

Jerzy Szwagrzyk, Jan Holeksa

POTRZEBY I MOŻLIWOŚCI ROZWOJU OCHRONY PRZYRODY W LASACH – DZIŚ I JUTRO

Wewnętrzne zróżnicowanie leśnictwa

Leśnictwo jest bardzo zróżnicowane (Puetmann i in. 2015). Z jednej strony opiera się na wykorzystaniu naturalnych procesów i próbie sterowania nimi. Tak jest na przykład w przypadku „wolnego stylu hodowli lasu” praktykowanego w większości lasów Słowenii. Odnowienie lasu jest tam wyłącznie naturalne; praca leśnika sprowadza się głównie do regulacji zagęszczenia, tak aby promować rozwój naturalnych odnowień, oraz do selekcji drzew do wycięcia, pojedynczo lub w niewielkich grupach (Diaci 2006). Oczywiście, wymaga to utrzymania gęstej sieci dobrych dróg leśnych, co w górskim terenie oznacza spore koszty. Mała intensywność cięć oznacza z kolei częste wkraczanie z zabiegami do drzewostanu, tak że obecność pracowników w lesie jest silnie rozproszona.

Z drugiej strony mamy leśnictwo intensywne: selekcję materiału siewnego, mechaniczne przygotowanie gleby, eliminację chwastów, nawożenie mineralne, zwalczanie roślinożerców oraz potencjalnie patogenicznych grzybów. Wykorzystanie efektu skali (duże pola) oraz uproszczenie struktury upraw (monokultura) ma na celu zwiększenie ekonomicznej efektywności (Weber-Blaschke, Muys 2020). Znaczna część pozyskania drewna jest realizowana przy pomocy specjalistycznych maszyn, pracujących w lesie dniem i nocą, podobnie jak kombajny na polach w czasie żniw.

Leśnictwo intensywne wzoruje się mniej lub bardziej świadomie na osiągnięciach rolnictwa. Trzeba tu wspomnieć, że rolnictwo odniosło w ciągu ostatnich kilkudziesięciu lat ogromne sukcesy. Po raz pierwszy w historii ludzkości globalna produkcja żywności jest w stanie zaspokoić potrzeby całej ludzkiej populacji. To, że ludzie w różnych miejscach globu nadal głodują, nie jest skutkiem małej efektywności rolnictwa, ale ekonomii i polityki. Ten sukces ma oczywiście swoją cenę, ale to temat na inny artykuł.

Sukcesy intensywnego leśnictwa są też znaczące, chociaż daleko im do tych odniesionych przez rolnictwo. Intensywne leśnictwo stosuje podobne metody, ale ma krótszą tradycję i pracuje na trudniejszym materiale. Nawet

najszybciej rosnące drzewa nie są w stanie dać plonu równie szybko jak kukurydza czy ryż, a i selekcja materiału genetycznego w przypadku długo żyjących organizmów jest trudniejsza niż w przypadku roślin jednosezonowych. Tym niemniej w skali globalnej popyt na drewno jest w dużej mierze zaspokajany przez surowiec produkowany w sposób intensywny, w znacznej mierze na plantacjach drzew szybko rosnących (FAO 2020).

Oba nurty leśnictwa są potrzebne; to, w jaki sposób mają być realizowane, stanowi od dziesięcioleci przedmiot dyskusji (Puetmann i in. 2015). W różnych krajach przyjmowane są różne rozwiązania, funkcjonujące pod nazwami leśnictwa separacyjnego i integracyjnego (Edwards i in. 2014). To nieco mylące. W bardzo lokalnej skali każda gospodarka leśna jest separacyjna; w większej skali każda jest integracyjna (Krumm i in. 2020). Istotą problemu nie jest zatem dowodzenie, który typ gospodarki leśnej jest lepszy, ale w jaki sposób połączyć oba te podejścia w przestrzeni i w czasie. I tutaj optymalne rozwiązania mogą być bardzo różne, zależnie od lokalnych warunków przyrodniczych, społecznych i ekonomicznych.

Dualizm podejścia separacyjnego i integracyjnego w leśnictwie sprowadza się głównie do konfliktu między produkcją drewna a ochroną przyrody. Warto jednak zauważyć, że w ciągu ostatnich kilkadziesiąt lat z producenta drewna lasy stały się dostarczycielem wielu tzw. usług ekosystemowych (Farcy i in. 2020). Coraz bardziej zdajemy sobie sprawę z roli lasów dla jakości powietrza i ochrony zasobów wodnych, a ostatnio na pierwsze miejsce wysuwa się rola lasu jako magazynu węgla. Walory zdrowotne i estetyczne lasów przyciągają rzesze ludzi pragnących wypoczynku i bliższego kontaktu z przyrodą. Prosty dualizm: produkcja drewna – ochrona przyrody nie wyczerpuje środowiskowej i społecznej funkcji lasów.

W naszym kraju lasy są podzielone według głównych pełnionych przez nie funkcji na: produkcyjne, ochronne, rekreacyjne etc. Sama koncepcja tego podziału i proporcje udziału poszczególnych kategorii w całej powierzchni leśnej nie budzą zastrzeżeń. Problemem są zbyt małe różnice między poszczególnymi kategoriami. Jeżeli las pełni przede wszystkim funkcje wodochronne, należałoby oczekiwać, że nie będą w nim prowadzone działania wpływające negatywnie na hydrologię zlewni. Tymczasem takie działania są prowadzone, a ich uzasadnienie jest zwykle takie samo: drogi leśne są niezbędne do prowadzenia właściwej gospodarki. Tylko czym poza nazwą różni się las produkcyjny od lasu wodochronnego, jeżeli w jednym i w drugim jest tworzona i utrzymywana taka sama sieć dróg?

Tym, czego brakuje w gospodarce leśnej, jest konsekwencja w realizowaniu w praktyce tego, co jest zadeklarowane. Jeżeli leśnictwo jest wielofunkcyjne, to funkcja produkcji surowca drzewnego nie może być priorytetowa

w każdym przypadku. Tymczasem zasady hodowli lasu i instrukcja ochrony lasu są zestawem działań ukierunkowanych na produkcję surowca tartaczanego. W tych zasadach i instrukcjach znajdziemy liczne modyfikacje i uzupełnienia mające na celu ochronę przyrody, ale żadne z nich nie naruszają rdzenia działań ukierunkowanych na produkcję surowca. W efekcie leśnik może (a nawet powinien) pozostawiać w lesie drzewa biocenotyczne, ale pojawić się one mogą tam tylko pod warunkiem, że na jakimś etapie on lub jego poprzednik nie dopełnili obowiązków utrzymania lasu „we właściwym stanie sanitarnym”. A w jaki sposób ma się znaleźć w lesie „posusz jałowy”, jeżeli nie może tam być „posuszu czynnego”?

Zróżnicowane leśnictwo wymaga zróżnicowanego podejścia; zróżnicowanych zasad hodowli lasu, zróżnicowanych instrukcji ochrony lasu. Pojęcie „właściwego stanu sanitarnego” zostało stworzone na użytek leśnictwa surowcowego, ale w leśnictwie ekosystemowym stanowi oksymoron. Jeżeli mamy zarządzać ekosystemem leśnym, to powinny w nim funkcjonować wszystkie właściwe dla niego procesy i cykle. W leśnictwie o dominującej funkcji produkcyjnej tylko jeden proces ekosystemowy – produkcja pierwotna – ma jednoznacznie pozytywne konotacje. Dekompozycja jest już ambiwalentna, podobnie jak drapieźnictwo. Roślinożerność jest z gruntu zła, podobnie jak większość przejawów pasożytnictwa. Tak funkcjonują agrocenozy; niestety, w podobny sposób podchodzą do procesów ekosystemowych ci, którzy postrzegają leśnictwo jako rodzaj produkcji roślinnej, nastawionej na uzyskanie surowca drzewnego. Jeżeli ktoś twierdzi, że dojrzwały drzewostan jest jak łan zboża czekający na żniwo, identyfikuje się z takim podejściem do lasu.

Takie podejście znakomicie się sprawdza wszędzie tam, gdzie dominującą funkcją lasu jest funkcja produkcyjna. Ale tam, gdzie dominująca jest funkcja ochronna, trzeba gospodarować inaczej. Niewątpliwie są wśród leśników tacy, którzy potrafią się odnaleźć w obu podejściach do leśnictwa. Ale nie wszyscy. Jedni lepiej się będą czuli w leśnictwie ekosystemowym, inni z kolei nie mają zrozumienia dla leśnictwa innego niż nastawione na produkcję drewna. Jedni i drudzy mają swoje miejsce w gospodarce leśnej; powinni jednak znaleźć się we właściwym miejscu i realizować to, do czego mają predyspozycje i kompetencje.

Problem skali przestrzennej

Dla utrzymania różnorodności biologicznej ważne jest tworzenie nowych obszarów chronionych, ale przede wszystkim zwiększanie ich powierzchni (Rosenzweig 1995, Aengst 1999). Objęcie ochroną rozległych obszarów ma

dwojakie znaczenie dla gatunków, zwłaszcza tych rzadkich i zagrożonych. Po pierwsze, takie obszary są wewnętrznie bardziej zróżnicowane pod względem warunków siedliskowych. Dzięki temu jest większe prawdopodobieństwo, że na ich terenie znajdują się lokalne refugia, w których będą mogły się schronić gatunki o wąskim zakresie tolerancji ekologicznej (Milad i in. 2013). Po drugie, na bardziej rozległych obszarach poddanych ochronie populacje poszczególnych gatunków są liczebnie większe i bardziej zróżnicowane genetycznie, co sprzyja nie tylko ich przetrwaniu, ale także zwiększa zdolności do migracji (McGuire i in. 2016).

Obszary chronione (rezerваты, parki narodowe) są często osadzone w otoczeniu lasów zagospodarowanych, produkujących drewno („forest matrix”, Lindenmayer, Franklin 2002). Bez tego szerszego kontekstu ochrona wielu gatunków i naturalnych procesów jest na dłuższą metę niemożliwa. To, jakie warunki znajdują związane z lasem gatunki poza granicami terenów chronionych ma często kluczowe znaczenie dla ich funkcjonowania i przetrwania. Niektóre gatunki i niektóre procesy wymagają rzeczywiście dużych przestrzeni. Dotyczy to nie tylko dużych drapieżników (Boyce 2018), ale także niektórych dużych roślinożerców (Eisenberg i in. 2013) i funkcjonowania procesów takich jak kaskady troficzne (Ripple i in. 2015).

Obszary ochrony obszarowej stanowią zazwyczaj niezbędną i niezwykle cenną część szerszego układu przestrzennego, w którym realizowana jest ochrona przyrody (Rozenzweig 2003). Dlatego należy dbać o nie i tworzyć następne. Warto też zadbać o to, aby ich bezpośrednie otoczenie stwarzało jak najlepsze warunki funkcjonowania populacji, dla których obszary ochrony obszarowej stanowią istotną ostoję (Lindenmayer, Franklin 2002, Krumm i in. 2020).

Dlaczego w Polsce to właśnie lasy pełnią w ochronie przyrody kluczową rolę? Polska jest zlokalizowana w strefie leśnej. Nawet jeżeli wyobrażenia o 90% lesistości naszego terytorium przed pięćdziesięciu latami są błędne, to i tak las jest najważniejszym środowiskiem przyrodniczym w naszym kraju. Lasy są też u nas – pod względem stanu zachowania przyrody – w o wiele lepszej sytuacji niż cały kompleks rolny: pola uprawne, łąki, pastwiska i sady. Aczkolwiek niewątpliwie obecność wielu gatunków i siedlisk jest u nas efektem trwającego przez tysiąclecia oddziaływania człowieka na przyrodę, to współcześnie gatunki i siedliska polne, łąkowe czy pastwiskowe są w stanie bez porównania gorszym niż siedliska leśne. Potwierdzają to regularnie powtarzane inwentaryzacje ptaków krajobrazu leśnego i krajobrazu rolniczego (Chylarecki i in. 2018).

Zmiany zachodzące w czasie

Przyroda zmienia się nieustannie. W tych samych warunkach glebowych, wilgotnościowych i klimatycznych zbiorowiska roślinne mogą przybierać różne stany. Również lasy ulegają nieustannym zmianom. Już w latach pięćdziesiątych ubiegłego stulecia zauważył to Hans Leibundgut, który zaproponował ujęcie dynamiki lasu w postaci cyklicznych przemian, na które składają się następujące po sobie stadia i fazy rozwojowe (Leibundgut 1959). Podejście to przejęli także środkowoeuropejscy leśnicy i ekolodzy lasu (Korpe^{3/4} 1982, Jaworski 1991).

Na przełomie lat siedemdziesiątych i osiemdziesiątych północnoamerykańscy ekolodzy zauważyli, że ekosystemy leśne kształtowane są powszechnie przez gwałtowne zjawiska, którym nadano nazwę zaburzeń ekologicznych (Pickett, Thompson 1978, Pickett, White 1985). Pod wpływem zewnętrznych zaburzeń w każdym ekosystemie leśnym dochodzi do powtarzających się, niekiedy cyklicznych przemian. Efektem tych odkryć było odejście od klasycznej teorii sukcesji (Clements 1916), jednej z ważnych teorii ekologicznych, która przez ponad pięćdziesiąt lat, do końca lat siedemdziesiątych ubiegłego wieku, kształtowała rozumienie funkcjonowania ekosystemów, w tym także ekosystemów leśnych (Odum 1977).

Dzięki zmianie, jaka dokonała się kilkadziesiąt lat temu w zakresie teorii ekologicznych (Gilpin, Hanski 1991, Frelich 2002, Johnson, Miyanishii 2007), powoli kształtuje się nowe podejście do ochrony przyrody. Coraz więcej zwolenników zdobywa pogląd, że ochronie podlegać powinny nie tylko wybrane gatunki czy wybrane stany przyrody, ale procesy rządzące przemianami ekosystemów leśnych. Te nienowe już idee są wprost stosowane w ochronie ścisłej, w której w istocie chodzi o ochronę procesów przyrodniczych. Z kolei kierowanie procesami w ramach ochrony czynnej nadal napotyka na znaczne problemy, bo skupia się ona na zachowaniu tego, „co jest”, bądź dąży do osiągnięcia tego „co powinno być”. Koncentruje się zatem albo na zachowaniu „istniejącego stanu”, albo na osiągnięciu i późniejszym utrzymaniu jakiegoś „docelowego stanu”.

Ostatnio, w kontekście globalnych zmian klimatycznych (i nie tylko) pojawiają się opinie, że w epoce Antropocenu mechanizmy adaptacyjne w przyrodzie będą niewystarczające i muszą być wspomagane lub zastąpione bezpośrednią ingerencją człowieka (Koralewski i in. 2015). Opinia ta ma bardzo słabe zaplecze teoretyczne, ponieważ nasza znajomość funkcjonowania przyrody jest bardzo ograniczona, a próby przewidywania jej funkcjonowania w przyszłości mają w znacznej mierze charakter spekulacji. Mimo wielkiej liczby przeprowadzonych badań pozostaje niepewność zakre-

su przyszłych zmian temperatury, opadów i innych parametrów klimatu. Powodem tej niepewności jest nie tylko niemożność precyzyjnego modelowania zjawisk fizycznych, ale także wynika ona z niewiadomej, jaką jest przyszły poziom emisji gazów cieplarnianych. Wyrazem tego jest chociażby prezentowanie kilku scenariuszy w przewidywaniach zawartych w opracowaniach IPCC (IPCC 2021). W związku z tym każde przewidywanie przyszłych warunków musi odwoływać się do tych scenariuszy. Kolejną przyczyną niepewności w scenariuszach przyszłych zmian jest ich mała rozdzielczość przestrzenna. Przewidywania dotyczą rozległych regionów i nie pozwalają na ukazanie przyszłego zróżnicowania warunków w skali lokalnej związanej chociażby z ukształtowaniem terenu.

Oprócz braku pewności co do przyszłych zmian warunków klimatycznych dochodzą jeszcze wątpliwości w przewidywaniu reakcji gatunków, ekosystemów i krajobrazów przyrodniczych na te zmienione warunki (Scheffers i in. 2016). Najczęściej zakłada się, że w cieplejszym świecie gatunki będą miały takie same wymagania względem warunków środowiska, jakie mają obecnie (Hagerman i in. 2010, Sonntag, Fourcade 2022). Wychodząc z takiego założenia dokonuje się projekcji ich przyszłych zasięgów (Hanewinkel i in. 2013, Dyderski i in. 2018, Chakraborty i in. 2021). Tymczasem nie można wykluczyć, że w zmienionych warunkach związki gatunków z czynnikami klimatycznymi mogą być odmienne niż obserwowane dzisiaj (Chakraborty i in. 2021). Co więcej, w innych warunkach klimatycznych zmianie mogą też ulec oddziaływania międzygatunkowe. Trudna do przewidzenia jest dynamika kolonizacji nowych obszarów, a także tempo zmian ewolucyjnych w odpowiedzi na zmieniające się warunki (Pearson, Dawson 2003, Hagerman i in. 2010). Niełatwo też cokolwiek powiedzieć na temat losu gatunków rzadkich i zagrożonych występujących na nielicznych stanowiskach. Z tego względu nawet ustalenie ich związku z obecnymi warunkami środowiskowymi jest bardzo utrudnione, a co dopiero wnioskowanie o ich reakcjach na zmiany klimatu.

W związku z zachodzącymi zmianami w środowisku przyrodniczym, które w przyszłości prawdopodobnie jeszcze się nasilą, ochrona przyrody staje przed koniecznością modyfikacji dotychczasowego, statycznego podejścia na rzecz podejścia dynamicznego. Potrzebne są zmiany w realizowanych dotąd strategiach ochrony przyrody, które są dostosowane do stabilnych warunków przyrodniczych, a nie do ich szybkich przemian, z jakimi mamy obecnie do czynienia (Hannah i in. 2007, Heller, Zavaleta 2009, Mawdsley i in. 2009). Oznacza to, że zamiast dążyć do zachowania bądź przywrócenia określonych stanów przyrody, należy raczej zezwalać na jej spontaniczne przemiany, ewentualnie próbować nimi kierować, jeśli stanowią zagrożenie

dla różnorodności biologicznej. W tym zakresie do najważniejszych zadań leśnictwa będzie należało kierowanie zaburzeniami ekosystemów leśnych, których częstotliwość i intensywność wyraźnie zwiększa się w ostatnich latach (Seidl i in. 2011, Thom i in. 2017). Innym priorytetem będzie zmniejszanie przestrzennej izolacji lasów, aby gatunki leśne mogły przemieszczać się ku nowym stanowiskom, w których panują bardziej odpowiednie warunki.

Potrzeba ochrony procesów przyrodniczych w lasach

Jak wspomniano na początku tego tekstu, ekosystem leśny to suma zachodzących w nim procesów. Rzecz jasna procesy te odbywają się przy udziale różnych organizmów, które można liczyć, mierzyć i ważyć, a następnie charakteryzować ekosystem przy pomocy tych liczb. Jednak organizmy te zwykle nie żyją długo; zamiast na osobnikach, skupiamy się zatem na populacjach, na ich zagęszczeniu, strukturze i innych cechach. Ale populacje też zmieniają się w czasie; wyliczone przez nas zagęszczenie czy określona struktura wiekowa są tymczasowe; w następnym sezonie mogą już być inne. Dotyczy to nawet populacji drzew, stosunkowo długowiecznych. Mogłoby się wydawać, że organizmy tak długowieczne jak drzewa powinny wykazywać większą stabilność na poziomie populacji. Ale nie do końca tak jest; zarówno rozrodność, jak i śmiertelność w populacjach drzew mogą wykazywać skokowe, trudne do przewidzenia zmiany.

Przemiany środowiska przyrodniczego, zachodzące na skutek ocieplania się klimatu, tym bardziej wymagają skupienia się na procesach kształtujących lasy. Ochrona stanów przyrody zwraca się bowiem ku przeszłości, a nie ku przyszłości. Jest ochroną tego, co zostało ukształtowane przez warunki, które już przeminęły albo przemijają. Ochrona lasu, takim jaki jest dzisiaj i który dobrze funkcjonuje w obecnych warunkach, z dużym prawdopodobieństwem nie doprowadzi do sukcesu, ponieważ nie będzie on dostosowany do przyszłych okoliczności.

W nawiązaniu do powyższych uwag należy zauważyć, że gospodarowanie w lasach w znacznej mierze polega na zarządzaniu procesami ekologicznym, próbach modyfikowania ich przebiegu, przyspieszaniu lub spowalnianiu oraz wzmacnianiu lub osłabianiu ich skutków. Gospodarka leśna czyni to zazwyczaj dla osiągnięcia celu ekonomicznego, jakim jest wyprodukowanie możliwie największej ilości drewna dobrej jakości. Nic jednak nie stoi na przeszkodzie, aby ta sama wiedza została wykorzystana także dla ochrony rzadkich i zagrożonych siedlisk i gatunków (Hagerman i in. 2010, Stein i in. 2013). Jest zatem konieczne, aby gospodarka leśna zwróciła się ku przyszło-

ści. Jest to szczególnie ważne w lasach, gdzie młode pokolenie drzew, które teraz rozpoczyna rozwój, dojdzie do dojrzałości rębnej za około sto lat. Jeszcze więcej lat będzie musiało upłynąć, zanim te młode drzewa osiągną dojrzałość ekologiczną, czyli staną się tak zwanymi drzewami biocenotycznymi, na których obficie występują mikrośrodowiska wykorzystywane przez liczną i zróżnicowaną grupę gatunków typowo leśnych. Jeśli dzisiaj w młodym pokoleniu nie znajdą się takie drzewa, które poradzą sobie w przyszłych warunkach klimatycznych, to w przyszłych lasach może zabraknąć drzew biocenotycznych.

Ochrona naturalnych procesów też ma swoje ograniczenia i nie zawsze wystarcza (Michalik 1989). W niektórych przypadkach niezbędna jest bezpośrednia ingerencja, zwana ochroną czynną. Oba te podejścia w gruncie rzeczy powinny się uzupełniać. Konflikty między nimi są często wynikiem zwykłych nieporozumień (Van Meerbeek i in. 2019, Szwagrzyk 2020). Teoretyczna dyskusja o tym, które z tych podejść jest lepsze, nie ma sensu poza odniesieniem do konkretnych przypadków. Tym niemniej duża część czasu i energii jest poświęcana na nierozstrzygalne spory zwolenników jednego i drugiego podejścia.

Perspektywy na przyszłość

Lasy pełnią różne funkcje. To stwierdzenie jest truizmem i nie sposób mu zaprzeczyć. Wywodzenie z tego twierdzenia wniosków, że pomiędzy różnymi funkcjami lasu nie ma sprzeczności, jest jednak nadużyciem. W niektórych przypadkach rzeczywiście ich nie ma, ale w innych sytuacjach pojawiają się sprzeczności między potrzebami produkcji drewna a potrzebami ochrony przyrody lub potrzebami rekreacyjnymi (Krumm i in. 2020). W związku z tym kompromis powinien być dobrze przemyślany; potrzeby ochrony przyrody powinny być realizowane w takich miejscach i w taki sposób, aby zapewnić jak najlepsze rezultaty ochronne, a zarazem nie ograniczyć nadmiernie produkcji drewna, która jest i nadal będzie potrzebna (Weber-Blaschke, Muys 2020).

Dużo jest jednak do zrobienia także poza obszarami chronionymi. Wiele z tego, co określa się mianem „ochrony czynnej” mogłoby być realizowane w lasach poza rezerwatami skuteczniej niż w rezerwach; z mniejszym obciążeniem potrzebami uzyskiwania formalno-prawnych zezwoleń i z większym zaangażowaniem leśników (Krumm i in. 2020). Działania takie powinny być też realizowane poza obszarami Natura 2000; wyznaczenie tych obszarów pozostawia z punktu widzenia ochrony przyrody wiele do życzenia, a wiele cennych ekosystemów leśnych znalazło się poza granicami obszarów naturalnych. Michael Rosenzweig (2003) w swojej książce „Win-win Ecology” wyró-

źnia w historii ochrony przyrody trzy etapy. Nie chodzi w tym o proste następstwo stadiów, ale rozszerzające się kręgi. Pierwszy etap, polegający głównie na tworzeniu rezerwatów nie jest „przestarzały”. Pozostaje on nadal w centrum ochrony przyrody, ale musi zostać „obudowany” działaniami prowadzonymi w lasach na szerszą skalę (Lindenmayer, Franklin 2002). Stąd potrzeba realizowania kolejnego etapu – odtwarzania („Restoration”).

Działania te trwają już od dłuższego czasu i obfitują w liczne sukcesy (w skali światowej za przykład może posłużyć ochrona kondora kalifornijskiego, a u nas ochrona bielika, bobra czy wilka), ale też porażki. W wielu przypadkach efekt tych działań jest na razie trudny do oceny; niektóre działania dopiero się rozpoczynają i jest zdecydowanie za wcześnie na ich ocenę. Tak jest na w przypadku programu wprowadzania do lasów jarzębu brekinii.

Etap określony przez M. Rosenzweiga (2003) mianem „Reconciliation” może być zilustrowany przykładem działań prowadzonych z dużym rozmachem, jak na przykład program Yellowstone to Yukon Initiative (Aengst 1999). W przypadku Europy program Natura 2000 był niewątpliwie próbą pójścia w tym kierunku w skali niemal całego kontynentu. Można też podać

liczne przykłady konkretnych działań prowadzonych w lasach, które doskonale wpisują się w model pogodzenia gospodarowania z ochroną bioróżnorodności (Damchen i in. 2006, Krumm i in. 2020). Jednak ze względu

na zbyt ni formalizm z jednej strony, oraz niedostatek konkretnych rozwiązań z drugiej strony, dotychczasowy bilans wprowadzania Natury 2000 trudno uznać za pozytywny. U nas etap „reconciliation” jest obecnie niejako zamrożony ze względu na narosłe ostatnio konflikty. Ale jego realizacja w lasach jest ze wszech miar wskazana.

Jak zintegrować gospodarkę leśną z ochroną bioróżnorodności?

Aby uniknąć konfliktów i działać skutecznie, potrzebne jest rozdzielenie zjawisk rozgrywających się różnej skali i na różnych poziomach. Złą tradycją jest mieszanie argumentów odnoszących się do różnej skali przestrzennej i do różnych ram czasowych. W ten sposób dyskusja dotycząca konkretnych problemów łatwo przeradza się w zasadniczy spór teoretyczno-ideowy i każda ze jego stron słucha tylko swoich argumentów.

Lasy zróżnicowane pod względem przyrodniczym, osadzone w zróżnicowanym otoczeniu ekonomicznym i społecznym wymagają zróżnicowanego gospodarowania (Krumm i in. 2020). Dotychczasowy poziom tego zróżnicowania nie jest wystarczający, sprowadza się głównie do warstwy werbalno-formalnej, podczas gdy pod względem organizacyjno-strukturalnym PGL LP są bardzo jednolite.

Jednolitość struktury nie powinna nam jednak przesłaniać różnorodności kompetencji i umiejętności. Wśród leśników pracujących na tych samych stanowiskach znajdziemy zarówno przyrodniczych pasjonatów o ogromnym zasobie wiedzy, jak i sprawnych zarządców procesów produkcyjnych. Problem polega na tym, że ich umiejscowienie w strukturze LP oraz zadania, które realizują, nie zawsze pokrywają się z ich umiejętnościami. Nie chodzi o szerokość zakresu zadań; chodzi o to, że ludzie o ogromnym potencjale w zakresie działań ukierunkowanych na ochronę przyrody tkwią często w miejscu, gdzie niewiele jest do ochrony. Z drugiej strony, w terenach o wybitnym zróżnicowaniu przyrodniczym, gdzie funkcje ochronne powinny być bezwzględny priorytetem, pracują sprawni technokraci, znakomicie realizujący się w działalności szkółkarskiej czy w produkcji surowca drzewnego, którzy w zakresie ochrony przyrody nie mają ani specjalnych zainteresowań, ani należytej wiedzy.

Różnorodność talentów, kompetencji i umiejętności reprezentowanych przez pracowników LP jest atutem tej organizacji; niestety, ten atut jest obecnie bardzo słabo wykorzystywany. Potencjał tkwiący w leśnikach w zakresie ochrony przyrody jest maskowany przaśną retoryką i jednostronną argumentacją prezentowaną w oficjalnych wypowiedziach i dyskusjach. Po wielu wystąpieniach, konferencjach i ekspertyzach o takim charakterze mało kto obecnie zdaje sobie obecnie sprawę z tego, jak wiele leśnicy zrobili już dla ochrony przyrody i jak dużo mogliby jeszcze zrobić w przyszłości. Zamiast tego społeczność leśna i reszta społeczeństwa dostaje informacje o tym, że ochrona ścisła jest szkodliwa dla bioróżnorodności, a unijne plany rozszerzenia ochrony obszarowej są zagrożeniem dla bytu lasów. Zamiast próby odnalezienia się w nowym nurcie działań na rzecz poprawy bilansu węglowego i zahamowania tempa spadku bioróżnorodności, mamy straszenie widmem zmian, które wszystko zrujną, jeżeli się do nich dopuści.

Doświadczenie uczy, że unijne strategie ani nie są odrzucane a priori, ani nie są realizowane konsekwentnie do końca. Tak będzie zapewne i tym razem; skrajne scenariusze pozostaną na papierze. Nie oznacza to, że retoryka, którą posługuje się środowisko leśne w dyskusjach dotyczących unijnej strategii ochrony bioróżnorodności nie ma znaczenia. Ten sposób prowadzenia dyskusji może doprowadzić do tego, że w społeczeństwie utrwali się obraz leśnika jako wroga ochrony przyrody, którego rolę należy ograniczyć jedynie do produkcji drewna, a leśną przyrodę oddać pod opiekę komu innemu. Znacznie lepiej dla ochrony przyrody i dla gospodarki leśnej byłoby, gdyby kontynuowana była tradycja sięgająca już ponad sto lat wstecz. Tradycja, w której leśnicy skutecznie chronią zagrożone gatunki, popierają propozycje tworzenia nowych rezerwatów i mogą się poszczycić takimi postaciami jak Stanisław Sokołowski czy Stefan Myczkowski.

Wnioski

1. Skuteczna ochrona przyrody wymaga działań, które nie mogą być ograniczone tylko do obszarów ochrony obszarowej.
2. Rezerваты i parki narodowe odgrywają w ochronie przyrody ogromną rolę i należy nadal uzupełnić ich sieć; jednak największe znaczenie dla ochrony ekosystemów mają działania podejmowane w lasach otaczających tereny chronione.
3. Aby skutecznie realizować ochronę przyrody, środowisko leśne powinno uruchomić i wykorzystać ogromny potencjał, który w nim drzemie, a który z zewnątrz jest praktycznie niedostrzegalny.
4. Wykorzystanie tego potencjału wymagać będzie zarówno zmian organizacyjnych, jak i zmian w sposobie komunikowania się ze społeczeństwem.
5. Dla ochrony przyrody byłoby znacznie lepiej, gdyby środowisko leśne dokonało zmian sprzyjających wzmocnieniu ochrony leśnej bioróżnorodności, niż gdyby zmiany te miały zostać zrealizowane wbrew leśnikom.

Literatura

1. Aengst P. 1999. The Yellowstone to Yukon Initiative: A New Conservation Paradigm to Protect the Heart of North America. Proc. Biology and Management of Species and Habitats at Risk, Kamloops, B.C., 15–19 Feb. 1999.
2. Boyce M. S. 2018. Wolves for Yellowstone: dynamics in time and space, *Journal of Mammalogy* 99, 5: 1021–1031.
3. Chakraborty D., Móricz N., Rasztovits E., Dobor L., Schueler S. 2021. Provisioning forest and conservation science with high resolution maps of potential distribution of major European tree species under climate change. *Annals of Forest Science* 78: 26.
4. Chylarecki P., Chodkiewicz T., Neubauer G., Sikora A., Meissner W., Woźniak B., Wylegała P., Ławicki Ł., Marchowski D., Betleja J., Bzoma S., Cenian Z., Górski A., Korniluk M., Moczarska J., Ochocińska D., Rubacha S., Wieloch M., Zielińska M., Zieliński P., Kuczyński L. 2018. Trendy liczebności ptaków w Polsce. GIOŚ, Warszawa.
5. Clements F. E. 1916. Plant succession: an analysis of the development of vegetation. Carnegie Inst. Washington Publ. No. 242: 1–512.
6. Damchen E. I., Haddad N. M., Orrock J. L., Tewksbury J. J., Levey D. J. 2006. Corridors increase Plant Species Richness at Large Scales. *Science* 313: 1284–1286.
7. Diaci J. (red.) 2006. Nature-based forestry in Central Europe. *Studia Forestalia Slovenica* 126, Ljubljana.

8. Dyderski M.K., Paż S., Frelich L.E., Jagodziński A.M. 2018. How much does climate change threaten European forest tree species distributions? *Global Change Biology* 24: 1150–1163.
9. Edwards D. P., Gilroy J. J., Woodcock P., Edwards F. A., Larsen T. H., Andrews D. J. R., DerhéM. A., Docherty T. G. S., Hsu W. W., Mitchell S. L., Ota T., Williams L. J., Hamer K. C. & Wilcove D. S. 2014. Land-sharing versus land-sparing logging: reconciling timber extraction with biodiversity conservation. – *Global Change Biology* 20: 183–191.
10. Eisenberg C., Seager S. T., Hibbs D. E. 2013. Wolf, elk, and aspen food web relationships: Context and complexity. *Forest Ecology and Management* 299: 70–80.
11. FAO 2020. The state of the world's forests. Forests, biodiversity and people. Rome.
12. Farcy C., de Arano I. M., Rojas-Briales E. 2020. Main milestones in forestry evolution. [W:] C. Farcy, I. M. de Arano, E. Rojas-Briales (red.) *Forestry in the Midst of Global Changes*. CRC Press.
13. Frelich L. E. 2002. *Forest Dynamics and Disturbance Regimes*. Cambridge University Press, Cambridge.
14. Gilpin M. E., Hanski I. (Red.) 1991. *Metapopulation Dynamics: Empirical and Theoretical. Investigations*. Academic Press, New York.
15. Hagerman S., Dowlatabadi H., Chan K. M. A., Satterfield T. 2010. Integrative propositions for adapting conservation policy to the impacts of climate change. *Global Environmental Change* 20: 351–362.
16. Hannah L., Midgley G., Anelman S., Araújo M., Hughes G., Martinez-Meyer E., Pearson R., Williams P. 2007. Protected area needs in a changing climate. *Frontiers in Ecology and Environment* 5: 131–138.
17. 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.
18. Heller N.E., Zavaleta E.S. 2009. Biodiversity management in the face of climate change: A review of 22 years of recommendations. *Biological Conservation* 142: 14–32.
19. Jaworski A. 1991. Struktura i dynamika rozwoju drzewostanów oraz powstawanie odnowień w lasach górskich o charakterze pierwotnym. *Postępy Techniki w Leśnictwie* 49: 5–20.
20. Johnson E. A., Miyanishi K. (Eds.) 2007. *Plant Disturbance Ecology*. Academic Press, San Diego.
21. Koralewski T., Wang H.-H., Grant W. E., Byram T. D. 2015. Plants on the move: Assisted migration of forest trees in the face of climate change. *Forest Ecology and Management* 344: 30–37.

22. Korpe^{3/4} Š. 1982. Degree of equilibrium and dynamical changes of the forest on example of natural forests of Slovakia. *ActaFacultatis Forestalis Zvolen* 24: 9–31.
23. Korpe^{3/4} 1995. *Die Urwalder der Westkarpaten*. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.
24. Krumm F., Bollmann K., Brang P., Schulz-Marty T., Kuchli C., Schuck A., Rigling A. 2020. Conteżt and solutions for integrating nature conservation into forest management: an overview. Str. 11–25 w: Krumm F., Schuck A., Rigling A. (Red.) *How to balance forestry and biodiversity conservation – A view across Europe*. European Forest Institute (EFI); Swiss Federal Institute for Forest, Snow and Landscape Research (WSL), Birmensdorf, 644 ss.
25. Leibundgut H. 1959. Über Zweck und Methodik der Struktur – und Zuwachsanalyse von Urwäldern. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* 110: 111–124.
26. Lindenmayer D. B., Franklin J. F. 2002. *Conserving Forest Biodiversity*. Island Press, Washington-Covelo-Lindon, ss. 351.
27. Mawdsley J.R., O'Malley R., Ojima D.S. 2009. A Review of Climate-Change Adaptation Strategies for Wildlife Management and Biodiversity Conservation. *Conservation Biology* 23: 1080–1089.
28. McGuire J.L., Lawler J.J., McRae B.H., Nu?ezd T.A., Theobalde D.M. 2016. Achieving climate connectivity in a fragmented landscape. *PNAS* 113: 7195–7200.
29. Milad M., Schaich H., Konold W. 2013. How is adaptation to climate change reflected in current practice of forest management and conservation? A case study from Germany. *Biodiversity and Conservation* 22:1181–1202.
30. Michalik S. 1989. Problemy ochrony ścisłej i częściowej w Ojcowskim parku Narodowym. *Chrońmy Przyrodę Ojczystą* 45: 15–25.
31. Odum E.P. 1982. *Podstawy ekologii*. PWRiL, wyd. II, Warszawa.
32. Pickett S.T.A., Thompson J.N. 1978. Patch dynamics and the design of nature reserves. *Biological Conservation* 13: 27–37.
33. Pickett S. T. A., White P. A. (Red.) 1985. *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*. Academic Press, San Diego – New York – Berkeley.
34. Puetmann K. J., Wilson S. M., Baker S. C., Donoso P. J., Drössler L., Amente G., Harvey B. D., Knoke T., Lu Y., Nocentini S., Putz F. E., Yoshida T., Bauhus J. 2015. Silvicultural alternatives to conventional even-aged forest management – what limits global adoption? *Forest Ecosystems* 2:8: DOI 10.1186/s40663–015–0031–x
35. Ripple W. J., Beschta R. L., Painter L. E. 2015. Trophic cascades from wolves to alders in Yellowstone. *Forest Ecology and Management* 354: 254–260.
36. Rosenzweig M. L. 1995 *Species Diversity in Space and Time*. Cambridge University Press, Cambridge, UK., 436 pp.
37. Rosenzweig M. L. 2003. *Win-Win Ecology*. Oxford University Press, Oxford.
38. Scheffers B.R., De Meester L., Bridge T.C.L., Hoffmann A.A., Pandolfi J.M., Corlett R.T., Butchart S.H.M., Pearce-Kelly P., Kovacs K.M., Dudgeon D., Paci-

- fici M., Rondinini C., Foden W.B., Martin T.G., Mora C., Bickford D., Watson J.E.M. 2016. The broad footprint of climate change from genes to biomes to people. *Science* 354, Issue 6313.
39. Seidl R., Schnelhaas M. – J., Lexer M. 2011. Unravelling the drivers of intensifying forest disturbance regimes in Europe. *Global Change Biology* 17, 9: 2842–2852.
40. Sonntag S., Fourcade Y. 2022. Where will species on the move go? Insights from climate connectivity modelling across European terrestrial habitats. *Journal for Nature Conservation* 66, 126139.
41. Szwagrzyk J. 2020. Ochrona naturalnych procesów a ochrona bioróżnorodności; realny konflikt czy zwykle nieporozumienie? Str. 49–61 w: Dąbrowski P. (Red.) *Materiały z konferencji „Zaczęło się od Tatr”*, Kraków.
42. Thom D., Rammer W., Seidl R. 2017. Disturbances catalyze the adaptation of forest ecosystems to changing climate conditions. *Global Change Biology* 23(1): 269–282.
43. Van Meerbeek K. Muys B., Schowanek S. D., Svenning J. _C. 2019. Reconciling Conflicting Paradigms of Biodiversity Conservation: Human Intervention and Rewilding. *BioScience* 69, 12: 995–1007.
44. Weber-Blaschke G., Muys B. 2020. Bioeconomy – potentials for innovation and sustainability regarding wood utilization and forest management. Str. 89–107 w: Krumm F., Schuck A., Rigling A. (Red.) *How to balance forestry and biodiversity conservation – A view across Europe*. European Forest Institute (EFI); Swiss Federal Institute for Forest, Snow and Landscape Research (WSL), Birnmensdorf, 644 ss.

Prof. dr hab. Jerzy Szwagrzyk
Katedra Bioróżnorodności Leśnej
Uniwersytet Rolniczy im. H. Kołłątaja w Krakowie
Al. 29 listopada 46, 31–425 Kraków

Prof. dr hab. Jan Holeksa
Zakład Ekologii Roślin i Ochrony Środowiska
Uniwersytet im. Adama Mickiewicza w Poznaniu
ul. Uniwersytetu Poznańskiego 6, 61–614 Poznań

Referat z sesji naukowej pt.: "Leśnictwo przyszłości" z okazji 121 Zjazdu Polskiego Towarzystwa Leśnego w Starych Jabłonkach, 07-10.09.2022.