

|                             |    |       |      |
|-----------------------------|----|-------|------|
| Prądnik. Prace Muz. Szafera | 20 | 75–84 | 2010 |
|-----------------------------|----|-------|------|

JERZY SZWAGRZYK

Uniwersytet Rolniczy w Krakowie  
Katedra Botaniki Leśnej i Ochrony Przyrody  
Al. 29 listopada 46, 31–425 Kraków  
e-mail: rlszwagr@cyf-kr.edu.pl

## DYLEMATY OCHRONY EKOSYSTEMÓW LEŚNYCH W KRAJOBRAZIE PRZEKSZTAŁCONYM PRZEZ CZŁOWIEKA

### Dilemmas over forest ecosystem conservation in the human altered landscape

**Abstract.** The main limitation to the effectiveness of forest ecosystem conservation in Europe is the small size of areas covered by protection and the fact that they are usually set in landscapes strongly affected by human activity. There are two major problems that decrease the effectiveness of the protection of such objects; the first of them are large natural disturbances which scale often exceeds the boundaries of protected areas. The second problem is the spatial isolation of such areas, which is a barrier to the functioning of populations. In order to be effective in the long-term, the conservation of forest ecosystems needs planning that should enable including protected areas in a network of ecological corridors.

**Keywords:** ecological corridors, natural disturbances, nature conservation, strict protection

### WSTĘP

Tradycja obszarowej ochrony przyrody została ukształtowana w znacznej mierze w trakcie tworzenia pierwszych parków narodowych w Ameryce Północnej pod koniec XIX wieku. Obszary chronione tworzone w krajobrazie niemal naturalnym. Wpływ człowieka był na tych terenach niewielki, chociaż nie były to tereny całkowicie bezludne. Pozostawały one od tysiącleci pod wpływem łowiecko-zbierackiej cywilizacji rdzennych mieszkańców tych terenów. Wpływ łowiectwa i zbieractwa na funkcjonowanie ekosystemów mógł być pod pewnymi względami dość znaczny; działalność dawnych myśliwych przyczyniła się już wcześniej do zaniku wielu gatunków dużych ssaków w Ameryce Północnej (Gill i in. 2009), a celowe stosowanie ognia dla kształtowania lepszych warunków do polowań w ekosystemach stepów i lasów było zjawiskiem powszechnym (Pyne 1995; Romme, Despain 1989). Tego typu oddziaływania były jednak rozpowszechnione od dziesiątków tysięcy lat w różnych obszarach globu; prymitywne społeczeństwa były elementem przyrody.

W Ameryce Północnej za cezurę oddzielającą stan naturalny od stanu przekształconego przez człowieka przyjęto moment pojawienia się na danym terenie europejskich osadników. W ten sposób uniknięto typowych dla Europy jałowych dyskusji nad „pierwotnością” przyrody. Przyroda całkowicie pozbawiona wpływów ludzkich istniała wtedy,

gdy człowieka jeszcze nie było. Dawniej uważano, że w naszej strefie klimatycznej było to jeszcze całkiem niedawno, ale odkrycia antropologów i archeologów przesunęły tę granicę o wiele tysięcy lat wstecz (Valde-Novak i in. 1987). Przyroda przed pojawieniem się człowieka była zatem – ze względu na zmiany zachodzące w tak długim okresie – pod wieloma względami inna niż przyroda, której elementem składowym jest człowiek. W środkowej Europie większa część historii roślinności po ustąpieniu ostatniego zlodowacenia przypada na okres obecności ludzi. W przypadku występujących u nas ekosystemów nie możemy mieć zatem żadnego układu odniesienia, w którym wpływ człowieka byłby całkowicie nieobecny.

Nie zmienia to jednak faktu, że oddziaływanie człowieka na przyrodę zmieniło się radykalnie dopiero w efekcie „rewolucji neolitycznej”, a później niepomiaralnie się wzmoгло w wyniku rewolucji przemysłowej (Butlin, Roberts 1995). Jest zatem sensowne rozróżnienie między oddziaływaniem ludzi reprezentujących dawne kultury łowiecko-zbierackie od wpływu cywilizacji, która na pewnym etapie stała się w stosunku do dzikiej przyrody czynnikiem dominującym. Przyjęcie północnoamerykańskich kryteriów pozwala w sposób sensowny, chociaż nie idealny, oddzielić stan „naturalny” od stanu przekształconego przez człowieka.

Ochrona obszarowa ekosystemów leśnych, które nie zostały przekształcone przez gospodarkę człowieka i które zostały objęte ochroną od razu na dużych obszarach wydaje się dość łatwa i oczywista. Dominującym podejściem było powstrzymanie się od bezpośredniej ingerencji; nie było do niej żadnych powodów. Problemy, które później powstawały, nie były w stanie podważyć zasadniczej linii postępowania, którą było powstrzymywanie się od bezpośredniej ingerencji. Z czasem okazywało się, że trzeba było skorygować skutki innych działań, które wydawały się nie związane z ochroną ekosystemów leśnych, ale wywarły na funkcjonowanie tych ekosystemów znaczący wpływ. W sztandarowym obiekcie obszarowej ochrony przyrody, jakim jest niewątpliwie park narodowy Yellowstone, trzeba było na przykład skorygować negatywne skutki wytopienia w Górach Skalistych wilka, co nastąpiło w latach 30. XX w., a więc po półwieczu istnienia parku. Okazało się, że wytopienie tego drapieżnika zmieniło w sposób radykalny funkcjonowanie populacji roślinożerców, co pośrednio wpłynęło z czasem na dynamikę roślinności leśnej (Ripple, Beschta 2003). Dopiero dokonana w roku 1995 udana reintrodukcja wilka przywróciła relacje między roślinnością, roślinożercami i drapieżnikami do stanu bliskiego naturalnemu.

## SPECYFIKA OBSZAROWEJ OCHRONY PRZYRODY W EUROPIE

Po przeniesieniu na grunt europejski idea obszarowej ochrony przyrody znalazła się w zupełnie innym kontekście krajobrazowym. Pierwsze parki narodowe w Europie tworzono na początku XX w. w Szwecji w warunkach jeszcze bardzo zbliżonych do północnoamerykańskich (Myczkowski 1976). Tundra i północne lasy znajdowały się pod wpływem tradycyjnego, na wpół naturalnego pasterstwa, głównie hodowli reniferów przez Lapończyków; było to gospodarowanie bardzo ekstensywne (Butlin i Roberts 1995). Ale już wkrótce ochrona obszarowa w Europie znalazła się w zupełnie innej sytuacji. Kolejny park narodowy – Engadin w Szwajcarii – utworzono w terenie, wprawdzie niemal bezludnym, ale w którym wcześniej eksploatowano rosące tam lasy (Stähli i in. 2006). Naturalność tego obszaru ma zatem w dużej mierze charakter wtórny, jest efektem spontanicznej regeneracji po intensywnej, ale krótkotrwałej ingerencji człowieka. Później sprawa komplikowała się coraz bardziej: na przykład parki narodowe w Wielkiej Brytanii

tworzono nie w obszarach, które człowiek wyeksploatował i pozostawił samym sobie, ale w typowym krajobrazie kulturowym, w którym gospodarka ludzka trwała w sposób nieprzerwany przez setki czy tysiące lat (Pullin 2004), a występujące tam zbiorowiska roślinne zostały w większości ukształtowane pod wpływem gospodarki człowieka.

W przedstawiony powyżej sposób ochrona przyrody stała się działalnością zróżnicowaną i niejednorodną. Pojęcie parku narodowego też zaczęło oznaczać bardzo różne rzeczy, zależnie od miejsca. W Polsce pionierzy ochrony przyrody w znacznej mierze podążali za wzorami amerykańskimi (Sokołowski 1920; Szafer 1920). Rezerваты zakładano w miejscach mało przekształconych przez człowieka. Nawet jeżeli obejmowano ochroną zbiorowiska, o których dzisiaj wiemy, że powstały i utrzymywały się dzięki ingerencji człowieka (jak murawy kserotermiczne na Wyżynie Małopolskiej), to wówczas jeszcze uważano je za układy całkowicie naturalne (Kozłowska 1923).

Doskonałą ilustracją ówczesnego podejścia jest tekst W. Szafera (1920) poświęcony tworzeniu „polskich parków natury”. Planując utworzenie parku narodowego w Puszczy Białowieskiej Szafer (1920) zdawał sobie sprawę, że nie jest to las „pierwotny”, nie zmieniony zupełnie przez człowieka; wskazywał jednak na perspektywę „zdziczenia” tego lasu, gdy zostanie on pozostawiony wolnej grze sił natury, a człowiek nie będzie bezpośrednio ingerował w jego funkcjonowanie.

Tego typu podejście do obszarowej ochrony przyrody było w Polsce powszechne. Ochrona oznaczała wyeliminowanie, lub przynajmniej maksymalne ograniczenie ludzkiej ingerencji w przyrodę chronionych obszarów. Podejście to wiązało się z mało realistycznymi – z dzisiejszej perspektywy – oczekiwaniami w stosunku do tego, jak chroniony obszar będzie funkcjonował bez ludzkiej ingerencji. Ogólnie rzecz ujmując, ówczesna wizja przyrody była wizją przyrody statycznej; zakładano, że po wyeliminowaniu ingerencji człowieka skład gatunkowy i struktura naturalnych zbiorowisk leśnych pozostanie przez długi czas nie zmieniona. Zdawano sobie wprawdzie sprawę ze zmian zachodzących w dłuższych okresach – zapoczątkowana w pierwszej połowie XX wieku palinologia ukazywała, jak zmieniała się roślinność w ciągu tysiącleci (Szafer, Kostyniuk 1951). Uważano jednak, że w okresie mierzonym dziesiątkami lat lasy naturalne nie podlegają istotnym zmianom. Dopiero zapoczątkowane w tamtym okresie badania na stałych powierzchniach badawczych z czasem wykazały, że było to przekonanie błędne; lasy podlegające ścisłej ochronie wykazały w ciągu kilku dziesięcioleci niespodziewanie dużą dynamikę (Brzeziecki 2005).

## BŁĘDY I NIEDOCIĄGNIĘCIA TRADYCYJNEJ OCHRONY PRZYRODY

W tradycji polskiej ochrony przyrody spotykamy oczywiście błędy. Objęcie ścisłą ochroną muraw kserotermicznych jest tego najlepszym przykładem (Michalik 1989). Warto jednak – patrząc na te działania z perspektywy wielu dziesięcioleci – uświadomić sobie, jak różny od dzisiejszego był kontekst, w którym te decyzje podejmowano. Był to okres skrajnie intensywnej, bezpośredniej presji człowieka na ekosystemy naturalne i półnaturalne – lasy, łąki, pastwiska. Na przykład intensywność zgrzania roślinności przez zwierzęta gospodarskie osiągała wtedy swoje apogeum – większość pastwisk była nadmiernie wyeksploatowana, a ogromna część wypasu odbywała się w lasach. Być może murawy mniej intensywnie wypasane prezentowały się lepiej od tych zdegradowanych przez nadmierny wypas, co mogło nasunąć botanikom pomysł, że po całkowitym wyeliminowaniu wypasu ich stan byłby może jeszcze lepszy.

Możemy zarzucać ówczesnym działaczom ochrony przyrody, że tworzone rezerwy były zbyt małe. Były one jednak tak duże, jak mogły być w owym czasie, zważywszy na ogrom ówczesnej presji na mocno wyeksploatowane lasy. Władysław Szafer (1920) nie postulował objęcia ochroną w formie parku narodowego całej Puszczy Białowieskiej, chociaż wtedy właśnie cała Puszcza znajdowała się w granicach Polski. Był jednak realistą i postulował to, co było wówczas w granicach możliwości (Szafer 1920) i co w końcu udało się zrealizować.

Pewnych zagrożeń w oparciu o istniejący wówczas zasób wiedzy z zakresu ekologii nie dało się przewidzieć, a ograniczenia nie były wcale oczywiste. Wykrojenie kilku hektarów lasu i objęcie ochroną ścisłą mogło się wówczas wydawać rozwiązaniem zapewniającym przetrwanie chronionego zbiorowiska przez czas mierzony co najmniej dziesiątkami lat, a być może i stuleciami. Tym bardziej obiekty o powierzchni setek czy tysięcy hektarów wydawały się wystarczająco duże, aby chronione w nich ekosystemy mogły normalnie funkcjonować przez długi czas.

## OGRANICZENIA OCHRONY PRZYRODY

Rozwój ekologii w ostatnich kilku dekadach doprowadził jednak do znacznych zmian w rozumieniu funkcjonowania ekosystemów (Weiner 2005). W stosunku do ekosystemów leśnych najbardziej brzemiennie w konsekwencje są dwie zmiany. Pierwsza z nich to docenienie roli naturalnych zaburzeń w dynamice lasu. Druga to uświadomienie sobie przez badaczy zależności procesów ekologicznych od skali przestrzennej

Świadomość faktu, że naturalne zaburzenia stanowią ważny element funkcjonowania ekosystemów leśnych, pojawiła się stosunkowo niedawno. Wprawdzie F. Clements (1936), twórca klasycznej teorii sukcesji, był świadomy istnienia naturalnych zaburzeń i sam wielokrotnie opisywał ich skutki, ale nie przypisywał im zasadniczej roli w funkcjonowaniu przyrody. W jego ujęciu naturalne zaburzenia były czymś przypadkowym, niepotrzebnym, czymś, co wprowadza zakłócenia w funkcjonowaniu przyrody, ale bez czego przyroda funkcjonowała by w gruncie rzeczy prawie tak samo, jak z zaburzeniami. Zmiana, która nastąpiła później w odniesieniu do roli naturalnych zaburzeń (Pickett, White 1985; Johnson, Myianishi 2007) polegała na tym, że zdano sobie sprawę, iż naturalne zaburzenia są tak ważne, że przyroda ich pozbawiona byłaby inną przyrodą niż ta, w której żyjemy. Jeden z badaczy ujął to metaforycznie, choć bardzo trafnie: „gdybyśmy żyli miliony lat, patrzylibyśmy na nadejście kolejnego pożaru lasu tak jak teraz patrzymy na nadejście kolejnej zimy” (Romme, Despain 1989).

Uznanie, że naturalne zaburzenia są częścią funkcjonowania ekosystemów każe nam się pogodzić z myślą, że pewnego dnia nasze niewielkie obiekty chronione mogą ulec gwałtownemu przeobrażeniu, które dla dawniejszych przyrodników byłoby niewyobrażalne. Na przykład stary las chroniony w rezerwacie może zostać na całej powierzchni wyłamany przez wiatr, co zresztą w rzeczywistości już się zdarzało (Peterson 2000). Świadomość roli naturalnych zaburzeń wskazuje na to, że obiekty chronione mogą podlegać gwałtownym i radykalnym zmianom. Im obiekty chronione są mniejsze, tym bardziej radykalne mogą być zmiany. Wielkie pożary w 1988 r. w parku narodowym Yellowstone spaliły wprawdzie lasy na około 1/3 powierzchni parku, ale 2/3 lasów pozostało nie spalonych. Sytuacja taka przywołuje dramatyczne pytania o funkcjonowanie w sytuacji wystąpienia naturalnych zaburzeń naszych obszarów chronionych, które są znacznie mniejsze. Na przykład huragan

z listopada 2004 roku objął 12 tysięcy hektarów lasu po słowackiej stronie Tatr (Zielonka i in. 2009), czyli obszar porównywalny z całą powierzchnią leśną w Tatrzańskim Parku Narodowym, a zarazem znacznie większy niż niektóre z naszych parków narodowych.

Zaburzenia występujące w tej skali – tysiące hektarów czy dziesiątków tysięcy hektarów – stanowią poważne wyzwanie dla europejskich koncepcji ochrony obszarowej. Obszary chronione w Europie są niewielkie i większe raczej nie będą. Ich niewielkie rozmiary wynikają z faktu, że tylko niewielkie fragmenty lasów zachowały się w stanie zbliżonym do naturalnego. Co zrobić, jeżeli naturalne zaburzenia obejmują obszar większy niż teren objęty ochroną. Taka sytuacja wyraźnie wskazuje na to, że pewne procesy – na przykład transport diaspor czy migracja zwierząt – będą musiały się odbywać między obszarami nie objętymi ochroną a obszarami chronionymi. Czy można w takiej sytuacji mówić o „ochronie procesów”? Najwyraźniej ochrona procesów – wszystkich procesów, a nie tylko tych, które najłatwiej zaobserwować i badać w ciągu jednego lub paru sezonów – wymaga jednak znacznie większej skali niż ta, którą niegdyś przyjęliśmy.

Z kolei świadomość tego, że skala przestrzenna może być problemem pojawiła się w wyniku rozwoju ekologii populacyjnej, a zwłaszcza koncepcji metapopulacji (Hanski, Gagliotti 2004). Szczególnie odkrycie faktu, że niektóre populacje lokalne funkcjonują jako „źródła”, a niektóre jako „ujścia” (Solarz 1998) podważyła w sposób zasadniczy sposób myślenia o funkcjonowaniu zbiorowisk. Dawniej uważano, że jeżeli jakiś gatunek występuje w danym zbiorowisku, to ma w nim wystarczająco dobre warunki do przetrwania; wystarczy zatem, aby warunki nie uległy zmianie. Teoria metapopulacji wskazuje, że nawet jeżeli warunki lokalne pozostaną takie same, gatunek może ze zbiorowiska zniknąć – bo albo zanikła populacja źródłowa, która była dla niego źródłem osobników (lub diaspor w przypadku roślin), albo też przestały funkcjonować korytarze ekologiczne (Rosenzweig 2003; Damchen i in. 2006).

Krótko mówiąc, z teorii metapopulacji wynika, że wiele procesów składających się na funkcjonowanie ekosystemów leśnych odbywa się w skali znacznie przekraczającej wielkość rezerwatów czy parków narodowych. Zapewnienie ciągłości procesów ekologicznych pociąga za sobą potrzebę kształtowania pewnych zjawisk na terenach znacznie większych niż te, które jesteśmy w stanie objąć ochroną obszarową. Dotyczy to w sposób oczywisty populacji zwierząt, którym trzeba zapewnić możliwość migracji (Jędrzejewski, Ławreszuk 2009). Ważne jest to także dla populacji roślin; transport diaspor i wymiana genów między populacjami lokalnymi to nadal bardzo słabo poznany aspekt biologii większości gatunków. Aprioryczne zakładanie, że populacja jest w stanie przetrwać w granicach niewielkiego obszaru chronionego jest obciążone dużym ryzykiem. Perspektywa, jaką stwarzają globalne zmiany klimatyczne sprawia, że problem staje się jeszcze bardziej istotny.

## JAK CHRONIĆ EKOSYSTEMY LEŚNE

W ochronie przyrody mamy zwykle do czynienia z dwoma etapami. Etap pierwszy to ochrona przed zniszczeniem czy wyginięciem – czyli podjęcie doraźnych kroków zapobiegających katastrofie. Etap drugi to próba utrwalenia początkowego sukcesu; sprawienie, żeby efekty ochrony były trwałe, żeby zbiorowiska czy gatunki miały szansę przetrwania także w dalszej przyszłości. Można sobie bowiem wyobrazić sytuację, że po osiągnięciu sukcesu w pierwszym etapie następuje klęska w drugim; mimo rygorystycznego przestrzegania reguł, obszar chroniony stopniowo traci swoje walory (Rosenzweig 2003).

Ochrona ekosystemów leśnych na stosunkowo małych obszarach (a w Europie praktycznie wszystkie obszary chronione są małe) jest zadaniem trudnym. Pierwszą trudność stanowi zwykle zaakceptowanie naturalnych zaburzeń i przyjęcie do wiadomości, że są one ważnym elementem funkcjonowania naturalnych ekosystemów (Johnson, Myianishi 2007). W tym punkcie, niestety, daje o sobie znać typowe dla upowszechniania wiedzy zjawisko inercji – nowe odkrycia naukowe przenikają do świadomości szerszego ogółu bardzo powoli, a stare, odrzucone już przez naukę teorie tkwią w świadomości ogółu w sposób zadziwiająco trwałe. W dalszym ciągu zatem można się spotkać z opinią, że skoro drzewostan został wyłamany przez wiatr lub uległ żerowaniu korników to znaczy, że dzieje się coś dziwnego, nie mieszczącego się w ramach funkcjonowania naturalnej przyrody i wymagającego natychmiastowej ingerencji człowieka. Im mniejszy jest obszar chroniony, tym większa jest presja na podjęcie ingerencji. Sytuacja, w której cały chroniony obiekt zostanie przekształcony przez naturalne zaburzenie, wydaje się bardzo trudna do przyjęcia. W przypadku obszarów większych akceptacja przychodzi łatwiej, również i dzięki temu, że fragmenty bezpośrednio zaburzone stanowią jedynie niewielką część chronionego obiektu. Na przykład zjawisko wielkopowierzchniowego rozpadu drzewostanów zdominowanych przez świerka w Białowieskim Parku Narodowym (Keczyński 2002) nie wywołało specjalnych kontrowersji.

Druga trudność ochrony ekosystemów leśnych na małych powierzchniach wynika z faktu, że szereg zjawisk składających się na funkcjonowanie tych ekosystemów rozgrywa się w skali przestrzennej znacznie wykraczającej poza wielkość obszaru objętego ochroną. Dostrzegamy to coraz wyraźniej w miarę, jak stopniowo poznajemy przyrodę. Funkcjonowanie metapopulacji, sezonowe zmiany arealu bytowania zwierząt, funkcjonowanie dużych drapieżników (Jędrzejewska, Jędrzejewski 2001) – wszystko to odbywa się w wymiarze przestrzennym przekraczającym wielkość naszych obszarów chronionych. Podlegające ochronie ekosystemy leśne nie mieszczą się po prostu w granicach, które im niegdyś wyznaczaliśmy. Ich funkcjonowanie w znacznym stopniu zależy od tego, co dzieje się poza granicami obszarów chronionych.

Biorąc pod uwagę dwa przedstawione powyżej ograniczenia widzimy wyraźnie, że objęcie ekosystemów leśnych ochroną obszarową – w formie rezerwatu czy parku narodowego – jest jedynie pierwszym krokiem w kierunku ich skutecznej ochrony. Z chwilą utworzenia rezerwatu czy niewielkiego parku narodowego powstaje pytanie, czy dany ekosystem leśny przetrwa przez dłuższy czas? Wiele zależy od otoczenia – czy chroniony ekosystem leśny jest otoczony lasami zagospodarowanymi (ale jednak lasami), czy też tkwi w otoczeniu pól uprawnych i terenów zurbanizowanych. W pierwszym przypadku wystarczy odpowiednio gospodarować w lasach. Na szczęście sytuacja, z jaką mieli do czynienia pionierzy obszarowej ochrony przyrody, należy już do przeszłości. Wówczas drzewostany poza obszarem objętym ochroną mogły zostać wycięte wielkopowierzchniowymi zrębami zupełnymi, a powierzchnie zrębów – obsadzone sadzonkami sosny lub świerka i przekształcone w monokultury tych gatunków. Obecnie ryzyko takie już nie istnieje; w leśnictwie udało się pod tym względem już sporo osiągnąć, chociaż nadal wiele zostaje do zrobienia (Szwagrzyk 2007). W drugim przypadku sytuacja jest znacznie trudniejsza. Gatunki typowo leśne mają ograniczone możliwości migracji w otwartym krajobrazie, a ponadto gospodarka rolna ma z reguły charakter bardziej intensywny, co utrudnia bytowanie wszystkim gatunkom poza tymi, które są przedmiotem hodowli czy uprawy.

Próba zapewnienia trwałości obiektowi ochrony wymaga zatem wyjścia na zewnątrz, poza granice obszaru ochronionego. Parki narodowe i rezerваты przyrody powinny zostać wkomponowane w szeroki system obszarów zapewniających przetrwanie i migrację całemu zestawowi organizmów. Zarys takiej sieci już powstaje (Jędrzejewski, Ławreszuk 2009). Prawdziwym wyzwaniem będzie jednak próba nadania mu formy prawnej i wprowadzenie go w życie.

## ASPEKT LOKALNY – PRZYKŁAD OJCOWSKIEGO PARKU NARODOWEGO

Ojcowski Park Narodowy jest dobrym przykładem obiektu, który wciąż – ze względu na okoliczności – tkwi w etapie pierwszym, czyli na etapie obrony *status quo*. Przypomina twierdzę przyrody obleżoną przez siły egoizmu i chaosu. Jest to efekt ulokowania w sąsiedztwie dwóch największych aglomeracji miejskich południowej Polski. Mamy więc sytuację taką, że obszar niezwykle piękny pod względem krajobrazowym i niezwykle cenny przyrodniczo znalazł się w granicach półgodzinnej jazdy samochodem do granic dwóch dużych aglomeracji miejskich.

Kiedyś głównym zagrożeniem wynikającym z faktu położenia w pobliżu aglomeracji śląskiej i krakowskiej był napływ zanieczyszczeń powietrza. Granice parku nie stanowiły żadnej zapory dla zanieczyszczeń powietrza pochodzących z dalekiego transportu. Efektem zanieczyszczeń było między innymi zamieranie jodeł w lasach na terenie parku. Od lat 80. XX ubiegłego wieku poziom zanieczyszczenia radykalnie się obniżył i związane z nim zagrożenia zeszły na dalszy plan. Obecnie głównym zagrożeniem staje się to, że Ojcowski Park Narodowy wydaje się być idealnym miejscem, aby w nim – lub na jego skraju – wybudować elegancką rezydencję z dużym ogrodem, koniecznie otoczoną wysokim murem. Budowa nowych budynków i ogrodzeń wewnątrz parku zniszczyłaby oczywiście jego charakter w sposób bezpośredni i nieodwracalny. Trudno się zatem dziwić, że ten typ zagrożenia – próba wkroczenia z inwestycjami na obszar parku – najbardziej przyciąga uwagę ludzi zatroskanych o jego dalsze losy. Ojcowski Park Narodowy funkcjonuje przez to niemal jako obleżona twierdza.

Ochrona parku poprzez pilnowanie jego granic to działanie konieczne, z którego nie można zrezygnować. W dłuższej perspektywie nie jest to jednak działanie wystarczające. Pozostawienie parku w spokoju i obudowanie go z zewnątrz pierścieniem nowych osiedli to, niestety, realna groźba. Nawet jeżeli zabudowa będzie odsunięta od granic parku na odległość 100, 200 lub 300 metrów, może to zagrozić trwałemu funkcjonowaniu ekosystemu w dalszej przyszłości. Ochrona przyrody, aby była skuteczna, musi w coraz większym zakresie wykraczać poza granice terenów chronionych i kształtować ich otoczenie w taki sposób, aby zapewnić trwałość funkcjonowania przyrodniczo cennych obiektów.

## KONKLUZJA

Dla obszarowej ochrony przyrody ważna jest skala przestrzenna i kontekst krajobrazowy. Najcenniejsze obiekty, chronione jako parki narodowe czy rezerваты, powinny być wpisane w rozległą sieć obszarów, które wprawdzie nie będą chronione, ale w których będzie funkcjonować dobrze przemyślany, uzasadniony i rozsądny system ograniczeń.

Obszary chronione dla swego trwałego istnienia wymagają zatem planowania przestrzennego w bardzo szerokim otoczeniu. Obecna sytuacja, w której system planowania przestrzennego nie może się odrodzić po jego destrukcji na początku lat 90. XX w. stanowi ogromne zagrożenie dla obszarowej ochrony przyrody, nawet jeżeli związane z tą ochroną ograniczenia będą w stu procentach respektowane w granicach obszarów chronionych.

## PIŚMIENNICTWO

Brzeziecki B. 2005. *Lasy naturalne: wzorzec dla lasów zagospodarowanych?* „Las Polski”, **8**: 10–12.

Butlin R. A., Roberts N. (red.) 1995. *Ecological Relations in Historical Times*. Blackwell, Oxford-Cambridge, ss. 344.

Clements F. E. 1936. *Nature and structure of the climax*. “Journal of Ecology”, **24**: 252–284.

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.

Gill J. L., Williams J. W., Jackson S. T., Liinger K. B., Robinson G. S. 2009. *Pleistocene Megafaunal Collapse, Novel Plant Communities and Enhanced Fire Regimes in North America*. Science 326, 1100. DOI: 10.1126/Science.1179504.

Hanski I., Gaggiotti O. (red.) 2004. *Ecology, Genetics and Evolution of Metapopulations*. Elsevier Academic Press, Amsterdam-Boston, ss. 696.

Jędrzejewska B., Jędrzejewski W. 2001. *Ekologia zwierząt drapieżnych Puszczy Białowieskiej*. PWN. Warszawa, ss. 461.

Jędrzejewski W., Ławreszuk D. (red.) 2009. *Ochrona łączności ekologicznej w Polsce*, wyd. ZBS PAN. Białowieża, ss. 308.

Johnson E. A., Miyanishi K. 2007. *Plant disturbance ecology*. Academic Press, Burlington – San Diego, ss. 698.

Keczyński A. 2002. *Wpływ gradacji kornika drukarza na drzewostany obszaru ochrony ścisłej Białowieskiego Parku Narodowego*. „Kosmos”, **51**: 471–474.

Kozłowska A. 1923. *Stosunki geobotaniczne Ziemi Miechowskiej*. „Sprawozdanie Komisji Fizjograficznej PAU”, **57**: 1–68.

Michalik S. 1989. *Problemy ochrony ścisłej i częściowej w Ojcowskim Parku Narodowym*. „Chrońmy Przyrodę Ojczyznę” **45**, 2: 15–25.

Myczkowski S. 1976. *Człowiek – Przyroda – Cywilizacja*, Wydawnictwo Naukowe PWN. Warszawa, ss. 384.

Peterson C. J. 2000. *Damage and recovery of tree species after two different tornadoes in the same old growth forest: a comparison of infrequent wind disturbances*. “Forest Ecology and Management”, **135**: 237–252.

Pickett S. T. A., White P. S. (red.) 1985. *The ecology of natural disturbance and patch Dynamics*, Academic Press, New York, ss. 472.

Pullin A. S. 2004. *Biologiczne podstawy ochrony przyrody*, PWN. Warszawa, ss. 393.

Pyne S. J. 1995. *World fire*, Henry Holt and Company. New York, ss. 382.

Ripple W. J., Beschta R. L. 2003. *Wolf reintroduction, predation risk and cottonwood recovery in Yellowstone National Park*. “Forest Ecology and Management”, **184**: 299–313.

Romme W. H., Despain D. G. 1989. *Historical Perspective on the Yellowstone Fires of 1988: A Reconstruction of Prehistoric Fire History Reveals that Comparable Fires Occurred in the Early 1800s*. “BioScience”, **39**: 695–699.



Rosenzweig M. L. 1995. *Species Diversity in Space and Time*. Cambridge University Press, Cambridge, UK, ss. 436.

Rosenzweig M. L. 2003. *Win-Win Ecology*, Oxford University Press. Oxford, ss. 209.

Sokołowski S. 1920. *O potrzebie zakładania rezerwatów leśnych*. „Ochrona Przyrody”, **1**: 1–24.

Solarz W. 1998. *O źródłach i ujściach: co nowego w ekologii populacji?* „Wiadomości Ekologiczne”, **44**, 3: 181–194.

Stähli M., Finsinger W., Tinner W., Allgöwer B. 2006. *Wildfire history and fire ecology of the Swiss National Park (Central Alps): new evidence from charcoal, pollen and plant macrofossils*. “The Holocene”, **16**: 805–817.

Szafer W. 1920. *Ochrona Przyrody w Polsce*. „Ochrona Przyrody”, **1**: 11–19.

Szafer W., Kostyniuk M. 1951. *Zarys paleobotaniki*, Wydawnictwo Naukowe PWN. Warszawa, ss. 302.

Szwagrzyk J. 2007. *Przestrzenne aspekty ochrony przyrody w lasach*. „Studia i Materiały Centrum Edukacji Przyrodniczo-Leśnej”, Rogów, **16**, 2/3: 11–19.

Valde-Nowak P., Nadachowski A., Wolsan M. 1987. *Upper Palaeolithic boomerang made of a mammoth tusk in South Poland*. “Nature”, **329**, 436–438.

Weiner J. 2005. *Życie i ewolucja biosfery*, Wydawnictwo Naukowe PWN. Warszawa, ss. 608.

Zielonka T., Holeska J., Malcher P. 2009. *Disturbance events in a mixed spruce - larch forest in the Tatra Mts., Western Carpathians – a tentative reconstruction*. “Baltic Forestry”, **15**: 161–167.

## SUMMARY

The tradition of nature conservation in national parks was established in North America towards the end of the 19th century in the almost natural landscape; the first national parks were created in the areas that had never been altered by human economy. It even happened – as in the case of Yellowstone National Park – that protection was declared almost immediately after the discovery of a given place for the civilization. On transplanting on to the European ground, the idea of area nature protection found itself confronted by a completely different landscape context. While in the beginning of the 20th century the first established in Scandinavia national parks were created in conditions very close to that of North America, the successive European parks were designated within landscapes altered by centuries- or even millennia-old human economy. In some countries, such as Great Britain, areas declared as protected included almost exclusively the fragments of cultural landscapes dominated by plant communities that developed under the strong influence of man. In the countries of Central Europe efforts were made to select for conservation those fragments of lands that remained in the closest-to-natural state. With time, however, as the number of protected lands grew and their total surface area expanded, the percentage of human-altered ecosystems in conservation areas became larger and larger.

In Europe, forest communities constitute the majority of potential natural vegetation. As regards the forests included within the boundaries of protected areas, they were, to a great extent, considerably transformed tree stands, of changed species composition and structure. In such cases the conservation focused not so much on preserving the starting state as the restoration of similar to natural systems. The attempts to restore natural forests are additionally impeded by the fact that available in the early period of creating

protected areas knowledge of forest ecosystem functioning was severely undermined by the results of later studies conducted in both the forests of North America and Asia and in the small, natural in character fragments of forests that survived in Europe thanks to conservation efforts.

Current forest ecosystem functioning research emphasizes two significant aspects of its dynamics which importance was not previously recognized. The first of them is the role of intense and extensive disturbances in ecosystem functioning resulting in violent and radical changes in the structure and species composition of communities, also those protected against direct human interference. The second aspect concerns spatial scale-related problems; many processes contributing to forest ecosystem functioning take place at the scale that considerably exceeds the size of reserves and national parks. Sustaining the continuity of ecological processes involves encouraging some phenomena within regions much larger than those that can be covered by area nature conservation. Of course, this also refers to animal populations which need to be provided with migratory possibilities. Plant populations should be taken into account as well; enabling diaspore transportation and gene exchange among local populations is essential for long-term plant metapopulation functioning. Thus, one of the greatest challenges currently facing nature conservation is to properly integrate strictly protected areas into the wider landscape context in order to avoid the isolation of protected species populations living within reserves and national parks. This requires, on the one hand, an adequate arrangement of different protection regime zones within national parks, and, on the other hand, the adjacent land use that will ensure the continuity of ecological processes at a landscape scale.