

# Martwe drewno – żywy problem

Janusz Czerepko, Jacek Hilszczański, Marek Jabłoński

**Abstrakt.** Martwe drewno jest jednym z istotnych czynników decydujących o bioróżnorodności leśnej, a związane z nim organizmy reprezentują często rzadkie i zagrożone elementy fauny i flory. Związki pomiędzy martwym drewnem a organizmami saproksylicznymi podlegają wielostronnemu wpływowi, do których należą m.in.: czasowa i przestrzenna charakterystyka rozmieszczenia drewna, jego jakość oraz ilość. W lasach gospodarczych na mechanizmy funkcjonowania środowiska związanego z martwym drewnem nakładają się funkcje produkcyjne oraz uwarunkowania towarzyszące prowadzeniu różnorodnych zabiegów, np. hodowlanych, ochroniarskich itp. Czy w lasach gospodarczych możliwe jest wypracowanie skutecznych zasad gospodarowania martwym drewnem, zwłaszcza jeśli chodzi o tzw. docelowe miąższości? Czy możliwe jest zawarcie kompromisu uwzględniającego potrzeby ochrony przyrody i gospodarki leśnej, zapewniającego zachowanie środowisk rozwoju organizmów saproksylicznych przy jednoczesnym zaspokojeniu innych funkcji lasu?

**Słowa kluczowe:** gatunki saproksyliczne, jakość i miąższość martwego drewna, docelowa ilość martwego drewna, wielkoobszarowa inwentaryzacja stanu lasu, projekt BioSoil Forest Biodiversity.

**Abstract. Dead wood – a living problem.** Dead wood is one of the crucial factors deciding on the forest biodiversity, and organisms associated with them represents often rare and endangered elements of the flora and fauna. Connections between dead wood and saproxylic species are subject to multilateral influences, to which belong, among others: temporal and spatial characteristics of wood distribution, its quality and the volume.

In managed forests the mechanisms of functioning of the environment is associated with dead wood and accompanying conditioning are overlapping each other for conducting different treatments e.g. silviculture, nature protection and others. Whether in managed forests developing effective principles of the dead wood management is possible, especially related to so-called target amounts? Whether the compromise is possible, taking into account needs of the conservation of nature and the forest management, ensuring the conservation of habitats of saproxylic species and simultaneously satisfying other functions of forest?

**Key words:** saproxylic species, deadwood quality and amount, target amounts of dead wood, national forest inventory, BioSoil Forest Biodiversity project.

## Wprowadzenie

Drewno martwych, zamierających oraz żywych drzew jest ważnym elementem ekosystemu, stwarzającym warunki rozwoju dla wielu organizmów saproksylicznych związanych z zamierającym lub martwym drewnem wg definicji Council of Europe (Speight 1989), wśród których znaczna część należy do gatunków zagrożonych, ginących i chronionych. W gospodarce leśnej kładzie się coraz większy nacisk na ochronę organizmów saproksylicznych, co podkreślają zobowiązania podjęte przez Polskę (Konwencja Berneńska, Dyrektywa habitatowa) i co odgrywa ważną rolę w zasadach certyfikacji. Sieć troficzna gatunków saproksylicznych obejmuje owady, ptaki, ssaki, mięczaki, grzyby, pasożytnictwa, epiksyle (m.in. mchy, porosty) i jest mocno rozbudowana, a interakcje gatunkowe organizmów zależnych od martwego drewna wciąż podlegają poznaniu (Stockland i in. 2012). Poza tym martwe drewno to nie tylko istotne środowisko dla rozwoju wielu gatunków zwierząt i roślin – epifitów, jego istnienie warunkuje także odnowienie lasu, szczególnie na siedliskach hydrogenicznych czy górskich (Zielonka 2006).

Tak istotna i wciąż w świetle badań rosnąca rola martwego drewna w ekosystemach leśnych spowodowała, że zaczęto podejmować działania mające na celu określenie jego ilości poprzez inwentaryzację. Wyniki odnośnie do przeciętnych ilości martwego drewna czy to w układzie typów lasu, czy wieku drzewostanów, czy też poszczególnych regionów i krajów, stanowią punkt wyjścia do szerszej dyskusji i poszukiwania odpowiedzi na nurtujące pytanie co do docelowych miąższości martwego drewna w lasach. Przyjęte ilości martwego drewna winny spełniać z jednej strony wymagania jak największej grupy gatunków, a z drugiej strony godzić poszczególne funkcje lasów.

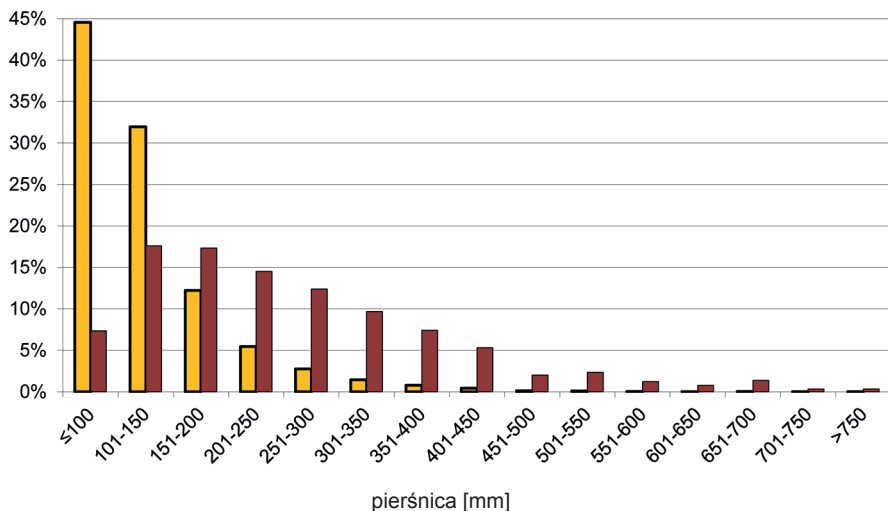
## Ilość i struktura martwego drewna

Wiarygodnych informacji o miąższości i strukturze martwego drewna na poziomie kraju dostarczają pomiary wielkoobszarowej inwentaryzacji stanu lasu (WISL). Z obserwacji prowadzonych w latach 2005–2009 (I cykl WISL) na około 28 tysiącach powierzchni próbnych wynika, że przeciętna miąższość martwego drewna w polskich lasach wynosi około 5,7 m<sup>3</sup>/ha (BULiGL 2010). Ilość martwego drewna jest wyraźnie zróżnicowana przestrzennie. Zdecydowanie poniżej średniej kształtuje się ilość martwego drewna w krainie Wielkopolsko–Pomorskiej (2,3 m<sup>3</sup>/ha), Małopolskiej (3,8 m<sup>3</sup>/ha) i Mazowiecko–Podlaskiej (4,0 m<sup>3</sup>/ha). Natomiast w krainie Sudeckiej i Karpackiej miąższość martwego drewna wynosiła odpowiednio 14,8 m<sup>3</sup>/ha i 20,1 m<sup>3</sup>/ha. Opracowanie BULiGL (2010) dostarcza ponadto szczegółowych informacji o kształtowaniu się ilości martwego drewna w zależności od wieku drzewostanów, o strukturze gatunkowej i jakości martwego drewna określanej stopniem rozłożenia, w podziale na martwe drzewa stojące i leżące. W niniejszym artykule zwracamy uwagę na dodatkowe parametry charakteryzujące martwe drewno, nieopisane dotychczas w wynikach WISL, a związane z jego strukturą grubościową oraz zmianami zasobów martwego drewna.

Ze względu na ewentualne rozbieżności w definiowaniu martwego drewna wyjaśnienia wymaga przedmiot inwentaryzacji. Pomiarom w ramach WISL podlegają martwe drzewa stojące o pierśnicy wynoszącej co najmniej 7 cm w korze oraz martwe drewno leżące o średnicy w grubszym końcu wynoszącej co najmniej 10 cm w korze (Michalak i in. 2004, 2010). Na podstawie prowadzonych pomiarów określana jest miąższość grubizny (miąższość drewna o średnicy co najmniej 7 cm w korze).

Ze względu na odmienny sposób pomiaru i obliczania miąższości całych drzew (stojących, wyrwconych, ściętych, złamanych) oraz leżących fragmentów pni, gałęzi i tzw. złomów stojących (stojących fragmentów złamanych drzew) prezentacja danych WISL w układzie grubościowym wymaga odrębnego traktowania wymienionych pozycji. Na potrzeby niniejszej pracy posłużono się danymi źródłowymi z powierzchni próbnych oraz obliczoną przez BULiGL miąższością grubizny poszczególnych pozycji martwego drewna. Analizę struktury grubościowej wykonano na podstawie danych z I cyklu WISL (lat 2005–2009). Porównanie wyników pierwszych trzech lat II cyklu WISL (2010–2012) względem odpowiednich danych z I cyklu pozwoliło natomiast na ocenę zmian miąższości martwego drewna w czasie. Ze względu na stosowanie w ramach WISL powierzchni próbnych różnej wielkości (2, 4 i 5 arów) dane zamieszczone w bazach wymagały odpowiedniej kalibracji. Generalizację danych dla kraju wykonano z pominięciem stosowanych przez Biuro Urządzania Lasu i Geodezji Leśnej tzw. jednostek obliczeniowych (BULiGL 2010).

Według danych WISL z lat 2005–2009 około 40% martwego drewna ( $2,3 \text{ m}^3/\text{ha}$ ) z ogółem  $5,7 \text{ m}^3/\text{ha}$  stanowią martwe drzewa stojące (BULiGL 2010). Z przeprowadzonych obliczeń wynika, że około 75% martwych drzew stojących to drzewa o pierśnicy wynoszącej nie więcej niż 15 cm (ryc. 1). Fakt ten ma swoje uzasadnienie m.in. w dynamicznym wydzielaniu się drzew w młodości (Bruchwald 1988). Nieco inaczej przedstawia się struktura miąższościowa martwych drzew stojących. Udział miąższościowy drzew o pierśnicy do 15 cm wynosi około 25%. Ponad 8% wynosi udział miąższościowy drzew o pierśnicy powyżej 50 cm. W odniesieniu do powyższych danych warto zauważyć, że wg informacji zebranych na powierzchniach WISL przeciętna pierśnica sosny w wieku 101–120 lat wynosi 35 cm.



**Ryc. 1.** Struktura ilościowa i miąższościowa martwych drzew stojących wg klas grubości

*Fig. 1. Quantitative and volume structure of the standing dead trees according to classes of the thickness*

Według danych WISL średnio na hektar lasu przypada  $3,4 \text{ m}^3$  martwych drzew leżących (BULiGL 2010). Należy wyjaśnić, że do grupy tej wliczono m.in. drzewa złamane, których

miąższość podobnie, jak drzew ściętych i wyróconych określano poprzez pomiar ich pierśnicy i długości. Z kolei w przypadku leżących fragmentów pni i gałęzi oraz stojących złomów określano ich średnicę w połowie długości. Z przeprowadzonych analiz danych z powierzchni WISL zamieszczonych w bazie wynika, że w ujęciu miąższościowym zdecydowaną większość (prawie 80%) spośród drzew martwych leżących stanowią leżące fragmenty drzew.

W przypadku leżących fragmentów martwego drewna i złomów stojących udział miąższościowy drzew o średnicy w połowie długości wynoszącej co najwyżej 10 cm wynosi około 4%. Ponad połowę (55%) miąższości przypada na fragmenty drzew o średnicy w połowie długości wynoszącej mniej niż 25 cm. Około 12% w miąższości omawianej grupy martwego drewna stanowią pozycje o średnicy w połowie długości wynoszącej więcej niż 50 cm. Należy podkreślić, że w prezentowanych danych ze względu na inne miejsce pomiaru średnicy nie można bezpośrednio porównywać z danymi dotyczącymi martwych drzew stojących. Niemniej przeprowadzone obliczenia upoważniają do stwierdzenia, że martwe drzewa leżące (w tym stojące złomy) charakteryzują się większym udziałem drewna o średnicy ponad 50 cm.

Poza danymi z wielkoobszarowej inwentaryzacji lasu w roku 2007 zebrano dane dotyczące martwego drewna w ramach projektu BioSoil Forest Biodiversity, który był realizowany na zlecenie Komisji Europejskiej jako projekt demonstracyjny w ramach rozporządzenia *Forest Focus* (Czerepko 2008). Pomiarowi podlegały całe drzewa leżące i stojące, leżanina o grubości w cieńszym końcu powyżej 10 cm, jak i pniaki do wysokości 1,3 m, gdy ich grubość w miejscu cięcia lub złamania przekraczała 10 cm. Drewno martwe występowało na 95%, 438 powierzchni badawczych rozmieszczonych w siatce 16x16 km. Przedział występowania zawierał się od 0 do 298 m<sup>3</sup>/ha. Średnia zasobność drewna martwego była znacząca i wynosiła 9,6 m<sup>3</sup>/ha, w tym drewna leżącego obejmującego całe drzewa z koroną i leżaninę było 4,2 m<sup>3</sup>/ha, posuszu stojącego 2,8 m<sup>3</sup>/ha i pniaków 2,6 m<sup>3</sup>/ha. Tylko w 5% lasów w Polsce praktycznie nie stwierdzono obecności martwego drewna. Martwe drzewa stojące i leżące to drewno świeże bez większych oznak rozkładu, natomiast pniaki oraz leżanina charakteryzowały się znacznym zróżnicowaniem stopni rozkładu, a tym samym różnymi środowiskami życia organizmów saproksylicznych. Spośród analizowanych biotopów najwięcej martwego drewna stwierdzano w buczynach górskich 42 m<sup>3</sup>/ha, a najmniej w nizinnych borach i borach mieszanych 5 m<sup>3</sup>/ha. Wysokie wartości miąższości martwego drewna stwierdzano również w górskich borach i borach mieszanych (17 m<sup>3</sup>/ha), grądach (13 m<sup>3</sup>/ha) oraz siedliskach bagiennych i łągowych (11 m<sup>3</sup>/ha). Miąższość martwego drewna rośnie wraz z wiekiem drzewostanów i w pierwszej klasie wieku było to 3,6 m<sup>3</sup>/ha, gdzie 60% stanowiły pniaki, a w drzewostanach V klasy wieku miąższość martwego drewna wynosiła 18,4 m<sup>3</sup>/ha, z tego 50% stanowiła leżanina. Gdy weźmiemy pod uwagę powierzchnie BioSoil reprezentujące siedliska z załącznika I Dyrektywy Siedliskowej, to przeciętna miąższość martwego drewna jest wyższa o 5,6 m<sup>3</sup>/ha i wynosi 15,2 m<sup>3</sup>/ha. Mimo wyższych ilości martwego drewna na siedliskach przyrodniczych, to przyjęte wartości progowe dla poszczególnych stopni ochrony są tak wysokie (Mróz 2010, 2012a, b), że tylko 16% siedlisk miałyby właściwy stan ochrony, a 79% zły (Czerepko i in. 2013).

Prowadzenie pomiarów WISL w układzie ciągłym pozwala między innymi na coroczne prezentowanie wyników z ostatnich pięciu lat pomiarowych. W efekcie pojawia się teoretyczna możliwość analizowania zmian w zasobach martwego drewna. Należy jednak wyraźnie podkreślić, że w ramach drugiego cyklu WISL zmieniła się metodologia pomiaru drewna leżącego, co ogranicza możliwość analizowania zmian martwego drewna w kolejnych latach. Wyniki pomiarów z ostatnich pięciu lat (BULiGL 2013) mogłyby dodatkowo wskazywać między innymi na wzrost miąższości martwych drzew stojących (2,8 m<sup>3</sup>/ha) względem danych dla lat

2005–2009 (2,3 m<sup>3</sup>/ha). Nie jest to jednak realny wzrost, a przede wszystkim zmiana w ramach II cyklu WISL w podejściu metodycznym do pomiaru drzew złamanych i zaliczania miąższości stojących złomów do miąższości drzew stojących. Stosownie, w przypadku martwych drzew leżących wyniki z ostatnich 5 lat pomiarów WISL wskazują na teoretycznie niższą ich miąższość względem danych z I cyklu WISL. Wobec powyższych ograniczeń zdecydowano się na przedstawienie wyników badań dotyczących miąższości martwych drzew stojących (posuszu i złomów) inwentaryzowanych w latach 2010–2012 w odniesieniu do okresu obumarcia drzew.

Z przeprowadzonych analiz wynika, że około 54% (1,5 m<sup>3</sup>/ha) drzew martwych stojących to posusz i złomy zarejestrowane po raz pierwszy podczas pomiarów II cyklu WISL. Mniej niż połowa miąższości przypadała na drzewa martwe inwentaryzowane w latach 2005–2007, tj. w ramach I cyklu WISL. Oczywiście część martwych drzew stojących inwentaryzowanych podczas I cyklu obecnie zaliczana jest do drewna leżącego. Niemniej wobec braku ewidentnych zmian w miąższości martwego drewna ogółem przedstawione dane wskazują na proces jego użytkowania. W przypadku Lasów Państwowych średnioroczne użytkowanie posuszu, złomów i wywrotów w okresie 2005–2012 wynosiło ponad 6,5 mln m<sup>3</sup> grubizny netto (bez kory), tj. około 0,9 m<sup>3</sup>/ha (GUS 2013).

## Ile martwego drewna powinno się pozostawiać w lesie?

Jest to obecnie podstawowe pytanie, na które nie ma jednoznacznej odpowiedzi, gdyż trudno pogodzić wszystkie wymagania poszczególnych organizmów z pełnionymi przez lasy funkcjami.

Już Instrukcja Ochrony Lasu z 2004 roku obligowała nadleśniczych do pozostawiania martwego drewna z uwzględnieniem uwarunkowań przyrodniczych i ekonomicznych, podając dopuszczalne liczby metrów sześciennych posuszu czynnego na hektar według gatunków drzew. W praktyce wielkości te (0,5–2 m<sup>3</sup>/ha w zależności od gatunku drzewa) pozwalały na stopniowy, stały, naturalny wzrost ilości martwego drewna, ponieważ nie odbiegały znacząco od wielkości wydzielania się posuszu czynnego np. w lasach Puszczy Białowieskiej ok. 3,3 m<sup>3</sup>/ha/rok (Gutowski i in. 2004). W rzeczywistości jednak w lasach gospodarczych osiągnięcie ilości martwego drewna zbliżonych do lasów naturalnych z wielu oczywistych powodów jest nierealne. Należy także pamiętać, że wspomaganie zagrożonych gatunków saproksylicznych, m.in. chrząszczy i grzybów, w poprawie dostępności środowiska jest w praktyce droższe od zaspokajania wymagań innych gatunków niezwiązanych z martwym drewnem, ale również zagrożonych, np. głuszc, jarząbek (Mönkkönen i in. 2014).

Zaleceniom pozostawiania martwego drewna w lasach gospodarczych powinny towarzyszyć wskazówki co do jego ilości oparte na udokumentowanych i publikowanych badaniach naukowych. Zalecenia takie precyzowane są sporadycznie, odnoszą się zazwyczaj do pojedynczych gatunków. Dobrym przykładem są tutaj dzięcioły. Na przykład dzięcioł białogrzbiety *Dendrocopos leucotos*, dla którego próg ilości martwego drewna wynosi 10–20 m<sup>3</sup>/ha (Angelstam i in. 2003), oraz owady, np. pachnica dębowa *Osmoderma eremita*, która dla zachowania stabilnej populacji potrzebuje co najmniej 10 starych dziuplastych dębów rosnących najwyżej 250 m jeden od drugiego (Ranius 2002).

Ranius i Fahrig (2006) na podstawie przeglądu licznych prac naukowych konkludują, że w lasach gospodarczych nie da się określić ilości martwego drewna tak, aby spełnić wymagania wszystkich gatunków saproksylicznych, a ochrona saproksylofilii powinna odbywać się

w skali krajobrazu z uwzględnieniem określonych typów martwego drewna. Jest także wiele przykładów na to, że jakakolwiek działalność czy zabiegi zmierzające do promowania bioróżnorodności gatunków saproksylicznych w lasach zagospodarowanych wymagają „podejścia w szerokiej skali”, tzn. lokalne zabiegi powinny być wykonywane w kontekście krajobrazu w sensie geograficznym i historycznym w znacznie większym stopniu niż jest to robione obecnie (Svedrup–Thygeson i in. 2014). Ochrona określonych typów martwego drewna może być prowadzona także poprzez ochronę siedlisk tzw. gatunków parasolowych, czyli gatunków charakterystycznych, zasiedlające duże obszary tak, aby ich ochrona zabezpieczała równocześnie ochronę wielu innych gatunków (Simberloff 1999). Coraz częściej w odniesieniu do gatunków parasolowych o znanych wymaganiach stosuje się także oryginalne metody wspomagania, np. kreowanie sztucznych środowisk zastępczych, co ma miejsce w przypadku nadobnicy alpejskiej *Rosalia alpina* czy jelonka rogacza *Lucanus cervus*.

Rozwój badań nad wymaganiami organizmów saproksylicznych przyczynił się w ostatnich latach do powstania nowego kierunku w gospodarce martwym drewnem w lasach gospodarczych. Głównym założeniem tego kierunku jest odejście od forsowania podejścia ilościowego, tzn. im więcej, tym lepiej, a w zamian koncentrowanie się na jakości martwego drewna określonej wymaganiami poszczególnych gatunków saproksylicznych. W Niemczech Gossner i in. (2013) badali przez 2 lata znaczenie martwego drewna oraz innych biotycznych i abiotycznych czynników dla zróżnicowania zgrupowań chrząszczy saproksylicznych w wielu typach lasów gospodarczych. Stwierdzili, że ogólna miąższość martwego drewna w lesie odgrywa jedynie pomniejszą rolę w kształtowaniu zgrupowań chrząszczy w porównaniu z innymi czynnikami takimi jak opady, temperatura, gatunek drzewa oraz położenie. Badania przeprowadzane w wielu krajach Europy wskazują, że w lasach tak w drzewostanie, jak i na powierzchniach objętych zrębami, pozostawianie martwych drzew z uwzględnieniem ich specyficznych cech jakościowych pozwala znacznie poprawić warunki rozwojowe wielu zagrożonych wyginięciem gatunków owadów (Horak i in. 2011, Blazyte-Čereškiene i Karalius 2012, Oleksa 2009). Pozostawianie w nasłonecznionych miejscach wysokich pniaków, zaobrączkowanych drzew, posuszu jałowego i drzew powalonych przez wiatr w całym krajobrazie lasów może być znacznie bardziej efektywną metodą ochrony fauny chrząszczy saproksylicznych niż tradycyjna ochrona w rezerwach ścisłych (Linde i in. 2005). Wiele badań wskazuje, że powstałe w czasie cięć rębnych pniaki są miejscem rozwoju takiej samej liczby gatunków oraz osobników owadów saproksylicznych w przeliczeniu na jednostkę objętości jak martwe drewno innego rodzaju. Pniaki stanowiące do 80% martwego drewna na zrębach niesłusznie są pomijane jako substrat dla organizmów żyjących w drewnie (Hjältén i in. 2010).

Martwe drewno jest także jednym z podstawowych wskaźników oceny stanu ochrony leśnych siedlisk przyrodniczych w Unii Europejskiej. Każdy kraj członkowski opracowuje na potrzeby monitoringu siedlisk przyrodniczych z załącznika drugiego Dyrektywy siedliskowej (dyrektywa Rady 92/43/EWG z dnia 21 maja 1992 r. w sprawie ochrony siedlisk przyrodniczych oraz dzikiej fauny i flory) metodykę oceny stanu ochrony siedlisk. Metodyka ta jest też wykorzystywana do celów inwentaryzacji siedlisk w ramach sporządzania planów ochrony i planów zadań ochronnych. Uzyskane wyniki z inwentaryzacji stanu ochrony siedlisk w dokumentach planistycznych na obszarach Natura 2000, jak i w ramach sieci monitoringu przyrody wchodzącego do państwowego monitoringu środowiska, w myśl artykułu 2 Dyrektywy siedliskowej mają być podstawą do określenia i podejmowania działań mających na celu zachowanie lub odtworzenie, we właściwym stanie ochrony, siedlisk przyrodniczych oraz gatunków dzikiej fauny i flory ważnych dla Wspólnoty. Monitoring przyrody obejmujący ocenę stanu ochrony

siedlisk przyrodniczych na poziomie kraju koordynuje Główny Inspektorat Ochrony Środowiska, a uzyskane wyniki są przekazywane do Komisji Europejskiej. Jest to jedno z głównych zadań związanych z raportowaniem podjętych działań związanych z wdrażaniem programu Natura 2000 w krajach Wspólnoty. Obowiązek ten wynika z zapisu w art. 17. Dyrektywy siedliskowej, w którym zobowiązuje się kraje członkowskie Unii Europejskiej do przekazywania co 6 lat do Komisji Europejskiej sprawozdania dotyczącego oceny stanu ochrony siedlisk i gatunków, jak i środków podjętych na podstawie niniejszej dyrektywy wynikające m.in. z realizacji planów ochrony lub zadań ochronnych, które określają niezbędne działania mające na celu zachowanie bądź przywrócenie właściwego stanu przedmiotów ochrony. Nie ma w Unii Europejskiej kraju, w którym nie uwzględniono by w metodyce oceny stanu ochrony siedliska wskaźnika, jakim jest ilość martwego drewna. Każdy kraj członkowski, niezależnie w myśl zapisów art. 2 Dyrektywy siedliskowej, podejmuje środki mające na celu zachowanie lub przywrócenie właściwego stanu ochrony siedlisk i gatunków uwzględniające wymogi gospodarcze, społeczne i kulturowe oraz cechy regionalne i lokalne. Dyrektywa siedliskowa pozwala na opracowywanie różnego zestawu wskaźników, jak i ich docelowych wartości, do których należy dążyć w podejmowanych działaniach, mających na celu zachowanie bądź przywrócenie właściwego stanu ochrony siedliska. Różne podejście krajów członkowskich do oceny martwego drewna nawet w ramach tego samego typu siedliska wynika z jednej strony z regionalnego zróżnicowania danego siedliska, ale też z uwarunkowań społeczno-gospodarczych danego kraju, o czym jest mowa we wspomnianym już artykule 2. Dyrektywy siedliskowej.

Przyjęta w Polsce metodyka oceny stanu siedlisk przyrodniczych określona została przez ekspertów, a koordynacją opracowania przewodników metodycznych zajmuje się Instytut Ochrony Przyrody PAN w Krakowie (Mróz 2010, 2012). W roku 2012 zmodyfikowano metodykę oceny stanu ochrony leśnych siedlisk przyrodniczych, w tym odnośnie do występowania martwego drewna. W efekcie uległa zmianie ocena stanu ochrony siedlisk określana w monitoringu przyrody i co 6 lat raportowana do Komisji Europejskiej, jak i ocena stanu ochrony siedlisk przeprowadzana w ramach opracowania planów zadań ochronnych i planów ochrony. Do roku 2012 wskaźnikiem kardynalnym w Polsce był udział procentowy miąższości martwego drewna w stosunku do miąższości żywego drzewostanu. Dla właściwego stanu ochrony większości siedlisk leśnych udział miąższości martwego drewna w stosunku do zapasu drzewostanu żywego był określony na poziomie co najmniej 10%. W znowelizowanej metodyce wskaźnikiem kardynalnym dla większości siedlisk leśnych nie jest już udział miąższości martwego drewna, a jest drewno wielkowymiarowe leżące lub stojące o grubości powyżej 50 cm i długości powyżej 3 m (np. w siedliskach grądów subatlantyckich). Zgodnie z tak określonym wskaźnikiem, na przykład na siedlisku grądu subatlantyckiego w stanie właściwym winno być co najmniej 5 szt. drewna wielkowymiarowego na hektar. Zmiana metodyki oceny stanu ochrony siedlisk leśnych poprzez uwzględnienie drewna wielkowymiarowego, jako wskaźnika kardynalnego, zmienia ocenę ogólną stanu ochrony siedlisk. Wobec tak znaczących zmian zasadne było porównanie stanu ochrony siedlisk metodą obowiązującą do 2012 roku i po jej nowelizacji (Czerepko i in. 2013). Analiza porównawcza obejmowała 205 powierzchni reprezentujących 10 typów leśnych siedlisk przyrodniczych, dla których jest opracowana metodyka oceny stanu siedliska. Zmiana metodyki spowodowała, że stan ochrony analizowanych siedlisk pogorszył się i według starej metodyki 57% siedlisk było w złym stanie ochrony, a według nowej metody stan zły wykazano w 81%. Ze względu na dużo wyższe wymagania krajowe w porównaniu z wytycznymi stosowanymi w innych państwach europejskich wyniki raportu krajowego o stanie ochrony siedlisk leśnych będą daleko odbiegały od średnich Unii Europejskiej, gdzie w stanie złym dla regionu

kontynentalnego jest 36% siedlisk, a w Polsce według raportu za lata 2007–2012 było odpowiednio 53% (Czerepko i Tabor 2013). Reasumując, tego rodzaju zmiany metodyki skutkują pogorszeniem stanu siedliska, przy braku jakichkolwiek działań w nim, a w konsekwencji wymuszają planowanie działań ochronnych mających za zadanie poprawę stanu ochrony siedlisk na obszarach Natura 2000.

## Wnioski

1. Ustalanie wskaźnika ilości martwego drewna z założonymi z góry ilościami, bez poszukiwania związku z konkretnymi gatunkami, zmiennością w czasie i przestrzeni wynikającą z naturalnych zmian sukcesyjnych oraz bez brania pod uwagę skutków finansowych, jest rozwiązaniem kontrowersyjnym i niesłużącym idei zrównoważonego rozwoju będącego podstawą wdrażania sieci Natura 2000.

2. Należy podjąć starania, np. w oparciu o badania naukowe w kraju i za granicą w celu weryfikacji wskaźników oceny stanu ochrony siedlisk przyrodniczych uwzględniających ilość i jakość martwego drewna. Powinno się przy tym uwzględnić dane inwentaryzacyjne z Polski i innych krajów UE, jak i metodyki stosowane w stosunku do tych samych siedlisk i gatunków roślin i zwierząt w kraju i za granicą.

3. Ochrona różnorodności organizmów saproksylicznych powinna dotyczyć gatunków parasolowych, czyli łatwych do zidentyfikowania taksonów o znanych wymaganiach środowiskowych.

4. Podstawą ochrony organizmów związanych z martwym drewnem jest wiedza na temat biologii poszczególnych gatunków oparta na wynikach badań naukowych, a przyjmowane wytyczne co do ilości i jakości martwego drewna powinny być w pierwszej kolejności uwzględniane w planach ochrony i planach zadań ochronnych obszarów, gdzie te gatunki występują.

## Literatura

- Angelstam P.K., Büttler R., Lazdinis M., Mikusiński G., Roberge J. 2003. Habitat thresholds for focal species at multiple scales and forest biodiversity conservation – dead wood as an example. *Annales Zoologici Fennici*, 40(6), 473–482.
- Blažyte-Čereškiene L., & Karalius V. 2012. Habitat requirements of the endangered beetle boros schneideri (Panzer, 1796) (Coleoptera: Boridae). *Insect Conservation and Diversity*, 5(3): 186–191.
- Bruchwald A., 1988. Self-thinning in Scots pine stands – a mathematical approach. *Ann. Warsaw. Agricult. Univ.-SGGW-AR, For. and Wood Technol.* 36: 11–16.
- BULiGL 2010. Wielkoobszarowa inwentaryzacja stanu lasów w Polsce. Wyniki I cyklu (lata 2005–2009). Sękocin Stary.
- BULiGL 2013. Wielkoobszarowa inwentaryzacja stanu lasów w Polsce. Wyniki za okres 2008–2012. Sękocin Stary.
- Czerepko J. (red.), Boczoń A., Cieśla A., Czerepko J., Forycka A., Ksepko M., Obidziński A., Paluch R., Rodziewicz A., Różański W., Sokołowski K., Szwed W., Wróbel M. 2008. Stan różnorodności biologicznej lasów w Polsce na podstawie powierzchni obserwacyjnych monitoringu. IBL, Sękocin Stary, ss. 135. Strona internetowa projektu – <http://www.ibles.waw.pl/biosoil/biodiversity.htm>.



- Czerepko J., Gawryś R., Cieśla A., Sokołowski K., Wróbel M., Gryz J., Hilszczański J., Jaworski T., Kalinowski M., Korzybski D., Mionskowski M., Paluch R., Pierzgański E., Pigan I., Plewa R., Rachwałd A., Zin E., Harnist S. 2013. Ramowe zasady prowadzenia gospodarki leśnej na obszarach Natura 2000. Dokumentacja IBL.
- Czerepko J., Tabor J. 2013. Rola siedlisk przyrodniczych w planowaniu urządzeniowym. W: Planowanie w gospodarstwie leśnym XXI wieku. V Sesja Zimowej Szkoły Leśnej. IBL, Sękocin Stary: 267–302.
- Gossner M.M., Floren, A., Weisse, W.W., & Linsenmair K.E. 2013. Effect of dead wood enrichment in the canopy and on the forest floor on beetle guild composition. *Forest Ecology and Management*, 302: 404–413.
- GUS 2013. Leśnictwo 2013. Informacje i opracowania statystyczne. Warszawa. ISSN 1230–574X.
- Gutowski J.M. (red.), Bobiec A., Pawlaczek P., Zub K. 2004. Drugie życie drzewa. WWF Polska, Warszawa – Hajnówka, 245 ss.
- Hjältén J., Stenbacka F., Andersson J. 2010. Saproxylic beetle assemblages on low stumps, high stumps and logs: Implications for environmental effects of stump harvesting. *Forest Ecology and Management*, 260(7): 1149–1155.
- Horák J., Zaitsev A.A., Vávrová E. 2011. Ecological requirements of a rare saproxylic beetle *Cucujus haematodes* (Coleoptera: Cucujidae) – the beetles' stronghold on the edge of its distribution area. *Insect Conservation and Diversity*, 4:81–88.
- Lindhe A., Lindelöw Å., & Åsenblad N. 2005. Saproxylic beetles in standing dead wood density in relation to substrate sun-exposure and diameter. *Biodiversity and Conservation*, 14(12): 3033–3053.
- Michalak R., Broda J., Głaz J., Jabłoński M., Lech P., Smykała J., Wawrzoniak J., Zajączkowski S. 2004. Instrukcja wykonywania wielkoobszarowej inwentaryzacji stanu lasu. Maszynopis IBL. Warszawa.
- Michalak R., Broda J., Głaz J., Jabłoński M., Mionskowski M., Lech P., Smykała J., Wawrzoniak J., Zajączkowski S. 2010. Instrukcja wykonywania wielkoobszarowej inwentaryzacji stanu lasu (Lata 2010–2014). Maszynopis IBL. Warszawa.
- Mönkkönen M., Juutinen A., Mazziotta A., Miettinen K., Podkopaev D., Reunanen P., Tikkanen, O. 2014. Spatially dynamic forest management to sustain biodiversity and economic returns. *Journal of Environmental Management*, 134: 80–89.
- Mróz W. (red.) 2010. Monitoring siedlisk przyrodniczych. Przewodnik metodyczny. Część I. GIOŚ, Warszawa, ss. 311.
- Mróz W. (red.) 2012a. Monitoring siedlisk przyrodniczych. Przewodnik metodyczny. Część II. GIOŚ, Warszawa, ss. 324.
- Mróz W. (red.) 2012b. Monitoring siedlisk przyrodniczych. Przewodnik metodyczny. Część III. GIOŚ, Warszawa, ss. 342.
- Oleksa A. 2009. Conservation and ecology of the hermit beetle *Osmoderma eremita* s.l. in Poland. In: J. Buse, K.N.A. Alexander, T. Ranius, T. Assmann (Eds): Saproxylic Beetles – their role and diversity in European woodland and tree habitats. Proceedings of the 5th Symposium and Workshop on the Conservation of Saproxylic Beetles. Pensoft Series Faunistica 89:177–188.
- Ranius T. 2002. Influence of stand size and quality of tree hollows on saproxylic beetles in Sweden. *Biological Conservation*, 103(1), 85–91.
- Ranius T., Fahrig L. 2006. Targets for maintenance of dead wood for biodiversity conservation based on extinction thresholds. *Scandinavian Journal of Forest Research*. 21: 201–208.

- Simberloff D. 1999. The role of science in the preservation of forest biodiversity. *Forest Ecology and Management*, 115(2–3): 101–111.
- Speight M.C.D. 1989. Saproxylic invertebrates and their conservation. *Nature and Environment Series*, Nr 42. Strasbourg. 79 ss.
- Stokland J.N., Siitonen J., Jonsson B.G. 2012. *Biodiversity in Dead Wood*. Cambridge, Cambridge University Press.
- Sverdrup-Thygeson A., Gustafsson L., Kouki J. 2014. Spatial and temporal scales relevant for conservation of dead-wood associated species: Current status and perspectives. *Biodiversity and Conservation*, 23(3): 513–535.
- Zielonka T. 2006. When does dead wood turn into a substrate for spruce replacement? *J. Veg. Sci.* 17.6: 739–746.

**Janusz Czerepko, Jacek Hilszczański, Marek Jabłoński**

Instytut Badawczy Leśnictwa

j.czerepko@ibles.waw.pl

j.hilszczanski@ibles.waw.pl

m.jablonski@ibles.waw.pl