.

Cytowany tu autor argumentuje m.in., że tworzenie obszarów, z których próbuje się wyłączyć człowieka i pozostawić je ‘naturze’, wiąże się bardzo często z licznymi problemami natury etycznej (ponieważ z reguły odbywa się to kosztem interesów i dobrostanu lokalnych społeczności). Zauważa także, że w imię utrzymania czy przywrócenia ‘naturalnego’ czy też ‘dziewiczego’ charakteru tych obszarów podejmuje się liczne, różnego rodzaju działania, często o charakterze permanentnym, co samo w

sobie jest sprzeczne z podstawową ideą ‘dzikości’ i ‘naturalności’. W podsumowaniu autor stwierdza, że z wielu względów przyrody nie można dzisiaj pozostawić ‘samej sobie’. Stwierdza także, że w czasach Antopocenu ani postawa naturalistyczna (zakładająca pełny prymat natury i pozostawienie jej ‘samej sobie’) ani postawa dążąca do pełnej kontroli i władzy człowieka nad naturą (ang. *mastery*) nie są właściwe. Potrzebna jest droga pośrodku, która wymaga porzucenia obu tych skrajnych stanowisk oraz zrozumienia, że ze światem przyrody wiąże nas skomplikowana sieć zależności. Droga środka obejmuje wiele działań, takich, jak budowanie przejść dla dzikich zwierząt, świadome kształtowanie krajobrazu, celowe tworzenie w miastach i na przedmieściach powierzchni i miejsc przyjaznych przyrodzie w celu zwiększenia bioróżnorodności i ekologicznego bogactwa (ang. *ecological abundance*). U podstaw tego rodzaju wysiłków znajduje się założenie, że dzika przyroda (ang. *wilderness*) nie jest miejscem czy stanem, ale *relacją*, oraz, że ludzie muszą być świadomie i czynnie zaangażowani w kultywowanie i utrzymywanie tej relacji na możliwie jak najlepszym poziomie.

Ważnych podstaw formalnych dla ‘integracyjnego’ podejścia do problemu zachowania różnorodności biologicznej dostarcza wspomniana już wcześniej Konwencja o Różnorodności Biologicznej (UNEP 1992). W dwóch pierwszych, głównych celach tej Konwencji jest bowiem mowa zarówno o ochronie (zachowaniu) różnorodności biologicznej, jak i potrzebie trwałego i zrównoważonego wykorzystywaniu jej elementów. Idea integracji jest także silnie zakorzeniona w przypadku wypracowanego w ramach Konwencji na rzecz ochrony Bioróżnorodności tzw. podejścia ekosystemowego (ang. *ecosystem approach*), które stanowi rodzaj ogólnych wytycznych mówiących o tym, jak należałoby zarządzać ekosystemami, aby osiągnąć ogólne cele Konwencji (Brzeziecki 2008). Istotę podejścia ekosystemowego określa łącznie 12 zasad, znanych w literaturze jako *Zasady z Malawi* (ang. *Malawi Principles*). Szczególnie ważna jest w tym kontekście zasada 10, w której jest mowa nie tylko o potrzebie poszukiwania odpowiedniej równowagi między ochroną i użytkowaniem zasobów różnorodności biologicznej przez człowieka, ale także o potrzebie wypracowania takich sposobów zarządzania ekosystemami, które pozwalają na wzajemną integrację kwestii dotyczących ochrony i użytkowania zasobów różnorodności biologicznej.

Obok Konwencji o Różnorodności Biologicznej i zdefiniowanego w jej ramach podejścia ekosystemowego ważną rolę w rozwoju ‘integracyjnego’ podejścia do

problemu ochrony leśnej różnorodności biologicznej odgrywała i odgrywa koncepcja trwale zrównoważonej gospodarki leśnej (ang. *sustainable forest management*), sformułowana w ramach Ministerialnego Procesu Ochrony Lasów w Europie (ang. *MCPFE*, obecnie *FOREST EUROPE*). Od początku zawiązania się tego procesu, co miało miejsce na pierwszej konferencji, która odbyła się w 1990 r. w Strasburgu, jej uczestnicy, tj. 40 państw europejskich, przyjęło założenie o wielofunkcyjnym charakterze lasów i takim modelu gospodarki leśnej, w której wszystkie istotne i ważne funkcje lasów traktowane są równorzędnie. Odzwierciedla to przyjęta przez te państwa definicja trwale zrównoważonej gospodarki leśnej, zgodnie z którą oznacza ona zarządzanie i użytkowanie lasów i obszarów zadrzewionych w taki sposób i w takim tempie, które pozwolą zachować je jako odnawialne zasoby naturalne i nie uszczuplić ich w długim czasie, **zachować ich różnorodność biologiczną** (*podkreśl. własne*), produktywność, zdolność do spełniania teraz i w przyszłości odpowiednich ekologicznych, ekonomicznych i społecznych funkcji na lokalnym, krajowym i globalnym poziomie, nie powodując przy tym szkód w innych ekosystemach.

Powyższa definicja, tylko lekko zmodyfikowana, została zapisana w ustawodawstwie dotyczącym leśnictwa we wszystkich krajach europejskich, w tym w Ustawie o Lasach z 1991 r. (znowelizowanej w 1997 r.) obowiązującej w naszym kraju. Ideę, wielofunkcyjnej, trwale zrównoważonej gospodarki leśnej promowało i wdrażało w życie wiele innych ważnych dokumentów, dotyczących bezpośrednio i pośrednio gospodarki leśnej w naszym kraju, jak np. Polityka Ekologiczna Państwa z 1991 r., czy też Polityka Leśna Państwa z 1997 r. Rozwinięcie i uszczegółowienie ogólnych zasad dotyczących trwale zrównoważonej, wielofunkcyjnej gospodarki leśnej zawierały i zawierają m.in. takie dokumenty, jak: Zarządzenie nr 11 z 1995 r. i 11a z 1999 r. Dyrektora Generalnego LP w sprawie doskonalenia gospodarki leśnej na podstawach ekologicznych, Zarządzenie nr 30 Dyrektora Generalnego LP w sprawie Leśnych Kompleksów Promocyjnych z 1994 r., Polska polityka kompleksowej ochrony zasobów leśnych (Grzywacz 1994), Instrukcja sporządzania programu ochrony przyrody w nadleśnictwie z 1996 r., VI i VII wydanie Zasad Hodowli Lasu z 2003 i 2012 r.

Przy praktycznej realizacji założeń trwale zrównoważonej, wielofunkcyjnej gospodarki leśnej szczególnie ważna rola przypada hodowli lasu, jako tej dziedzinie nauk leśnych i praktycznego leśnictwa, która zajmuje się bezpośrednio drzewami i drzewostanami, stanowiącymi główny składnik szaty leśnej. Sposób rozumienia specyfiki i zadań tej dyscypliny nauk leśnych i dziedziny praktycznego leśnictwa

przeszedł i przechodzi nadal ewolucję, od XIX-wiecznego spojrzenia na hodowlę lasu traktowaną jako działalność zbliżoną w zakresie metod, środków i celów do uprawy rolniczej (koncepcja tzw. 'uprawy lasu'), do współczesnego ujęcia istoty hodowli lasu jako działalności mającej na celu sterowanie, w pożądanym przez człowieka kierunku, procesami rozwojowymi przebiegającymi w lesie, traktowanym jako złożone zjawisko przyrodnicze (Bernadzki 1995; 2000). Taki kierunek określa się mianem półnaturalnej hodowli lasu, kierującej się znanym aforyzmem: *'kto chce przyrodzie rozkazywać, ten musi być jej posłusznym'* (Bacon, za Schütz 2001). Z punktu widzenia półnaturalnej hodowli lasu, **zachowanie walorów przyrodniczych ekosystemów leśnych jest równie ważne** (*podkr. własne*), jak zachowanie ich zdolności do pełnienia funkcji produkcyjnej (Bernadzki 1995). Pozwala to traktować półnaturalną hodowlę lasu jako główne narzędzie wdrażania (implementacji) zasad podejścia ekosystemowego oraz założeń trwale zrównoważonej, wielofunkcyjnej gospodarki leśnej do praktyki.

Zwolennicy i propagatorzy idei półnaturalnej hodowli lasu wychodzą z podstawowego założenia, że zdecydowana większość lasów powinna być zagospodarowana i użytkowana (Schütz 2001). Ważne jest jednak to, wg jakich zasad to użytkowanie się odbywa. Półnaturalna hodowla lasu jest równoznaczna z holistycznym (całościowym) rozumieniem lasów i gospodarki leśnej oraz kształtowaniem ich wielofunkcyjnego charakteru w możliwie jak najmniejszej skali przestrzennej.

Generalnie rzecz biorąc, podstawowe założenie półnaturalnej hodowli lasu sprowadza się do kształtowania możliwie jak najbardziej zróżnicowanej struktury lasów i drzewostanów, jako najważniejszych elementów ekosystemów leśnych. Zakłada się przy tym, że zróżnicowana struktura drzewostanu (pod względem gatunkowym, wymiarowym i przestrzennym, udziału drewna martwego) jest pozytywnie skorelowana z liczbą potencjalnych nisz ekologicznych i gatunków roślin, zwierząt i grzybów, które te nisze mogą wykorzystywać.

Dobrym podsumowaniem dotychczasowych osiągnięć, wyzwań i problemów dotyczących trwale zrównoważonej gospodarki leśnej (ang. *sustainable forest management (SFM)*) w skali całej Europy jest przygotowany ostatnio raport, który powstał w ramach procesu FOREST EUROPE (2020).

Raport zaczyna się od przypomnienia przytoczonej wyżej definicji trwale zrównoważonej gospodarki leśnej, sformułowanej w trakcie pierwszej Konferencji MCPFE, która miała miejsce w Helsinkach w 1992 r. Tym samym, autorzy raportu

podkreślają, że definicja ta jest stale aktualna. Na wstępie, autorzy stwierdzają, że lasy europejskie, zagospodarowane zgodnie z koncepcją *SFM* (ang. *sustainably managed forests*) odgrywają kluczową rolę z punktu widzenia ochrony klimatu i bioróżnorodności. Pełnią także ważne funkcje wodo- i glebochronne, są źródłem wielu zasobów potrzebnych ludziom do życia (ang. *livelihoods*), a także są warunkiem zdrowia i dobrostanu (ang. *wellbeing*) społeczności wiejskich i mieszkańców miast.

Lasy w Europie pełnią wiele funkcji i dostarczają różnych użyteczności, usług i korzyści ekosystemowych (ang. *ecosystem services*), w tym surowców odnawialnych, stanowiących pożądaną alternatywę dla innych materiałów, charakteryzujących się większym śladem środowiskowym (ang. *higher environmental footprint*), przyczyniając się tym samym do szybszego osiągnięcia neutralności klimatycznej i ogólnych celów zrównoważonego rozwoju (ang. *overall sustainability*).

Powierzchnia lasów w Europie stale rośnie, dzięki czemu akumulują one coraz więcej węgla, a jednocześnie w sposób trwały produkują surowiec drzewny.

W ciągu minionych 30 lat, powierzchnia w lasów w Europie zwiększyła się o 9% i wynosi obecnie 227 mln ha, co oznacza, że 1/3 powierzchni lądowej w Europie jest zalesiona.

W ostatnich 30 latach miąższość drzew oraz masa węgla zawartego w biomasie leśnej zwiększyła się o 50% (co oznacza wzrost o 1,7% rocznie). Jest to wynikiem zarówno wzrostu ogólnej powierzchni lasów, jak i faktu, że tylko część (ok. $\frac{3}{4}$) rocznego przyrostu drewna netto (ang. *net annual wood increment*) w lasach podlega użytkowaniu.

Każdego roku lasy w Europie pochłaniają w swej biomasie 1/10 tej ilości emisji dwutlenku węgla, której źródłem są inne sektory gospodarki. Redukcji emisji CO₂ sprzyja także w istotny sposób magazynowanie węgla w różnego rodzaju produktach i wyrobach z drewna pozyskanego w lasach.

Sumaryczna wielkość produkcji surowca drzewnego wzrosła do poziomu 550 mln m³, co oznacza wzrost o 40% w porównaniu z rokiem 1990.

Lasy w Europie odgrywają ważną rolę w ochronie bioróżnorodności, dostarczają miejsc pracy oraz są źródłem dochodów dla społeczności zamieszkujących tereny wiejskie.

Zdecydowana większość lasów europejskich ma charakter półnaturalny (ang. *seminal*). Od kilkunastu lat stale rośnie zróżnicowanie składu gatunkowego drzewostanów. Podobnie, rośnie też ilość drewna martwego. Ok. 2% powierzchni lasów

ma status lasów nie zaburzonych bezpośrednimi działaniami człowieka (ang. *undisturbed by man*). Blisko 24% lasów znajduje się na ‘terenach chronionych’, w przypadku których celem jest zachowanie bioróżnorodności i krajobrazu. Jest to istotnie więcej niż miało to miejsce kilkadziesiąt lat temu. Powierzchnia lasów przeznaczonych dla ochrony bioróżnorodności wzrosła o 65% w ciągu 20 lat, natomiast powierzchnia lasów przeznaczonych do ochrony krajobrazu o 8%.

Drzewostany pełniące funkcje glebochronne i wodochronne oraz dostarczające innych korzyści ekosystemowych zajmują 32% powierzchni leśnej.

Populacje głównych gatunków ptaków leśnych utrzymują się na stabilnym poziomie od blisko 40 lat.

Zdecydowana większość lasów w Europie jest dostępna dla społeczeństwa; jednocześnie w przypadku 6% powierzchni leśnej dominuje funkcja rekreacyjna.

Leśnictwo oraz przemysł przerobu drewna stanowią miejsce pracy dla ponad 2,6 mln osób w Europie.

Przyjęte w krajach europejskich rozwiązania z zakresu polityki leśnej oraz zarządzania stanowią gwarancję, że zasady trwale zrównoważonej gospodarki leśnej są konsekwentnie wdrażane do praktyki.

Jakkolwiek w poszczególnych krajach europejskich stosowane są różne rozwiązania administracyjne i organizacyjne, to jednak we wszystkich z nich zapewnione są odpowiednie ramy instytucjonalne dla leśnictwa. Krajowe prawa leśne gwarantują odpowiednie rozwiązania prawne na poziomie poszczególnych państw. Wyzwania i zagrożenia, jakie się pojawiają obecnie w tym kontekście, dotyczą głównie ograniczeń budżetowych oraz reorganizacji dotychczas obowiązujących modeli funkcjonowania leśnictwa.

Ważnym instrumentem polityki regionalnej w zakresie leśnictwa są Narodowe Programy Leśne lub równorzędne dokumenty, stawiające sobie za cel ułatwienie międzysektoralnego dialogu dotyczącego lasów. Centralną rolę w zakresie monitoringu stanu lasów odgrywają inwentaryzacje leśne.

Poszczególne rządy przeznaczają środki publiczne w celu utrzymania trwale zrównoważonej gospodarki leśnej, poprzez finansowanie publicznej służby leśnej oraz przedsiębiorstw leśnych, alokacje środków z budżetu centralnego, oraz systemy grantów, dotacji i rozwiązań o charakterze fiskalnym. Szereg krajów wdrożyło systemy opłat za usługi i korzyści ekosystemowe (ang. *ecosystem services*).

Tym niemniej, nie brakuje też zagrożeń i wyzwań, dotyczących głównie stanu zdrowotnego lasów oraz trwałości w sensie ekonomicznym (ang. *forest health and economic sustainability*).

W wielu miejscach, czynniki abiotyczne i biotyczne spowodowały szkody w lasach, mające niszczyielski wpływ na lokalne ekosystemy. W 2015 r. szkody wystąpiły na 3% powierzchni lasów w Europie. Od tego czasu częstość wielkopowierzchniowych zaburzeń stale rośnie. Ich źródłem są ekstremalne susze, fale gorąca, gradacje kornika drukarza i bardziej rozległe pożary.

Depozycja zanieczyszczeń powietrza stale spadała w ciągu minionych 25 lat, tym niemniej, niektóre zanieczyszczenia lokalnie nadal przewyższają wartości krytyczne.

Przeciętnie rzecz biorąc stan zdrowotny lasów w Europie ciągle się pogarsza. Średnie wartości wskaźników utraty aparatu asymilacyjnego wzrosły na 19% powierzchni monitoringowych, co stanowi dwa razy więcej niż liczba powierzchni, na których stan tego aparatu w okresie 2010-2018 się poprawił.

Względnie mały zysk przedsiębiorstw leśnych stanowi zagrożenie dla gospodarki leśnej, szczególnie w obliczu chwiejnych rynków, negatywnych skutków zmieniającego się klimatu oraz rosnących wymagań i ograniczeń w zakresie stosowanych sposobów gospodarowania w lasach.

Źródłem wielu zagrożeń i wyzwań, których nie można lekceważyć, są różnego rodzaju katastrofy i zaburzenia w lasach oraz presja czynników o charakterze ekonomicznym. Ponadto, stale rośnie skala wymagań i oczekiwań względem lasów. Dotyczą one takich kwestii, jak sekwestracja węgla, dostarczanie odnawialnych biomateriałów i produktów mogących zastąpić surowce nieodnawialne, wspomaganie rozwoju terenów wiejskich, zaspokojenie potrzeb w zakresie rekreacji. To wszystko ma miejsce w kontekście szybko zmieniającego się klimatu. Hodowla lasu w Europie stała się dzisiaj przed dużym wyzwaniem sprostania tym różnorodnym oczekiwaniom i potrzebom. Oczekuje się też od niej, że zwiększy ona zdolność adaptacyjną lasów względem zmian klimatycznych. Nie ulega wątpliwości, że zdolność lasów do spełnienia tych wszystkich postulatów i żądań jest ograniczona, dlatego kompromisy są niezbędne.

Koncepcja trwale zrównoważonej gospodarki leśnej opiera się na założeniu, że lasy powinny pełnić funkcje ekologiczne, gospodarcze i społeczne w taki sposób, aby dostarczać korzyści obecnym pokoleniom, nie uszczuplając przy tym możliwości

zaspakajania potrzeb przyszłych generacji, tak, jak to zostało ujęte w podanej wyżej definicji. Cechą lasów europejskich jest dążenie do osiągnięcia stanu równowagi pomiędzy poszczególnymi składowymi i funkcjami trwale zrównoważonej gospodarki leśnej. Na ten moment stan ten udało się w dużym stopniu osiągnąć. Jak podkreślają autorzy raportu FOREST EUROPE, nowe naciski (m.in. z zakresu istotnego zwiększenia zakresu ochrony, a zwłaszcza ochrony ścisłej) i wyzwania mogą w każdej chwili naruszyć tę delikatną równowagę. Postulują w związku z tym, aby ewentualne poszukiwanie nowego stanu tej równowagi brało pod uwagę wszystkie funkcje i role lasów (podejście holistyczne a nie sektoralne) oraz było oparte na rzetelnych analizach i mocnych podstawach naukowych.

8.8. Wnioski końcowe

Podsumowując, trzeba stwierdzić, że propozycje działań zawarte w Strategii na rzecz Bioróżnorodności 2030 nie biorą pod uwagę wielu danych i faktów, których przykłady przedstawiono w niniejszym opracowaniu. Przede wszystkim trzeba wziąć pod uwagę, że wymóg ochrony ścisłej w wysokości 10% powierzchni lądowej w wielu krajach, m.in. w Polsce, musiałby być zrealizowany głównie kosztem lasów. Należałoby się liczyć z tym, że nawet 40%, jeśli nie więcej, powierzchni leśnej musiałoby zostać wyłączone z użytkowania. Miałyby to ogromne, ujemne konsekwencje społeczne i gospodarcze.

Ale również z czysto przyrodniczego punktu widzenia, tj. z punktu widzenia osiągnięcia głównego celu Strategii..., jakim jest powstrzymanie spadku bioróżnorodności, zawarte w niej propozycje, w tym przede wszystkim te dotyczące ochrony ścisłej, należy ocenić jako szkodliwe, w świetle licznych przykładów z całego świata wskazujących, że trwałe zachowanie różnorodnych walorów, w tym wartości przyrodniczych, wyróżniających się pod tym względem terenów, wymaga aktywnej interwencji ze strony człowieka. W epoce Antropocenu, gdy działalność człowieka stała się głównym czynnikiem kształtującym warunki życia na Ziemi, przyroda (natura) przestała istnieć jako samodzielny, samopodtrzymujący się byt. Hybrydowa natura współczesnego świata powoduje, że 'segregacyjne' (punktowe i obszarowe) podejście do problemu zachowania różnorodności biologicznej musi ustąpić na rzecz podejścia 'integracyjnego' (totalnego).

Problem we właściwym zrozumieniu roli i konsekwencji ochrony ścisłej w przypadku ekosystemów leśnych polega często na tym, że w perspektywie krótkofalowej efekty tej formy ochrony są, przynajmniej z pozoru, pozytywne: przybywa starych drzew, szybko wzrasta ilość martwego drewna, pojawiają się struktury typowe dla lasów o puszczańskim charakterze. Okazuje się jednak, że w dłuższej perspektywie czasu, bardzo często te pozytywne efekty są równoważone, a nawet przewyższane przez zjawiska negatywne: ustępowanie wielu gatunków drzew, pełniących w zbiorowiskach leśnych rolę gatunków fundamentalnych, upraszczanie i ujednolicanie struktury drzewostanów oraz zanik wielu cennych elementów różnorodności biologicznej. Przykładów pokazujących, że tak się dzieje, jest bardzo dużo. Zwolennicy ochrony ścisłej nie chcą jednak tych faktów przyjąć do wiadomości. Jeżeli nawet je dostrzegają, to jedyne rozwiązanie, jakie proponują, to jeszcze więcej ochrony ścisłej. Co jednak, jeżeli po jakimś czasie się okaże, że to ‘więcej’ to nadal za mało? Czy po kolejnych 10 latach pojawi się postulat dalszego wzrostu powierzchni objętej ochroną ścisłą? Czy istnieje jakaś górna granica w tym zakresie? Trudno oprzeć się wrażeniu, że tak naprawdę, żeby ochrona ścisła była skuteczna, musiałaby objąć nie 10%, tylko 100% powierzchni wszystkich lądów i mórz. Ponieważ to jednak z oczywistych względów nie jest możliwe, jej rola musi być ograniczona do niezbędnego minimum, a główny nacisk i uwaga muszą być skierowane na takie sposoby gospodarowania w ekosystemach, które pozwalają znaleźć i zachować równowagę między potrzebą zachowania w sposób trwały ich wszystkich walorów i wartości, a możliwością ich użytkowania i zaspakajania różnych potrzeb populacji ludzkiej, odgrywającej na kuli ziemskiej rolę dominującą, czy tego chcemy czy nie chcemy. Z tego punktu widzenia tworzenie dalszych ‘terenów chronionych’ niewiele pomaga. O wiele lepiej byłoby przyjąć, że cała powierzchnia kuli ziemskiej (lądowa i morska) powinna mieć status ‘terenu chronionego’. Tylko w tym przypadku istnieje szansa na to, że duży obecnie, globalny spadek bioróżnorodności uda się w pewnym stopniu zahamować, a może nawet powstrzymać.

W krajach takich jak Polska, objęcie już ‘tylko’ 5% powierzchni lasów ochroną ścisłą w perspektywie 2030 r. byłoby bardzo dużym, ale jeszcze w miarę realnym, wyzwaniem. Typując obszary do objęcia tą formą ochrony należałoby w maksymalnym stopniu bazować na już istniejących rozwiązaniach (rezerваты leśne, strefy ochronne, użytki ekologiczne, ‘wyspy starodrzewu’, ‘powierzchnie referencyjne’, ‘powierzchnie niezmiennialne’, ‘ostoje ksylobiontów’), a także typować obszary i obiekty możliwie jak

najmniej kontrowersyjne, tak z gospodarczego i społecznego punktu widzenia, jak i pod względem przyrodniczym. W tym ostatnim przypadku chodziłoby o takie obiekty, w przypadku których nie byłoby zagrożenia, że ‘naturalne’ procesy sukcesyjne doprowadzą w szybkim czasie do utraty wielu walorów przyrodniczych tych obiektów oraz takie, w których nie ma niebezpieczeństwa, że dojdzie do masowego rozpadu drzewostanów i wystąpienia różnego rodzaju zjawisk o klęskowym charakterze (tak, jak to się stało np. ze świerkiem w Puszczy Białowieskiej).

Rolę swoistego ‘królika doświadczalnego’ mogłyby tu odegrać parki narodowe, stanowiące w naszym kraju najwyższą formę ochrony przyrody i zajmujące powierzchnię prawie 320 tys. ha. Ochroną ścisłą jest objęte aktualnie ‘jedynie’ ok. 25% ich powierzchni. Znaczące zwiększenie tego wskaźnika (np. do 90%) pozwoliłoby lepiej oszacować realne koszty i problemy wynikające z wprowadzania tej formy ochrony na tak dużą skalę, jak to jest postulowane w Strategii na rzecz Bioróżnorodności 2030, zarówno w wymiarze czysto ekonomicznym, jak i przyrodniczym, krajobrazowym, społecznym itp. Można się będzie np. przekonać, czy funkcjonujące w ten sposób parki rzeczywiście wniosą wystarczający wkład w rozwój gospodarki generując przychody, które pokryją koszty ich własnego funkcjonowania (ang. *generating revenue to provide for their own upkeep*), jak to przewidziano np. w celach Aichi (ang. *Aichi targets*).

Warto też zwrócić uwagę, że w miarę zwiększania powierzchni ‘terenów chronionych’ nawet niektórzy zagorzali zwolennicy wydzielania takich terenów zaczynają dostrzegać, że ochrona wartości przyrodniczych nie może stanowić jedynej funkcji takich obiektów i zaczynają podkreślać znaczenie funkcji społecznych i gospodarczych. W przypadku ekosystemów leśnych taki sposób postrzegania celów i zadań tych terenów zbliża się, przynajmniej w sferze deklaracji, do tego, jak do problemu ochrony i wykorzystania zasobów leśnych podchodzi współczesna gospodarka leśna w Polsce, w Europie i w wielu innych rozwiniętych krajach na świecie. Dominujący obecnie, wdrażany od lat z dużymi sukcesami, model tej gospodarki zakłada bowiem równorzędne znaczenie wszystkich głównych funkcji lasów: ochronnych, produkcyjnych i społecznych. Kwestia trwałego zachowania bioróżnorodności leśnej należy do głównych priorytetów tego modelu. Powstaje w związku z tym zasadnicze pytanie dotyczące sensowności dalszego istotnego powiększania powierzchni ‘terenów chronionych’ i przeciwstawiania ich ‘terenom niechronionym’. Trudno się przy tym oprzeć wrażeniu, że cały wysiłek gospodarki

leśnej, jaki już został włożony i jaki stale ma miejsce, w zakresie udoskonalenia sposobów zagospodarowania lasów w taki sposób, aby zapewnić trwałość wszystkich pełnionych przez nie funkcji, w tym funkcji ochrony różnorodności biologicznej, jest w dużym stopniu ignorowany przez osoby i instytucje zajmujące się ochroną przyrody, na różnych szczeblach, od poziomu lokalnego po poziom Komisji Europejskiej. Trudno też oprzeć się wrażeniu, że nie tyle o samą ‘ochronę przyrody’ tu chodzi, co bardziej o przejęcie kontroli nad bardzo znaczną powierzchnią, zwłaszcza leśną, stworzenie możliwości zatrudnienia dla coraz liczniejszej grupy osób zajmujących się i żyjących z ‘ochroną przyrody’ oraz o preferowanie bardzo wygodnego modelu zarządzania, w którym nie ponosi się żadnej odpowiedzialności za efekty, ponieważ jedynym celem jest ochrona ‘naturalnych procesów’.

Z punktu widzenia zachowania wysokich walorów przyrodniczych ekosystemów leśnych szczególnie duża uwaga musi być zwrócona na drzewa, które pełnią w nich rolę gatunków fundamentalnych, od których zależy bezpośrednio lub pośrednio funkcjonowanie wszystkich pozostałych grup organizmów leśnych. Obecnie, rola ta jest bardzo często zagrożona, w wyniku działania takich czynników, jak zmiany klimatu, zanieczyszczenia atmosfery, presja przegęszczonych populacji ssaków kopytnych, inwazyjne gatunki owadów i grzybów i wiele innych. Na czynniki te wystawione i narażone są także, a może nawet przede wszystkim, drzewa na terenach objętych ochroną ścisłą. W tej sytuacji kwestią najwyższej wagi jest pomoc ze strony człowieka w utrzymaniu możliwie jak najbardziej stabilnej i zrównoważonej struktury demograficznej wszystkich gatunków drzew występujących w poszczególnych kompleksach leśnych oraz w zapewnieniu możliwości pełnienia przez nie roli gatunków fundamentalnych w możliwie trwały sposób. Pomoc człowieka jest także niezbędna w przypadku odbudowy populacji i przywrócenia większego znaczenia w lasach w przypadku rzadkich gatunków drzew, takich, jak w naszym kraju np. cis, klon polny, topola czarna, jarząb brekinia i wiele innych, a także ograniczania rozwoju gatunków obcych o inwazyjnym charakterze (klon jesionolistny, czeremcha amerykańska). Aktywne działania człowieka są także niezbędne z punktu widzenia zwiększenia zdolności adaptacyjnych lasów względem zachodzących i przewidywanych zmian klimatycznych oraz z punktu widzenia możliwości pełnienia przez lasy i gospodarkę leśną funkcji mitygacyjnej względem zmian klimatycznych.

Prawdziwym wyzwaniem czasu nie jest dalsze zwiększanie powierzchni ‘terenów chronionych’ i wzrost powierzchni objętej ochroną ścisłą, tylko doskonalenie i

wdrażanie na jak najszerzą skalę do praktyki metod zagospodarowania lasów sprzyjających zachowaniu ich prawdziwie wielofunkcyjnego charakteru, w możliwie jak najmniejszej skali przestrzennej, a także zapewnienie efektywności ekonomicznej gospodarki leśnej oraz przygotowanie ekosystemów leśnych na problemy, jakie już się pojawiają i jakich należy spodziewać się w bliskiej przyszłości ze strony zmieniającego się klimatu i innych czynników środowiska. Sprostanie temu wyzwaniu wymaga jednak aktywnych, dobrze przemyślanych działań i programów, a nie forsowania strategii polegających na ‘nic nie robieniu’, jak to jest w przypadku ochrony ścisłej.

9. Piśmiennictwo

- Adamowski W. 2009. Flora naczyniowa. W: Białowiecki Park Narodowy. Poznać. Zrozumieć. Zachować. Białowiecki Park Narodowy. Białowieża.
- Alexander K., Butler J., Green T. 2006. The value of different tree and shrub species to wildlife. *British Wildlife* 18-28.
- Ammer, C., 2019. Diversity and forest productivity in a changing climate. *New Phytologist*, 221(1), 50-66.
- Bauhus, J., Puettmann, K., Messier, Ch., 2009. Silviculture for old-growth attributes. *For. Ecol. Manage.* 258, 525-537. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.01.053>.
- Bellasen V., Luysaert S. 2014. Managing forests in uncertain times. *Nature* 506: 153-155.
- Bernadzki E. 1993. Zwiększanie różnorodności biologicznej poprzez zabiegi hodowlano-leśne. *Sylvan* 3: 29-36.
- Bernadzki E. 1995a. Półnaturalna hodowla lasu. W: Ochrona różnorodności biologicznej w zrównoważonej gospodarce leśnej. PTL i IBL. Warszawa.
- Bernadzki E. 1995b. Hodowla lasu w kompleksowej ochronie zasobów leśnych. GEF 05/21685 POL. Wyd. SGGW. Warszawa.
- Bernadzki E. 2000. Półnaturalna hodowla lasu. Biblioteczka leśniczego. Zesz. 129. SITLiD. DGLP. Wyd. Świat. Warszawa.
- Bernadzki E., Bolibok L., Brzeziecki B., Zajączkowski J., Żybura H. 1998a. Compositional dynamics of natural forests in the Białowieża National Park, north-eastern Poland. *Journal of Vegetation Science* 9: 229–238.

- Bernadzki E., Bolibok L., Brzeziecki B., Zajączkowski J., Żybura H. 1998b. Rozwój drzewostanów naturalnych Białowieskiego Parku Narodowego w okresie od 1936 do 1996 roku. Fundacja "Rozwój SGGW". Warszawa. Str. 1-271.
- EU Biodiversity Strategy for 2030. Bringing nature back into our lives. European Commission. Brussels.
- Bollmann K., Braunisch V. 2013. To integrate or to segregate: balancing commodity production and biodiversity conservation in European forests. W: Kraus D., Krumm F. [red.]. Integrative approaches as an opportunity for the conservation of forest biodiversity. European Forest Institute. Str.: 18-31.
- Blattert C., Lemm R., Thürig E., Stadelmann G., Brändli U.B., Temperli C. 2020. Long-term impacts of increased timber harvests on ecosystem services and biodiversity: a scenario study based on national forest inventory data. *Ecosystem Services*, 45, 101150 (13 pp.). <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2020.101150>
- Borkowski 2006. Ministerialny proces ochrony lasów w Europie. Biblioteczka leśniczego. Zeszyt 242. Wyd. Świat. Warszawa.
- Borowski J. 2006. Pozostawianie drzew do ich naturalnego rozkładu, jako forma ochrony chrząszczy (Insecta, Coleoptera). *SiM CEPL* 1: 115-120.
- Brang P., Küchli Ch., Schwitter R., Bugmann H., Ammann P. 2016. Waldbauliche Strategien im Klimawandel. W: Pluess A.R., Augustin S., Brang P. Wald im Klimawandel. Grundlagen für Adaptationsstrategien. Chapter 5.1. Publisher: Bundesamt für Umwelt BAFU, Bern; Eidg. Forschungsanstalt WSL, Birmensdorf; Haupt, Bern, Stuttgart, Wien Editors.
- Brang, P., Spathelf, J., Larsen, B., Bauhus, J., Bončina, A., Chauvin, Ch., Drössler, L., García-Güemes, C., Heiri, C., Kerr, G., Lexer, M.J., Mason, B., Mohren, F., Mühlethaler, U., Nocentini, S., Svoboda, M., 2014. Suitability of close-to-nature silviculture for adapting temperate European forests to climate change. *Forestry* 87, 492-503. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpu018>.
- Bravo, F., Fabrika, M., Ammer, C., Barreiro, S., Bielak, K., Coll, L., Fonseca, T., Kangur, A., Löf, M., Merganičová, K., Pach, M., Pretzsch, H., Stojanović, D., Schuler, L., Peric, S., Rötzer, T., Del Río, M., Dodan, M., Bravo-Oviedo, A., 2019. Modeling approaches for mixed forests dynamics prognosis. Research gaps and opportunities. *For. Syst.* 28, eR002. <https://doi.org/10.5424/fs/2019281-14342>.
- Bravo-Oviedo, A., Pretzsch, H., del Río, M., 2018. Dynamics, Silviculture and Management of Mixed Forests, *Managing Forest Ecosystems* 31. Springer, p. 420.

- Bruchwald A., Dmyterko E. 2016. Zastosowanie modelu ryzyka uszkodzenia drzewostanu przez wiatr do oceny zagrożenia lasów Polski. W: Zagrożenia lasu oraz jego funkcji – przyczyny, konsekwencje i szanse dla gospodarki leśnej. VIII Sesja ZSL IBL. Sękocin Stary. 15-17 marca 2016 r. Str.: 123-143.
- Brzeziecki B. 1994. Rola matematycznego modelowania w prognozowaniu wpływu potencjalnych zmian klimatu na ekosystemy leśne. Sylwan 10: 5-21.
- Brzeziecki B. 2005. Struktura drzewostanu i jej znaczenie ekologiczno-hodowlane. Biblioteczka leśniczego. Zeszyt 224. SITLiD. DGLP. Wydawnictwo Świat. Warszawa.
- Brzeziecki B. 2007. Zmiany klimatu, węgiel i lasy. Postępy Techniki w Leśnictwie 98: 21-29.
- Brzeziecki B. 2008a. Podejście ekosystemowe i półnaturalna hodowla lasu (w kontekście zasady wielofunkcyjności lasu). Studia i Materiały CEPL w Rogowie 19,3: 41-54.
- Brzeziecki B. 2014. Rola lasów naturalnych jako wzorca dla lasów zagospodarowanych (wielofunkcyjnych). W: A. Arkuszewska, D. Lotz, G. Szujecka (red.). Przyrodnicze, społeczne i gospodarcze uwarunkowania oraz cele i metody hodowli lasu. VI Sesja Zimowej Szkoły Leśnej przy Instytucie Badawczym Leśnictwa. Sękocin Stary. 18-20 marca 2014r. Str.: 176-194.
- Brzeziecki B. 2016. Wieloletnia dynamika drzewostanów w Puszczy Białowieskiej (w warunkach ochrony ścisłej). W: A. Wikło (red.). Stan ekosystemów leśnych Puszczy Białowieskiej. CILP. Warszawa. Str.: 45-58.
- Brzeziecki B., 2017. Puszcza Białowieska jako ostoja różnorodności biologicznej. Sylwan 161 (12): 971-981. DOI: 10.26202/sylwan.2017128.
- Brzeziecki B., Kienast F., Wildi O. 1993. A simulated map of the potential natural forest vegetation of Switzerland. Journal of Vegetation Science 4: 499-508.
- Brzeziecki B., Keczyński A., Zajączkowski J., Drozdowski S., Gawron L., Buraczyk W., Bielak K., Szeligowski H., Dzwonkowski M. 2012. Zagrożone gatunki drzew Białowieskiego Parku Narodowego (“Rezerwat Ścisły”). Sylwan 156: 252–261.
- Brzeziecki, B., Drozdowski, S., Bielak, K., Buraczyk, W., Gawron, L., 2013. Kształtowanie zróżnicowanej struktury drzewostanów w warunkach nizinnych. Sylwan 157 (8), 597-606. <https://doi.org/10.26202/sylwan.2013051>.
- Brzeziecki B., Pommerening A., Miścicki S., Drozdowski S., Żybura H. 2016. A common lack of demographic equilibrium among tree species in Białowieża National

- Park (NE Poland): evidence from long-term plots. *Journal of Vegetation Science* 27: 460-469.
- Brzeziecki B., Andrzejczyk T., Żybura H. 2018a. Odnowienie naturalne drzew w Puszczy Białowieskiej. *Sylvan* 162 (11): 883-896. DOI: 10.26202/sylvan.2018116.
- Brzeziecki B., Ciurzycki W., Keczyński A. 2018b. Zmiany flory roślin naczyniowych runa leśnego w latach 1959-2016 na stałej powierzchni badawczej w oddziale 319 Białowieskiego Parku Narodowego. *Sylvan* 162 (12): 980-988. DOI: 10.26202/sylvan.2018139.
- Brzeziecki B., Woods K., Bolibok L., Zajączkowski J., Drozdowski S., Bielak K., Żybura H. 2020. Over 80 years without major disturbance, late-successional Białowieża woodlands exhibit complex dynamism, with coherent compositional shifts towards true old-growth conditions. *Journal of Ecology* 108: 1138-1154. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13367>.
- Brzeziecki B., Drozdowski S., Bielak K., Czachorowski M., Zajączkowski J., Buraczyk W., Gawron L. 2021. A demographic equilibrium approach to stocking control in mixed, multiaged stands in Białowieża Forest, Northeast Poland. *Forest Ecology and Management* 481.
- Bücking W. 2007. Naturwaldreservate in Europa. *Forstarchiv* 78: 180-187.
- Candell J.G., Raupach M.D. 2008. Managing forests for climate change mitigation. *Science* 320: 1456-1457.
- Churski M. 2014. Wpływ ocienienia na odporność podokapowego odnowienia drzew na zgryzanie przez ssaki kopytne w lasach naturalnych Białowieskiego Parku Narodowego. PhD thesis. Warszawa-Białowieża, PL.
- Cieśliński S. 2009. Porosty. W: Białowieski Park Narodowy. Poznać. Zrozumieć. Zachować. Białowieski Park Narodowy. Białowieża.
- Cieśliński S., Tobolewski Z. 1988. Porosty (Lichenes) Puszczy Białowieskiej i jej zachodniego przedpola. *Phytocoenosis. Supplementum Cartographiae Geobotanice* 1: 4-216.
- Coll, L., Ameztegui, A., Collet, C., Löf, M., Mason, B., Pach, M., Verheyen, K., Abrudan, I., Barbati, A., Barreiro, S., Bielak, K., Bravo-Oviedo, A., Ferrari, B., Govedar, Z., Kulhavy, J., Lazdina, D., Metslaid, M., Mohren, F., Pereira, M., Peric, S., Rasztoivits, E., Short, I., Spathelf, P., Sterba, H., Stojanovic, D., Valsta, L., Zlatanov, T., Ponette, Q., 2018. Knowledge gaps about mixed forests: What do

- European forest managers want to know and what answers can science provide? *For. Ecol. Manage.* 407, 106-115 <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.10.055>.
- Cole D.N., Yung L. (red.). 2010. *Beyond Naturalness: Rethinking Park and Wilderness Stewardship in an Era of Rapid Change*. Island Press. Washington DC.
- Cornwall W. 2017. Against the grain. *Science (News)* 358, 6359: 24-27.
- Côté S.D., Rooney T.P., Tremblay J.-P., Dussault C., Waller D.M. 2004. Ecological impacts of deer overabundance. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*. 35: 113-147.
- Dawidziuk J. 2018. Wdrażanie proekologicznego modelu gospodarstwa leśnego w praktyce gospodarczej polskiego leśnictwa. *Przegląd leśniczy* 11: 25-27.
- Duchiron, S.-M., 2000. *Strukturierte Mischwälder. Eine Herausforderung für den Waldbau unserer Zeit*. Parey. Berlin.
- Dieter M., Weimar H., Iost S., ..., Zhunusova E. 2020. Assessment of possible leakage effects of implementing EU COM proposals for the EU Biodiversity Strategy on forestry and forests in non-EU countries. *Thünen Working Paper* 159.
- Ellison, A.M., Bank, M.S., Clinton, B.D., Colburn, E.A., Elliott, K., Ford, C.R., Foster, D.R., Kloeppel, B.D., Knoepp, J.D., (...), Webster, J.R. 2005. Loss of foundation species: consequences for the structure and dynamics of forested ecosystems. *Frontiers in Ecology and the Environment* 3: 479-486.
- European Environment Agency. 2012. *Protected areas in Europe – an overview*. EEA Report 5: 1-129.
- Faliński J.B. 1977. *Zielone grądy i czarne bory Białowieży (część tekstowa)*. IW NK. Warszawa.
- Faliński J.B. 1986. Vegetation dynamics in temperate lowland forests. *Ecological studies in Białowieża Forest. Geobotany* 8, pp. 1–537. Junk, Dordrecht.
- Faliński J.B. 1994. Concise geobotanical atlas of Białowieża Forest. *Phytocoenosis* 6 (N.S.). Suppl. *Cartogr. Geobot.* 6: 3-34.
- FOREST EUROPE. 2020. *State of European Forests*.
- Franklin, J.F., Spies, T., Van Pelt, R., Carey, A.B., Thornburgh, D.A., Rae Berg, D., Lindenmayer, D.B., Harmon, M.E., Keeton, W.S., Shaw, D.C., Bible, K., Chen, J. 2002. Disturbances and structural development of natural forest ecosystems with silvicultural implications, using Douglas-fir forests as an example. *For. Ecol. Manage.* 155, 399-423. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(01\)00575-8](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00575-8).

- Galiński W. 1995. Wpływ globalnego ocieplenia klimatu Ziemi i efektu cieplarnianego na lasy strefy klimatu umiarkowanego. *Las Polski* 9: 4-8.
- Gawęda P., Mokrzycki T. 2016. Skala, częstość i konsekwencje wielkopowierzchniowych klęsk w lasach. W: *Zagrożenia lasu oraz jego funkcji – przyczyny, konsekwencje i szanse dla gospodarki leśnej*. VIII Sesja ZSL IBL. Sękocin Stary. 15-17 marca 2016 r. Str.: 105-121.
- Grodzki W., Guzik G. 2016. Wybrani przedstawiciele rodzimej entomofauny jako źródło nowych zagrożeń dla lasu. W: *Zagrożenia lasu oraz jego funkcji – przyczyny, konsekwencje i szanse dla gospodarki leśnej*. VIII Sesja ZSL IBL. Sękocin Stary. 15-17 marca 2016 r. Str.: 105-121.
- Grzywacz A. (red.). 1994. *Polska polityka kompleksowej ochrony zasobów leśnych*. Wyd. Fundacja „Rozwój SGGW”. Warszawa.
- Grzywacz A. 2005. Zrównoważone użytkowanie różnorodności biologicznej współczesną formą ochrony przyrody. *Sylwan* 5: 10-22.
- Gutowski J.M., Czachorowski S., Górski P., Wanat M. 2009. *Bezkregowce*. W: *Białowiecki Park Narodowy. Poznać. Zrozumieć. Zachować*. Białowiecki Park Narodowy. Białowieża.
- Hanewinkel M., Cullmann D.A., Schelhaas M.-J., Nabuurs G.-J., Zimmermann N.E. 2013. Climate change may cause severe loss in the economic value of European forest land. *Nature Climate Change* 3: 203-207.
- Häusler A., Scherer-Lorenzen M. 2001. *Sustainable Forest Management in Germany: The Ecosystem Approach of the Biodiversity Convention Reconsidered*. BfN-Skripten 51. BfN. Bonn.
- Heckl F., Lexer W., Vacik H., Wolfslehner B., Hackl J. 2003. *Grundlagen für die Umsetzung des Ökosystemaren Ansatzes des “Übereinkommens über die Biologische Vielfalt”*. Umweltbundesamt. BE-153. Wien.
- Hunter Jr M.L. 2004. *Biological diversity*. W: Hunter Jr M.L. (red.). 2004. *Maintaining Biodiversity in Forest Ecosystems*. Cambridge University Press. Cambridge. Str.: 3-21.
- Instrukcja sporządzania programu ochrony przyrody w nadleśnictwie. 1996.
- Kaennel M., 1998. *Biodiversity: a diversity in definition*. W: P. Bachmann, M. Köhl, R. Päivinen (red.). *Assessment of biodiversity for improved forest planning*. Dordrecht, Kluwer, str.71-81.
- Każmierczakowa R., Bloch-Orłowska J., Celka Z., Cwener A., Dajdok Z., Michalska-Hejduk D., Pawlikowski P., Szczęśniak E., Ziarnek K. 2016. *Polska czerwona lista*

- paprotników i roślin kwiatowych. Instytut Ochrony Przyrody Polskiej Akademii Nauk. Kraków.
- Kovac M., Hladnik D., Kutnar L. 2018. Biodiversity in (the Natura 2000) forest habitats is not static: its conservation calls for an active management approach. *Journal of Nature Conservation* 43: 250-260.
- Kowalski M. 1991. Climate - a changing component of forest site. *Fol. Forest. Pol. Ser. A.* 33: 25-34.
- Köhl M., Hildebrandt R., Olschofsky K., Köhler R., Rötzer T., Mette T., Pretzsch H., Köthke M., Dieter M., Abiy M., Makeschin F., Kenter B. 2010. Combating the effects of climatic change on forests by mitigation strategies. *Carbon Balance and Management* 5, 8: 1-9.
- Kuijper D.P.J., Cromsigt J.P.G.M., Jędrzejewska B., Miścicki S., Churski M., Jędrzejewski W., Kweczlich I. 2010. Bottom-up versus top-down control of tree regeneration in the Białowieża Primeval Forest, Poland. *Journal of Ecology* 98: 888-899.
- Kujawa A. 2009. Grzyby wielkoowocnikowe. W: Białowieski Park Narodowy. Poznań. Zrozumieć. Zachować. Białowieski Park Narodowy. Białowieża.
- Kwiatkowska A.J., Wyszomirski T. 1988. Decline of *Potentillo albae*-*Quercetum* phytocoenoses associated with the invasion of *Carpinus betulus*. *Vegetatio* 75: 49-55.
- Leech S. M., Almuedo P. L., O'Neill G. 2011. Assisted Migration: Adapting forest management to a changing climate. *BC Journal of Ecosystems and Management* 12(3):18-34.
- Malmsheimer R.W., Heffernan P., Brink S., Crandall D., Deneke F., Galik Ch., Gee E., Helms J., McClure N., Mortimer M., Ruddell S., Smith M., Stewart J. 2008. Forest management solutions for mitigating climate change in United States. *Journal of Forestry* 10: 115-173.
- Malzahn E., Kwiatkowski W., Pierzgalski E. 2009. Przyroda nieożywiona. W: Białowieski Park Narodowy. Poznań. Zrozumieć. Zachować. Białowieski Park Narodowy. Białowieża.
- Matuszkiewicz J.M. 2011. Changes in the forest associations of Poland's Białowieża Primeval Forest in the second half of the 20th century. *Czasopismo Geograficzne* 82: 69-105.

- Nowakowski A., Rozwałka Z. 2000. Ogólne i szczegółowe cele trwałej, zrównoważonej i wielofunkcyjnej gospodarki leśnej. Biblioteczka Leśniczego. Zesz. 124. SITLiD. DGLP. Wyd. Świat. Warszawa.
- O'Hara, K.L., 2014. Multiaged Silviculture. Managing for Complex Forest Stand Structures. Oxford. Oxford University Press.
- O'Hara K.L. 2016. What is close-to-nature silviculture in a changing world? *Forestry* 89: 1-6.
- Palik B., Engstrom R.T. 2004. Species composition. W: Hunter Jr M.L. (red.). 2004. *Maintaining Biodiversity in Forest Ecosystems*. Cambridge University Press. Cambridge. Str.: 65-94.
- Paluch R. 2001. Zmiany zbiorowisk roślinnych i typów siedlisk w drzewostanach naturalnych Białowieskiego Parku Narodowego. *Sylwan* 10: 73-81.
- Paluch R. 2003. Wpływ zmian składu gatunkowego i fazy rozwojowej drzewostanu na roślinność runa w Białowieskim Parku Narodowym. *Prace Instytutu Badawczego Leśnictwa. Seria A* 950 (13): 39-52.
- Pautasso, M., Aas, G., Queloz, V. & Holdenrieder, O. 2013. European ash (*Fraxinus excelsior*) dieback – A conservation biology challenge. *Biological Conservation* 158: 37-49.
- Pawlaczyk P. 2009. Zbiorowiska leśne. W: Białowieski Park Narodowy. Poznać. Zrozumieć. Zachować. Białowieski Park Narodowy. Białowieża.
- Polityka Ekologiczna Państwa. 1991.
- Polityka Leśna Państwa. 1997.
- Pommerening A., Murphy S.T. 2004. A review of the history, definitions and methods of continuous cover forestry with special attention to afforestation and restocking. *Forestry* 77, 1: 27-44.
- Pretzsch, H., Grote, R., Reineking, B., Rötzer, Th., Seifert, St., 2008. Models for forest ecosystem management: a European perspective. *Ann. Bot.* 101, 1065-1087. <https://doi.org/10.1093/aob/mcm246>.
- Rykowski K. 1999a. Leśna różnorodność biologiczna - kilka uwag wstępnych. Str.: 7-20. W: Rykowski K., Matuszewski G., Lenart E. (Red.) *Ocena wpływu praktyki leśnej na różnorodność biologiczną w lasach w Europie Środkowej*. Instytut Badawczy Leśnictwa. Warszawa.
- Rykowski K. 1999b. Rola ekosystemów leśnych oraz drewna w kontrolowaniu absorpcji i emisji węgla. *Ogólnopolska Konferencja Naukowa*. Łódź. 4-6.11.1999.

- Rykowski K. 2006a. O leśnictwie trwałym i zrównoważonym. W poszukiwaniu definicji i miar. CILP. Warszawa.
- Rykowski K. 2006b. O wpływie zmian klimatycznych na lasy i leśnictwo. Biblioteczka Leśniczego. Zeszyt 244. SITLiD. DGLP. Wyd. Świat. Warszawa.
- Sabatini F.M., Burrascano S., Keeton W., ..., Kuemmerle T. 2017. Where are Europe's last primary forests ? *Diversity and Distributions* 24: 1426-1439.
- Sala O.E., Chapin III F. S., Armesto J.J., Wall D.H. 2000. Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100. *Science* 287: 1770-1774.
- Salk T. T., Frelich L. E., Sugita S., Calcote R., Ferrari J. B., Montgomery R. A. 2011. Poor recruitment is changing the structure and species composition of an old-growth hemlock-hardwood forest. *Forest Ecology and Management* 261: 1998-2006.
- Schall P., Gossner M.M., Heinrichs S., Fischer M., Boch S., Prati D., Jung K., Baumgartner V., Blaser S., Böhm S., Buscot F., Daniel R., Goldmann K., Kaiser K., Kahl T., Lange M., Müller J., Overmann J., Renner S.C., Schulze E.-D., Sikorski J., Tschapka M., Tke M., Weisser W.W., Wemheuer B., Wubet T., Ammer Ch. 2018. The impact of even-aged and uneven-aged forest management on regional biodiversity of multiple taxa in European beech forests. *Journal of Applied Ecology* 267-278.
- Schütz J.-Ph. 2001. *Der Plenterwald*. Berlin. Parey Buchverlag.
- Schütz, J.-Ph., 2002. Silvicultural tools to develop irregular and diverse forest structures. *Forestry* 75 (4), 329-337. <https://doi.org/10.1093/forestry/75.4.329>.
- Sebek P., Bace R., Bartos M., Benes J., Chlumska Z., Dolezal J., Dvorsky M., Kovar J., Machac O., Mikatova B., Perlik M., Platek M., Polakova S., Skorpik M., Stejskal R., Svoboda M., Trnka F., Vlasin M., Zapletal M., Cizek L. 2015. Does minimal intervention approach threaten the biodiversity of protected areas? A multi-taxa short-term response to intervention in temperate oak-dominated forests. *Forest Ecology and Management* 358: 80-89.
- Senn-Irlet B. 2008. Welches sind pilzreiche Holzarten? *Wald und Holz* 10: 57-59.
- Sierota Z., Nowik K. 2016. Zmiany zagrożeń lasu powodowanych przez patogeny grzybowe. W: *Zagrożenia lasu oraz jego funkcji – przyczyny, konsekwencje i szanse dla gospodarki leśnej*. VIII Sesja ZSL IBL. Sękocin Stary. 15-17 marca 2016 r. Str.: 189-200.
- Sokołowski A.W. 1981. Flora roślin naczyniowych Białowieskiego Parku Narodowego. *Fragmenta Floristica et Geobotanica* 27 (1-2): 51-131.

- Sokołowski A. 2004. Lasy Puszczy Białowieskiej. CILP. Warszawa.
- Solarz W. 2016. Zagrożenie lasów ze strony inwazyjnych obcych gatunków grzybów, roślin i zwierząt. W: Zagrożenia lasu oraz jego funkcji – przyczyny, konsekwencje i szanse dla gospodarki leśnej. VIII Sesja ZSL IBL. Sękocin Stary. 15-17 marca 2016 r. Str.: 177-187.
- Spiecker, H., 2003. Silvicultural management in maintaining biodiversity and resistance of forests in Europe-temperate zone. *J. Environ. Manage.* 67, 55-65. [https://doi.org/10.1016/S0301-4797\(02\)00188-3](https://doi.org/10.1016/S0301-4797(02)00188-3).
- Steckel, M., del Río, M., Heym, M., Aldea, J., Bielak, K., Brazaitis, G., Černý, J., Coll, L., Collet, C., Ehbrecht, M., Jansons, A., Nothdurft, A., Pach, M., Pardos, M., Ponette, Q., Reventlow, D.O.J., Sitko, R., Svoboda, M., Vallet, P., Wolff, B., Pretzsch, H., 2020. Species mixing reduces drought susceptibility of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) and oak (*Quercus robur* L., *Quercus petraea* (Matt.) Liebl.) – Site water supply and fertility modify the mixing effect. *For. Ecol. Manage.* 461, 117908. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.117908>.
- Sykes M.T. 2009. Climate change impacts: vegetation. ELF. John Wiley & Sons. Chichester.
- Sykes M.T., Prentice I.C. 1996. Climate change, tree species distributions and forest dynamics: A case study in the mixed conifer/northern hardwoods zone of northern Europe. *Climatic Change* 34: 161-177.
- Szczygieł R., Perlińska A. 2016. Ryzyko i konsekwencje występowania pożarów w lasach. W: Zagrożenia lasu oraz jego funkcji – przyczyny, konsekwencje i szanse dla gospodarki leśnej. VIII Sesja ZSL IBL. Sękocin Stary. 15-17 marca 2016 r. Str.: 201-222.
- United Nations Environment Programme 1992. Convention on Biological Diversity. 5 June 1992, Mimeograph No. 92-7807. UNEP. Geneva.
- Ustawa o Lasach 1991.
- Walankiewicz W. 2009. Ptaki. W: Białowieski Park Narodowy. Poznań. Zrozumieć. Zachować. Białowieski Park Narodowy. Białowieża.
- Wapner P. 2014. The changing nature of nature: environmental politics in the Anthropocene. *Global Environmental Politics* 14:4. Doi: 10.1162/GLEP_a_00256.
- Włoczewski T. 1954. Materiały do badania zależności między drzewostanem i glebą w przestrzeni i w czasie. *Prace IBL* 123: 161-249.

- Zajączkowski J., Brzeziecki B., Perzanowski K., Kozak I. 2013. Wpływ potencjalnych zmian klimatycznych na zdolność konkurencyjną głównych gatunków drzew w Polsce. *Sylwan* 157 (4): 253-261. DOI: 10.26202/sylwan.2012134.
- Zarządzenie nr 11 z 1995 r. i 11a z 1999 r. Dyrektora Generalnego LP w sprawie doskonalenia gospodarki leśnej na podstawach ekologicznych.
- Zarządzenie nr 30 Dyrektora Generalnego LP w sprawie Leśnych Kompleksów Promocyjnych z 1994 r.
- ZARZĄDZENIE NR 21/09 Nadleśniczego Nadleśnictwa Pisz z dnia 01.04.2009 r. w sprawie działań na rzecz zwiększania i ochrony różnorodności biologicznej oraz sposobów prowadzenia zrównoważonej gospodarki leśnej. Maszynopis. Nadleśnictwo Pisz.
- Zasady Hodowli Lasu. 2003. ORWLP. Bedoń.
- Zasady Hodowli Lasu. 2012. CILP. Warszawa.
- Zub K. 2009. Ssaki. W: Białowieski Park Narodowy. Poznać. Zrozumieć. Zachować. Białowieski Park Narodowy. Białowieża.