

# Współczesne kierunki ochrony fitocenozy leśnych

Janusz Czerepko

**Abstrakt.** Fitocenozy leśne od samego początku historii ochrony przyrody uważane były za kluczową część ekosystemów w sieci obszarów chronionych. Wynika to z faktu, że są one końcowym etapem sukcesji roślinności lądowej i tym samym w największym stopniu naturalnym typem roślinności. To powoduje, że do niedawna jeszcze postrzegano zespoły leśne, jako zbiorowiska odporne na zmiany ich składu gatunkowego. Rozwój badań nad dynamiką zbiorowisk leśnych wskazuje jednak, że podlegają one również spontanicznym zmianom, choć w długiej perspektywie czasu. Zmiany te wiążą się z regeneracją lasów po ich dawnych formach użytkowania, jak i z globalnymi zmianami środowiska. Ochrona bierna fitocenozy leśnych, ze względu na ich półnaturalny charakter, jak i możliwość obserwacji zachodzących procesów, winna być podstawą ich ochrony w obiektach o najwyższym statusie ochronnym – parkach narodowych i rezerwach. Aktualnie burzliwie rozwijający się trend w ochronie przyrody dotyczący odtwarzania zagrożonych siedlisk przyrodniczych i gatunków jest istotny, gdyż sieć Natura 2000 w Europie jest najpowszechniejszą formą ochrony przyrody, która w 50% dotyczy lasów. Stąd niezwykle ważne wydaje się strefowanie przyjętych sposobów i metod ochrony fitocenozy leśnych, tak by nie generalizować przyjmowanych kierunków a dostosowywać je do przyjętych celów dla danego obiektu podlegającego ochronie.

**Słowa kluczowe:** ochrona czynna, ochrona bierna, siedliska przyrodnicze, dynamika zespołów leśnych, restytucja siedlisk

**Abstract. Contemporary directions of the forest of phytocoenosis protection** Forest phytocoenoses from the very early history of nature conservation were considered a key part of the ecosystem in the network of protected areas. This is due to the fact that they are the final stage in succession land vegetation, and therefore the most wild type of vegetation. This means that until recently, forest communities were seen as communities resisting the change of their species composition. Development of research on the dynamics of forest communities, however, suggests that they are subject to spontaneous changes, but in the long term. These changes are associated with the regeneration of forests after their former ways of use, as well as with global environmental change. Passive protection of forest communities, due to their semi-natural character, as well as the opportunity to observe the processes, should be the basis for their conservation in objects with the highest status of protection - national parks and reserves. Currently wildly growing trend in conservation considering restitution of threatened habitats and species is important, since the Natura 2000

network in Europe is the most common form of nature conservation, which in 50% relates to forests. Hence, it seems extremely important to zone applied ways and methods to protect forest communities, so as not to generalize taken courses and adapt them to the established goals for each object to be protected.

**Keywords:** active protection, passive protection, natural sites, dynamics of forest associations, restitution of habitats

## Wprowadzenie

Lasy w Europie ostały się przed wyrębem zwykle na terenach nieprzydatnych rolniczo. Jeszcze na początku XI wieku lesistość Polski wynosiła około 90%, jednak w ciągu kolejnych dwustu lat, wskutek intensywnych wyrębów na potrzeby rolnictwa, zmniejszyła się do 50%. Pod koniec XVIII wieku lesistość Polski wynosiła ok. 40% (w ówczesnych granicach), a na początku XIX w. wynosiła 30%. Po II wojnie światowej w 1946 roku wynosiła zaledwie 21% i od tego okresu obserwujemy wzrost lesistości, do wynoszącej dziś 29,3% powierzchni kraju (Raport o stanie lasów 2012). Zgodnie z Krajowym Programem Zwiększania Lesistości w 2020 roku lasy mają stanowić 30% powierzchni kraju, a w 2050 – 33%. Na podstawie zmian sposobu użytkowania gruntów, na co wskazują tak diametralne zmiany lesistości w Europie na przestrzeni ostatnich stuleci można stwierdzić, że bardzo niewielka jest reprezentacja lasów nietkniętych ręką człowieka. Za lasy naturalne uznano zaledwie 4% wszystkich lasów Europy (Forest Europe 2011). Większość tych lasów rośnie w miejscach trudno dostępnych na północy Skandynawii, północnych obszarach europejskiej części Rosji, w Alpach i regionie bałkańskim. W sumie 12 krajów europejskich wykazuje ponad jednonprocenowy udział lasów naturalnych w całkowitej powierzchni leśnej. Najwięcej ma ich Szwecja (16%).

Powierzchnia lasów chronionych nieustannie rośnie i przyjmuje się, że za 10-20 lat w strefie umiarkowanej będzie chronionych 15-20% lasów (Chape i in. 2008). Uważa się przy tym, że badania dotyczące zagospodarowania siedlisk leśnych ze względu na ochronę różnorodności biologicznej, będą zasadniczym kierunkiem w rozwoju nauk leśnych i biologicznych (Ausden 2007, Hobbs i Cramer 2008).

Wiele naszych starych lasów powstało pod wpływem działalności ludzkiej a ich dzisiejszy skład gatunkowy jest efektem nakładających się procesów sukcesyjnych, w tym regeneracji po dawnych sposobach użytkowania takich jak pasterstwo, wypalanie, gospodarka odroślowa (Foster 2000, Niklasson i in. 2010, Szabo 2010).

Ochroną bierną jeszcze do lat siedemdziesiątych ubiegłego wieku chętnie obejmowano różne ekosystemy, często nawet półnaturalne, co szybko prowadziło do ich zaniku. Obecnie ta forma ochrony wydaje się być w odwrocie. Podstawy działań w celu ochrony gatunków zostały określone w Konwencji o różnorodności biologicznej (*Convention on Biological Diversity – CBD*) przyjętej w 1992 w Rio de Janeiro. W tym samym czasie w Unii Europejskiej było w tym samym czasie uchwalono Dyrektywę Siedliskową, która jest podstawowym prawem Wspólnoty, mającym na celu ochronę siedlisk przyrodniczych i gatunków oraz zatrzymanie procesu utraty różnorodności biologicznej. Wdrażanie Dyrektywy Siedliskowej

nakładającej obowiązek tworzenia i zarządzania siecią obszarów Natura 2000 w Unii Europejskiej wymaga wręcz, ze względu na przedmiot ochrony (m.in. fitocenozy półnaturalne), stosowania czynnych form ochrony przyrody (Evans 2008). Wprowadzenie przy tym pojęcia właściwego stanu ochrony siedliska przyrodniczego lub gatunku wymienionego w załącznikach DS a także nakładania obowiązku jego zachowania lub przywracania, jeśli jego struktura i funkcje odbiegają od przyjętego naturalnego wzorca, zmieniło kierunek ochrony również i w przypadku ekosystemów leśnych. Część bowiem leśnych siedlisk przyrodniczych i gatunków z Dyrektywy Siedliskowej było związanych z utrzymaniem specyficznego użytkowania np. świetliste dąbrowy – pasterstwo. W tym też celu istnieją specjalne fundusze m.in. LIFE+ dedykowane odtwarzaniu rzadkich siedlisk. Stąd jeden z aktualnie intensywnie rozwijających się trendów w ochronie przyrody dotyczy odtwarzania zagrożonych siedlisk przyrodniczych i gatunków. Ten przyjęty kierunek ochrony przyrody jest istotny, gdyż obszary Natura 2000 w Europie są najpowszechniejszą formą ochrony przyrody, która w 50% dotyczy lasów (EEA 2010). Z drugiej strony w wytycznych zawartych w DS, czy systemach certyfikacji lasów, dąży się do wzrostu udziału drzew starych i o ponad przeciętnych wymiarach, czy też znaczących ilości martwego drewna. Ograniczenie stosowania zrębów zupełnych i szybka interwencja po wystąpieniu zaburzeń, polegająca na odnowieniu lasu, prowadzi do zaniku środowisk lasów świetlistych i gatunków ciepłolubnych. Wiele siedlisk przyrodniczych (m.in. kwaśne i świetliste dąbrowy, bory chrobotkowe, buczyny storczykowe) i gatunków (m.in. obuwik pospolity, sasanka otwarta, dzwoniecznik wonny, leniec bezpodkwiatkowy) wręcz wymaga tego typu zaburzeń. Zmiany siedlisk przyrodniczych będą też warunkowane zmianami globalnymi środowiska. W ostatnim stuleciu temperatura wzrosła o 0,74°C a w następnym stuleciu przewiduje się wzrost o 1,1°C – 6,4°C w zależności od przyjętych scenariuszy (IPCC 2013). Tym samym pod wpływem ocieplania się klimatu, potencjalne zasięgi gatunków drzew będą przesunąć się na północ. W scenariuszu umiarkowanym, dominująca dziś w Europie Środkowej i Wschodniej sosna zostanie wyparta przez dąb i buk. Według scenariusza skrajnego na przeważającym obszarze Polski panować będą natomiast dogodne warunki dla południowych, zimozielonych gatunków dębów (jak dąb korkowy – *Quercus suber* czy dąb ostrolistny – *Quercus ilex*). Tym samym w skali Europy do końca obecnego stulecia udział powierzchniowy świerka pospolitego zmniejszy się z ok. 30% do ok. 15%, a sosny zwyczajnej z ok. 25% do poniżej 10%. Zwiększeniu ulegnie natomiast udział powierzchni gatunków dębów strefy umiarkowanej (z ok. 10% do ok. 20%), a przede wszystkim gatunków dębów zimozielonych z ok. 15% do blisko 50% (Hanewinkel 2014). Ważną rolę w ograniczaniu skutków zmian klimatu będą odgrywały korytarze ekologiczne, pozwalające na migracje gatunków i ich ochronę przed lokalnym wymieraniem i totalnym wyginięciem (Jędrzejewski i in. 2006). Zapewne będzie też rosła antropopresja, gdyż wzrasta liczba ludności, jak i tempo wykorzystania zasobów na Ziemi. Dziś ludzkość wykorzystuje odpowiednik 1,5 planety, czyli tyle potrzebujemy na dostarczenie zasobów, których używamy i by zagospodarować nasze odpady. To oznacza, że już teraz upłynęłoby na Ziemi półtora roku, by zregenerować się mogły zasoby zużyte w jednym roku. Umiarkowane scenariusze ONZ wskazują, że jeśli obecna populacja ludzkości i tendencje spożycia się utrzymają, to w 2030 roku, będziemy potrzebować równowartości dwóch Ziemi (Ewing i in. 2010). Stąd niezwykle istotnym celem jest pogodzenie różnych celów rozwoju gospodarczego, w tym gospodarki leśnej, z celami ochrony przyrody i środowiska.

## Ochrona bierna – jej schylek czy przyszłość w ochronie przyrody?

Obszar parków narodowych w Polsce to 314 619,4 ha, w tym pod ochroną ścisłą 71 294,3 ha), co stanowi 22%. W największym stopniu ochrona ścisła reprezentowana jest w Bieszczadzkiem PN (aż 63,6%), Tatrzańskim PN (58,7%) oraz Białowieskim PN (54,4%). Ochrona częściowa dotyczy 64% powierzchni parków na której prowadzi się ochronę czynną. Pozostałe obszary parków narodowych są objęte ochroną krajobrazową. Fitocenozy leśne w parkach narodowych stanowią 61,4% powierzchni (Kalinowska 2014). W Polsce jest 1481 rezerwatów przyrody, w tym 722 leśne (48%). Powierzchnia rezerwatów leśnych wynosi 40% powierzchni wszystkich rezerwatów (165 532 ha). Ochroną ścisłą objęte jest 3% powierzchni wszystkich rezerwatów leśnych, a 86% wszystkich rezerwatów znajduje się na terenie Lasów Państwowych. Aktualne plany ochrony w rezerwach na terenie LP obowiązują dla 27% obiektów (Błasiak 2009).

Wyniki badań z obszarów ochrony ścisłej są zawsze istotne z punktu widzenia celów ochrony przyrody, jak i prowadzenia gospodarki leśnej. Niezwykle ważnym w skali regionu jest obszar ochrony ścisłej w Białowieskim Parku Narodowym, którego ekosystemy leśne są uważane za wzorzec naturalności i kompozycji gatunkowej lasów strefy umiarkowanej. Obecnie lasy w BPN kształtują się pod wpływem warunków środowiska, które na terenie Puszczy zmieniły się i to w zaskakująco krótkim czasie, co wywarło również istotny wpływ na kierunki sukcesji w ekosystemach leśnych. Temperatura powietrza mierzona w Białowieży od 1950 roku wzrosła o 1°C, a największy wzrost wystąpił w okresie zimowym +1,2°C (Czerepko i in. 2007). W ciągu ostatnich 60 lat opady kształtowały się na różnym poziomie. Przy średniej sumie opadów rocznych z wielolecia wynoszącej 630 mm, można wyróżnić zarówno okresy suche, jak i mokre. W latach 1950-1966 przeciętne opady roczne wynosiły 528 mm, a w latach 1967-1980 było stosunkowo dużo opadów – średnio 738 mm. Od 1981 r. opady nieco obniżyły się i wynoszą ok. 610 mm (Czerepko i in. 2007). Warto przy tym zwrócić uwagę, że wiele powierzchni charakteryzujących zespoły leśne BPN było zakładanych w latach 60. i 70 XX w. (Sokołowski 1993), czyli w okresie kiedy były znacznie wyższe opady, jak i niższe temperatury powietrza. Deficyt opadów, jak i wzrost temperatury powietrza i przez to wyższa transpiracja, niekorzystnie wpływa na funkcjonowanie siedlisk bagiennych i łągowych. Średni poziom wody gruntowej w tych siedliskach zaledwie w przeciągu dwudziestu lat suchych obniżył się o 15 cm, ograniczając zalewy, jak i stagnowanie wód kształtujących strukturę roślinności mokradeł (Czerepko i in. 2007). Szczególnie okres ostatnich dwóch dekad lat 1990. i 2000. spowodował zmiany w siedliskach hydrogenicznych i roślinności na nich występującej. Badania prowadzone na 93 powierzchniach wszystkich typów siedlisk bagiennych i łągowych w Rezerwacie Ścisłym BPN (badania zostały zrealizowane w ramach grantu własnego Ministerstwa Nauki Szkolnictwa Wyższego – grant numer 3 P06L 003 23), obejmowały wszystkie naturalne typy mokradeł leśnych spotykanych na badanym terenie (Czerepko i Sokołowski 2006, Czerepko 2008). Z analizy roślinności w okresie 1960-2005 wynika, że środowiska mokradeł w BPN podlegają procesom sukcesji, która jest warunkowana osuszaniem siedlisk w wyniku obniżenia poziomu wód gruntowych i zmianami klimatycznymi, m.in. wzrostem temperatury powietrza przy jednoczesnym spadku ilości opadów. Zmniejszenie się wilgot-

ności gleb prowadzi do przyspieszonego procesu rozkładu torfu i przez to wzrostu żyzności i pH gleb. Zmiany warunków siedliskowych powodują istotne przekształcenia składu florystycznego runa, jak i struktury fitocenozy siedlisk bagiennych i łągowych. Badania roślinności wskazywały jednoznacznie na osuszenie się siedlisk w ciągu ostatnich czterdziestu lat.

Zmniejszenie się wilgotności siedlisk spowodowało wzrost pokrycia warstwy zielnej i krzewów, przy jednoczesnej redukcji pokrycia warstwy mchów. W składzie gatunkowym runa zaznaczył się proces zanikania gatunków charakterystycznych dla torfowisk, takich jak *Sphagnum* spp., mających zasadnicze znaczenie w procesie wzrostu miąższości torfu. Na siedliskach lasów bagiennych następuje ekspansja szeregu gatunków mezo- i eutroficznych lasów liściastych, głównie w wyniku postępującego procesu mineralizacji torfu i przez to wzrostu żyzności tych siedlisk. Największe zmiany w składzie florystycznym runa zaszły w zespole borealnej świerczyny, a najmniejsze w zespole sosnowego boru bagiennego i łągu jesionowo-olszowego (Czerepko 2008).

Z prowadzonych obecnie badań na siedliskach świeżych i wilgotnych m.in. na terenie obszaru ochrony ścisłej BPN (temat BLP-370 zlecony przez Dyrekcję Generalną Lasów Państwowych) wynika, że nastąpił spadek pokrycia warstwy drzew, a w szczególności dotyczyło to pierwszego piętra drzewostanu. Jednocześnie wzrosło pokrycie drugiego piętra drzewostanu oraz warstwy krzewów i roślinności zielnej. Pokrycie warstwy mchów zmniejszyło się w największym stopniu w zespołach borów i borów mieszanych. Największy spadek bogactwa gatunkowego odnotowano w zespole grądu miodownikowego *Melitti-Carpinetum* – średnio blisko 3 gatunki roślin. Przeciętna liczba gatunków roślin zielnych w badanych zespołach występujących na siedliskach świeżych i wilgotnych wzrosła o blisko dwa taksony, a mchów zmniejszyła się również o dwa. Tym samym przeciętna liczba gatunków roślin przypadająca na jedno zdjęcie fitosocjologiczne po 50 latach nie uległa zmianie (dokumentacja ze 142 powierzchni badawczych).

Największy wzrost bogactwa gatunkowego odnotowano w zespołach borów i borów mieszanych, a najmniejszy w grądach *Tilio-Carpinetum* i dębniaku turzycowym *Carici elongatae-Quercetum*. Spadek ogólnej liczby gatunków stwierdzono przede wszystkim w grądzie miodownikowym *Melitti-Carpinetum*. W lasach BPN zanikają gatunki borowe z klasy *Vaccinio-Piceetea*, jak i rzędu *Quercetalia pubescenti-petraeae*, przy zwiększeniu frekwencji i ilościowości gatunków grądowych z rzędu *Fagetalia sylvaticae* oraz związku *Carpinion betuli*. Są to gatunki regenerujących się fitocenozy grądów zaliczane do tzw. gatunków starych lasów (Dzwonko i Loster 2001). Poza tym w siedliskach, gdzie dominował świerk w drzewostanie, następuje proces murszenia leżących pni i pojawia się tym samym wiele gatunków mchów związanych z rozkładającym się drewnem. Powszechnie obserwowany jest wzrost udziału w dolnych warstwach drzewostanu gatunków liściastych takich, jak lipa, grab, klon oraz leszczyna, w szczególności na siedliskach borów mieszanych i lasów mieszanych (Czerepko i in. 2012).

W badanych zespołach mokradeł leśnych w porównywalnym okresie na terenie BPN uzyskano nieco inne wyniki niż w przypadku siedlisk występujących na glebach mineralnych. W siedliskach świeżych i wilgotnych jednak różnice są zdecydowanie większe jeśli chodzi o zmiany ogólnej liczby gatunków, a w szczególności o wzrost liczby gatunków mchów i roślin zielnych. Można zauważyć, że siedliska świeże i wilgotne silniej zareagowały na zmiany strukturalne, głównie jeśli chodzi o warstwę drugiego piętra, niż siedliska bagienne i łągowe. Jednym z powodów zmian w strukturze drzewostanu jest obserwowany rozpad pierwszego piętra mający miejsce głównie w siedliskach borów i borów mieszanych

w wyniku ustępowania świerka, co też zaobserwowano na mokradłach leśnych Puszczy, szczególnie na siedliskach borealnej świerczyny (Sokołowski 1999, Czerepko 2008).

Spontaniczne zmiany sukcesyjne, szczególnie w zespołach ze znacznym udziałem gatunków iglastych, oprócz zmian globalnych, są wynikiem sukcesji regeneracyjnej po dawnych zniekształceniach m.in. powszechnym występowaniu do końca XIX wieku pożarów na terenie Puszczy (Niklasson i in. po 2010). Duża częstotliwość pożarów miała istotny wpływ na strukturę fitocenozy leśnych i sprzyjała powszechnemu odnowieniu sosny na większości siedlisk leśnych w Puszczy. Ogień przyczynił się nie tylko do wzrostu udziału sosny, ale zapewniał dostęp światła do dna lasu i rozwój gatunków światłolubnych i ciepłolubnych występujących niegdyś powszechnie na terenie Puszczy, jak i w bogatych niegdyś florystycznie rezerwatach przyrody np. Lipiny, Sitki, Starzyna, Krajobrazowy (Sokołowski 1964, 1991, 1996). Po pożarze często występował wypas zwierząt gospodarskich, co jeszcze bardziej sprzyjało rozwojowi gatunków światłolubnych.

Za czynniki wpływające na tempo regeneracji fitocenozy leśnych przyjmuje się: a) czas jaki upłynął od momentu ustąpienia czynnika zaburzającego np. pożaru, b) zżyłość siedliska, c) odległość od ostoi gatunków – refugium zbiorowisk o wysokim stopniu naturalności, d) obecność dróg migracji gatunków czyli występowanie korytarzy ekologicznych, e) wspomaganie procesu poprzez reintrodukcję gatunków typowych w drzewostanie, jak i w niższych warstwach fitocenozy.

W oparciu o wyniki badań z terenu BPN, jak i najdłuższe cykle obserwacji zmian składu gatunkowego fitocenozy leśnych w lasach Europy Środkowej (Matuszkiewicz 2007), można uznać, że do najbardziej trwałych typów lasu zaliczyć można buczyny i grądy, choć i w przypadku tych zespołów obserwuje się zanik wariantów i podzespołów z udziałem gatunków ciepłolubnych. Grądy i buczyny zwiększają swój areal występowania kosztem kwaśnych i światłolubnych dąbrów oraz borów mieszanych (Matuszkiewicz 2007, Hanewinkel 2014, Mölder i in. 2014).

Zapewne o wielu tego typu kierunkach zmian sukcesyjnych nie dowiedzieliśmy się, gdyby nie sieć obszarów podlegających ochronie bierniej. Z tego też m.in. powodu ochrona bierna lasów winna być podstawą w obiektach o najwyższym statusie ochronnym – parkach narodowych i rezerwatach.

Podstawowe konkluzje płynące z badań na terenach chronionych biernie można ująć w następujące stwierdzenia:

1. W wyniku spontanicznego podwyższania się zżyłości siedlisk leśnych wzrasta stopień niezgodności fitocenozy leśnych z siedliskiem.
2. Rozwój lasów naturalnych poddanych ochronie ścisłej prowadzi czasem do silnego ograniczenia, a nawet całkowitej eliminacji niektórych gatunków, w tym również gatunków rzadkich i cennych związanych z uprzednim sposobem użytkowania lasów. W zamian pojawiają się gatunki typowe dla starych lasów, często związane z martwym drewnem.
3. Lasy tym samym, zarówno z powodu ogólnie rozwijających się trendów w gospodarce leśnej, jak i spontanicznych zmian sukcesyjnych, będą coraz bardziej cenniejsze i nie będą stanowiły adekwatnych biotopów dla gatunków ciepłolubnych i światłolubnych.
4. W projektach planów ochrony rezerwatów i parków narodowych winien być postulowany wzrost udziału ochrony bierniej w ekosystemach leśnych, jako podstawa zabezpieczenia obszarów referencyjnych.
5. O wielu kierunkach zmian sukcesyjnych dowiadujemy się dzięki sieci obszarów podlegających ochronie bierniej.

## Wzrost znaczenia ochrony czynnej fitocenozy leśnych

Na wzrost znaczenia ochrony czynnej miały wpływ przede wszystkim następujące fakty:

1. Uchwalenie dyrektywy siedliskowej i wdrażanie ochrony obszarów Natura 2000 w oparciu o fundusze LIFE+ istotnie wpłynęło na rozpowszechnienie i rozwój metod ochrony czynnej.
2. Wiele gatunków i siedlisk z załączników Dyrektywy Siedliskowej wymaga ochrony czynnej.
3. Lasy stanowią największy udział (50%) w formach użytkowania gruntów sieci Natura 2000 w Europie.
4. Obszary Natura 2000 stanowią 20% obszaru Polski i obejmują 40% powierzchni Lasów Państwowych.

Leśne siedliska przyrodnicze podlegające ochronie w ramach europejskiej sieci ekologicznej Natura 2000 mają swoje odzwierciedlenie w jednostkach fitosocjologicznych różnej rangi. W sumie w Polsce występuje 18 typów leśnych siedlisk przyrodniczych z załącznika I DS. Niewątpliwie podstawowym celem określonym w Dyrektywie Siedliskowej jest zachowanie lub przywrócenie właściwego stanu siedliska przyrodniczego lub gatunku (Dyrektywa 92/43/EWG w sprawie ochrony siedlisk przyrodniczych oraz dzikiej fauny i flory). W artykule 1 DS za właściwy stan ochrony siedliska (ang. favourable conservative status of a natural habitat) przyjmuje się, gdy: a) jego naturalny zasięg jest stały lub zwiększa się, b) zachowuje ono specyficzną strukturę, c) stan ochrony jego typowych gatunków jest sprzyjający (ich naturalny zasięg i liczebność nie zmniejsza się, areale ich środowisk pozostają bez zmian lub rosną w dającej się przewidzieć przyszłości).

Postawienie takiego celu może być uważane za sprzeczne z ideą ochrony biernej, która ma chronić naturalne procesy ekologiczne bez względu na ich kierunek. W praktyce dla takich siedlisk jak buczyny czy też grądy, zachowanie naturalnych procesów będzie sprzyjające i wpłynie pozytywnie na poprawę wielu wskaźników uznawanych w metodykach oceny stanu siedlisk za kardynalne, czyli np. udział drzew starych >100 lat, martwego drewna itd. Stąd w przypadku wielu rezerwatów, w których grądy stanowią podstawowy zespół roślinny, będzie postulowana ochrona bierna. Jednak w przypadku siedlisk przyrodniczych i odpowiadających im zbiorowisk roślinnych, które powstawały dzięki działalności człowieka, czyli m.in. kwaśnych i świetlistych dąbrów, borów chrobotkowych, ochrona bierna prowadzić będzie do powszechnie obserwowanego procesu regresji zespołów (Jakubowska-Gabara 1996, Dzwonko i Gawroński 2002). W sieci obszarów chronionych Natura 2000 dominującymi leśnymi siedliskami przyrodniczymi są grądy, zajmujące 333,5 tys. ha, a następnie żyzne i kwaśne buczyny, pokrywające odpowiednio 302,1 tys. ha i 137,6 tys. ha. Kwaśne dąbrowy stanowią blisko 90 tys. ha, duży obszar, bo aż 21 tys. ha zajmują bory chrobotkowe, a ok. 2 tys. ha. ciepłolubne dąbrowy (baza Invent – Czerepko i Tabor 2013). Łącznie podczas powszechnej inwentaryzacji siedlisk przeprowadzonej przez pracowników Lasów Państwowych z udziałem ekspertów w latach 2006-2008 stwierdzono siedliska leśne z załącznika I na powierzchni 1,5 mln ha, co stanowi 19,6% powierzchni lasów Państwowych (Błasiak 2009). Dla porównania obszary NATURA 2000 zajmują w Lasach Państwowych 38%, a w lasach prywatnych szacuje się ich udział na 20%. Powierzchnia leśna w obszarach Natura 2000 w Polsce stanowi 33% (Czerepko i Tabor 2013).

Stan zachowania siedlisk w trakcie prowadzonych prac inwentaryzacyjnych określono w przeważającej części – 48,4% – jako B, co może w uproszczeniu odpowiadać U1 w terminologii przyjętej przez monitoring siedlisk w UE. Siedliska zachowane w stanie zadowalającym (A) stanowią zaledwie 16,2%, natomiast w stanie C, czyli odpowiadającym U2 – aż 35,4%. Najczęściej odnotowywane w trakcie inwentaryzacji zbiorowiska grądów należą jednocześnie do najsilniej przekształconych, z 41% udziałem stanu C w przypadku grądów subkontynentalnych i środkowoeuropejskich, a 55% w grądach subatlantyckich. Oficjalne dane z ostatniego raportu (za lata 2006-2012), które zbierano w oparciu o metodykę Państwowego Monitoringu Środowiska opracowaną przez Instytutu Ochrony Przyrody PAN w Krakowie wskazują, że w regionie kontynentalnym obejmującym 96% powierzchni kraju, w stanie w FV było 19% a w U1 – 55% i U2 – 26% siedlisk. Za to w regionie alpejskim zajmującym 4% powierzchni kraju (Sudety i Karpaty) aż 93% siedlisk ma stan FV (strona internetowa Głównego Inspektora Ochrony Środowiska – <http://www.gios.gov.pl/>). W związku z podanymi danymi większość siedlisk położonych na obszarach Natura 2000 może wymagać przywrócenia właściwego stanu ochrony zgodnie z zapisem a w art. 1 Dyrektywy Siedliskowej. Jednym z podstawowych wskaźników oceny stanu siedliska jest ilość martwego drewna grubego. Przyjęte w Polsce kryteria oceny siedlisk przyrodniczych na podstawie ilości martwego drewna uważa się za mało przystające do rzeczywistości, jak i nie znajdujące porównania w metodykach wielu krajów UE, gdzie są one mniej restrykcyjne. Uważa się, że określone wysokie progi ilości martwego drewna mogą przynieść znaczne ograniczenia funkcji produkcyjnej, czy też rekreacyjnej lasów. Ostatnio, wartości progowe, jak i wskaźniki oceny stanu siedlisk zmodyfikowano. Wskaźnikiem kardynalnym jest obecnie martwe drewno wielkometryrowe (>50 cm grubości i >3 m długości). Dotychczas był to procent miąższości drewna martwego do zapasu drzewostanu żywego (było to najczęściej 10% dla właściwego stanu ochrony siedliska). Wprowadzenie wskaźnika drewna wielkometryrowego, jako kardynalnego dla parametru struktura i funkcja siedliska, jeszcze bardziej pogorszy stan leśnych siedlisk przyrodniczych (Czerepko 2014).

Na przestrzeni ostatnich 100 lat ochrona przyrody ewoluowała od ochrony biernej po najnowszy, aktualnie burzliwie rozwijający się trend w ochronie czynnej dotyczący odtwarzania ekosystemów. Metody ochrony czynnej są już stosowane w stosunku do ochrony niektórych gatunków a przewiduje się, że podobnie jak w wielu krajach UE, będą one coraz bardziej powszechne dla gatunków zagrożonych z załączników DS np. sasanki, obuwika, czy też siedlisk ciepłolubnych dąbrów, mokradeł, które ulegają regresji w wyniku zaniku historycznych form użytkowania lasu (Götmark 2013, Czerepko i in. 2014, Mölder i in. 2014). Dobrym przykładem ochrony czynnej są programy rolno-środowiskowe i byłoby wskazane, aby tego rodzaju rozwiązania można stosować w leśnictwie. Programy te znacznie przyczyniły się do odtworzenia muraw, jak i łąk wymienionych w załącznikach DS. W przypadku siedlisk leśnych należy dalej rozwijać programy badawcze, które pozwolą na ocenę metod czynnej ochrony ekosystemów leśnych. W Polsce jesteśmy w przededniu takich rozwiązań, które stosowane są na szeroka skalę w wielu krajach UE.



## Wnioski

1. Przywrócenie dawnych form użytkowania lasów jest o wiele łatwiejsze w regionach, gdzie leśnictwo jest silnie związane z rolnictwem – tzw. agroleśnictwo np. w Danii, Norwegii.
2. Program NATURA 2000 jest ukierunkowany przede wszystkim na czynną ochronę ekosystemów, ale nie wyklucza jednocześnie stosowania ochrony biernej. Ze względu na długotrwałość procesów sukcesyjnych jak i nie zweryfikowane praktycznie metody ochrony oraz ograniczone środki przeznaczone na ochronę czynną siedlisk i gatunków leśnych (głównie fundusze LIFE+), odczuwa się nadal brak uzasadnionych wskazań praktycznych. Szczególnie dotyczy to wpływu gospodarki leśnej na stan ochrony siedlisk i gatunków i stąd pojawia się pole do spekulacji.
3. Zapewne ograniczona interwencja na obszarach o najwyższej formie ochrony w szczególności, gdy dotyczy przywracanie zgodności fitocenozy z biotopem z wykorzystaniem naturalnych procesów rozwojowych, zachodzących w zbiorowiskach leśnych na żyznych siedliskach.
4. Istotne jest, by nie generalizować kierunków działań ochronnych, lecz różnicować sposoby oraz metody ochrony leśnych siedlisk przyrodniczych i gatunków w zależności od celów wyznaczanych indywidualnie dla każdego obiektu chronionego.

## Literatura

- Ausden M. 2007. *Habitat Management for Conservation*. Oxford University Press, Oxford.
- Błasiak J. 2009. *Formy ochrony przyrody w Lasach Państwowych*. Prezentacja podczas konferencji z udziałem dyrektorów RDLP i RDOŚ, OKL Gołuchów, 24-25.03.2009.
- Chape S., Spalding M., Jenkins M.D. 2008. *UNEP World Conservation Monitoring Centre, The world's Protected Areas*. University of California Press, Berkeley.
- Czerepko J., Sokołowski A.W. 2006. *Zmiany roślinności mokradel leśnych na terenie Białowieskiego Parku Narodowego w przeciągu ostatnich 30-40 lat badań*. Materiały z konferencji jubileuszowej z okazji 85-lecia Białowieskiego Parku Narodowego "Nauka – Przyroda – Człowiek", 9-10.06.2006 r. Wyd. BPN, Białowieża: 39-58.
- Czerepko J., Boczoń A., Pierzgałski E., Sokołowski A.W., Wróbel M. 2007. *Habitat diversity and spontaneous succession of forest wetlands in the Białowieża primeval forest*. In: Okruszko T. et al. (Eds.), *Wetlands: Monitoring, Modelling and Management*. Taylor & Francis/Balkema, Leiden: 37-43.
- Czerepko J. 2008. *A long-term study of successional dynamics in the forest wetlands*. *For. Ecol. Manage.* 255: 630-642.
- Czerepko J., Sokołowski K., Cieśla A., Paluch R., Gawryś R. 2012. *Długookresowe zmiany składu florystycznego naturalnych zbiorowisk leśnych w Puszczy Białowieskiej*. Sprawozdanie etap II. Maszynopis, IBL.
- Czerepko J., Tabor J. 2013. *Rola siedlisk przyrodniczych w planowaniu urządzeniowym*. W: *Planowanie w gospodarstwie leśnym XXI wieku, V Sesja Zimowej Szkoły Leśnej*, 19-21.03.2013. IBL, Sękocin Stary: 267-302.

- Czerepko J. 2014. Idea i realizacja założeń sieci Natura 2000 w leśnictwie. Post. Tech. Leś. 126: 7-11.
- Czerepko J., Gawryś R., Cieśla A. 2014. Wpływ zagospodarowania lasu na stan zachowania sasanki otwartej *Pulsatilla patens* (L.) MILL. Sylwan 1: 26-33.
- Dzwonko Z., Loster S. 2001. Wskaźnikowe gatunki roślin starych lasów i ich znaczenie dla ochrony przyrody i kartografii roślinności. Prace Geogr. 178: 119 -132.
- Dzwonko Z., Gawroński S. 2002. Effect of litter removal on species richness and acidification of a mixed oak-pine woodland. Biol. Conserv. 106.3: 389-398.
- EEA 2010. 10 messages for 2010 forest ecosystems. EEA, Kopenhaga.
- Evans D. 2008. The habitats of the European Union Habitats Directive. Biology & Environment: Proceedings of the Royal Irish Academy 106.3: 167-173.
- Ewing B., Moore D., Goldfinger S., Oursler A., Reed A., Wackernagel M. 2010. The Ecological Footprint Atlas 2010. Oakland: Global Footprint Network.
- Forest Europe, State of Europe's Forests 2011. Status and trends in sustainable forest management in Europe. Ministerial Conference on the Protection of Forests in Europe, Oslo (2011).
- Foster, D.R., 2000. Conservation lessons and challenges from ecological history. For. Hist. Today, 2-11, publikacja dostępna na stronie <http://www.foresthistory.org/publications/FHT/fhtfall00.html>.
- Götmark F. 2013. Habitat management alternatives for conservation forests in the temperate zone: Review, synthesis, and implications. For. Ecol. Manage. 306: 292-307.
- Hanewinkel M. 2014. Ryzyko hodowlane w zmieniającym się klimacie. Materiały z VI Sesji Zimowej Szkoły Leśnej przy IBL, Sekocin Stary: 88-100.
- Hobbs R.J., Cramer V.A. 2008. Restoration ecology: interventionist approaches for restoring and maintaining ecosystem function in the face of rapid environmental change. Ann. Rev. Environ. Resour. 33: 39-61.
- IPCC. 2013. Climate Change: 2013. The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Jakobowska-Gabara J. 1996. Decline of *Potentillo albae-Quercetum* Libb. 1933 phytocoenoses in Poland. Vegetatio 124: 45-59.
- Jędrzejewski W. Międzynarodowa Konferencja naukowo-techniczna "Ochrona dziko żyjących zwierząt w projektowaniu i realizacji inwestycji transportowych – doświadczenia i problemy. Łagów 20-22.06.2011
- Kalinowska A. 2014. Idea i miejsce parków narodowych w XXI wieku. Parki narodowe w systemie ochrony przyrody w Polsce – stan obecny i przyszłość. Referat wygłoszony podczas Panelu "Ochrona" w ramach prac nad Narodowym Programem Leśnym, 24.06.2014 r., IBL Sekocin Stary – <http://www.npl.ibles.pl/>.
- Matuszkiewicz J.M. (red.) 2007. Geobotaniczne rozpoznanie tendencji rozwojowych zbiorowisk leśnych w wybranych regionach Polski. Warszawa, Monografie IGiPZ PAN 8.
- Mölder A., Streit M., Schmidt W. 2014. When beech strikes back: How strict nature conservation reduces herb-layer diversity and productivity in Central European deciduous forests. For. Ecol. Manage. 319: 51–61.
- Niklasson M, Zin E, Zielonka T, Feijen M, Korczyk A.F., Churski M, Samojlik T, Jędrzejewska B, Gutowski J.M., Brzeziecki B. 2010. A 350-year tree-ring fire record from Biało-

- wieża Primeval Forest, Poland: implications for Central European lowland fire history. *J. Ecol.* 98: 1319-1329.
- Raport o stanie lasów w Polsce 2012. 2013. Centrum Informacyjne Lasów Państwowych, Warszawa.
- Sokołowski A.W. 1964. Roślinność rezerwatu Lipiny w Puszczy Białowieskiej. *Ochr. Przyr.* 30: 127-139.
- Sokołowski A.W. 1991. Roślinność rezerwatu Sitki w Puszczy Białowieskiej. *Ochr. Przyr.* 48: 85-103.
- Sokołowski A.W. 1993. Fitosocjologiczna charakterystyka zbiorowisk leśnych Białowieckiego Parku Narodowego. *Parki Nar. Rez. Przyr.* 12.3: 5-190.
- Sokołowski A.W. 1996. Szata roślinna Rezerwatu im. Władysława Szafera w Puszczy Białowieskiej. *Ochr. Przyr.* 53: 37-86.
- Sokołowski A.W. 1999. Zmiany sukcesyjne zbiorowisk leśnych w rezerwacie Wysokie Bagno w Puszczy Białowieskiej. *Parki Nar. Rez. Przyr.*, 18, 1: 9-18.
- Szabo P. 2010. Driving forces of stability and change in woodland structure: a case study from the Czech lowlands. *For. Ecol. Manage.* 259: 650-656.

**Janusz Czerepko**

Instytut Badawczy Leśnictwa,  
j.czerepko@ibles.waw.pl