

Martwe drewno i mikrosiedliska nadrzewne w leśnych siedliskach przyrodniczych Puszczy Drawskiej

Paweł Pawlaczyk

Abstrakt. W ramach prac nad planem zadań ochronnych obszaru Natura 2000 Uroczyska Puszczy Drawskiej PLH320046, w którym przedmiotem ochrony są m.in. leśne siedliska przyrodnicze 9110 (kwaśne buczyny, 9130 (żyzne buczyny), 9160 (grądy subatlantyckie), 9170 (grądy środkowopolskie), 9190 (kwaśne dąbrowy), 91E0 (łęgi) oszacowano zasoby martwych drzew w tych chronionych siedliskach przyrodniczych za pomocą pomiaru na 118 kołowych powierzchniach próbnych po 0,05 ha, rozmieszczonych w kwadratowej siatce. W zajmującym centralną część obszaru Drawieńskim Parku Narodowym, istniejącym od 23 lat, średnie zasoby martwych drzew w leśnych siedliskach przyrodniczych wyniosły 23 m³/ha, podczas gdy w lasach gospodarczych – 4,22 m³/ha. Metodą zaproponowaną przez Winter i Möller (2008) oszacowano także na tych samych powierzchniach zagęszczenie struktur nadrzewnych mających znaczenie dla różnorodności biologicznej (zranienia, dziuple, zahubienia, martwe konary itp.). Ilość takich mikrosiedlisk nadrzewnych w parku narodowym okazała się dwukrotnie wyższa niż w lasach gospodarczych, wciąż jednak znacznie niższa niż wartości podawane z buczyn niemieckich. Park narodowy zajmujący centrum Puszczy może być i jest ostoją różnorodności gatunków związanych z martwymi drzewami i mikrosiedliskami nadrzewnymi, ale struktura otaczających park lasów gospodarczych powinna zapewniać tym gatunkom możliwość dyspersji na pozostałą część Puszczy, do czego obecne zasoby tych struktur są niewystarczające. Zastosowaną metodę można rekomendować jako standard w procesie planowania ochrony leśnych obszarów Natura 2000.

Słowa kluczowe: martwe drewno, mikrosiedliska, Natura 2000, ocena stanu ochrony, planowanie ochrony.

Abstract. Deadwood and microhabitats resources in forest natural habitats of Drawa Great Forest. As part of the conservation actions planning for Natura 2000 site Uroczyska Puszczy Drawskiej PLH320046 (Drawa Great Forest Complex), conserving among others forest Natura 2000 habitats 9110, 9130, 9160, 9170, 9190, 91E0, deadwood resources were estimated using 118 sample plots (circle, 0,05 ha each) arranged in a square grid. In the Drawa National Park, existing for 23 years in the central part of the forest complex, mean resources of dead trees in forest habitats were 23 m³/ha, while in managed forests – only 4.22 m³/ ha. Additionally, the quantity of microhabitats, as trees with fruiting bodies of fungi, broken trees crowns, scars, cavities, holes, cankers etc. was estimated on the same plots, using methodology Winter i Möller (2008). Amount of such microhabitats in the national park was twice higher than in managed forests, but still significantly lower than the values served with

German beech forests. National Park occupying the center of the forest complex can be and presently is the refugium for species associated with dead trees and arboreal microhabitats, nevertheless the surrounding forest should also provide the possibility of dispersion of such species for the remainder of the Forest, for what current resources of these structures are inadequate. The method used is recommend as a standard in the process of Natura 2000 forests conservation planning.

Key words: deadwood, microhabitats, Natura 2000, conservation status assessment, management planning.

Wstęp

W związku z masowym planowaniem ochrony obszarów Natura 2000 ważnym i często dyskutowanym zagadnieniem stały się cele ochrony stawiane dla poszczególnych chronionych w sieci Natura 2000 typów ekosystemów. Dla leśnych siedlisk przyrodniczych – w szczególności dla kwaśnych i żyznych buczyn, gradów, kwaśnych dąbrów i lasów łęgowych – jako cel ochrony jest często stawiane odtworzenie zasobów rozkładającego się drewna. Dość powszechnie uważa się bowiem zasoby martwego drewna za istotny element jakości ekosystemu leśnego, kluczowy dla zachowania związanej z takim ekosystemem różnorodności biologicznej. Właściwy stan ochrony leśnego siedliska przyrodniczego, oznaczający m.in. zdolność siedliska przyrodniczego do podtrzymywania związanej z nim różnorodności biologicznej, powinien więc być charakteryzowany m.in. odpowiednimi zasobami rozkładającego się drewna.

Ilości rozkładającego się drewna w naturalnych lasach bukowych Europy środkowej zależą od fazy rozwojowej drzewostanu, ale zwykle wahają się od 20 do nawet 550 m³/ha (Christensen i in. 2005). Wielu badaczy próbowało oszacować, jaka ilość rozkładającego się drewna stanowi minimum wystarczające do zachowania różnorodności biologicznej na akceptowalnym poziomie. Odpowiedzi na to pytanie poszukuje się np. badając reakcję składowych tej różnorodności na zasobność martwego drewna (najczęściej bada się korelację występowania gatunków z objętością martwego drewna). Uzyskiwane wyniki są zróżnicowane, zaś proggi proponowane na ich podstawie różne. W 2010 roku opublikowano ważny przegląd tzw. wartości progowych ilości martwego drewna w lasach Europy, ustalonych na podstawie badań różnych grup organizmów (Müller i Büttler R. 2010). Proponowane wartości progowe wahały się od 10 do 150 m³/ha, najczęściej proponowano 20–30 m³/ha w iglastych lasach borealnych, 30–40 m³/ha w mieszanych lasach górskich, 30–50 m³/ha w liściastych lasach niżowych (głównie w buczynach). Podobne wartości sugerowali wcześniej dla lasów dębowo-bukowych w Europie Środkowej Haase, Topp i Zach (1998). Także opublikowany ostatnio przez Europejski Instytut Leśny monograficzny przegląd zagadnień związanych z integracją ochrony przyrody i leśnictwa (Kraus i Krumm 2013) zwraca uwagę, że zachowanie różnorodności biologicznej leśnych owadów saproksylicznych wymaga zasobów rozkładającego się drewna co najmniej na poziomie 20–50 m³/ha w borealnych lasach iglastych, 40–80 m³/ha w bukowo-jodłowo-świerkowych lasach górskich i 30–50 m³/ha w nizinnych lasach liściastych, przy odpowiedniej jakości tych zasobów (zróżnicowane formy, zróżnicowany stopień rozkładu, obecność martwych drzew grubych (>50 cm), zarówno leżących, jak i stojących).

Jednak próby formułowania odnoszących się do zasobów martwego drewna celów ochrony dla obszarów Natura 2000 (jako elementu tworzących dla tych obszarów planów zadań ochronnych) powinny być, oprócz takiej wiedzy naukowej, oparte także na przynajmniej zgrubnym rozpoznaniu, jaki jest w konkretnym obszarze poziom zasobów martwego drewna obecnie i jaki jest potencjał wzrostu tych zasobów. Tymczasem w wielu planach wiedza na ten temat nie jest w ogóle pozyskiwana. W ramach prowadzonych w 2013 r. prac nad planem zadań ochronnych dla obszaru Natura 2000 Uroczyska Puszczy Drawskiej PLH320046 podjęto próbę wypełnienia tej luki.

Oprócz rozkładających się całych martwych drzew stojących lub leżących istotne znaczenie dla różnorodności biologicznej mają elementy żywych drzew – ich martwe fragmenty, dziuple, próchnowiska itp., tworzące specyficzne, nadrzewne mikrosiedliska.

Puszcza Drawska to duży kompleks leśny o powierzchni ponad 1000 km², położony jest na Pojezierzu Pomorskim, na styku województw: zachodniopomorskiego, lubuskiego i wielkopolskiego, porastający piaszczystą, sandrową Równinę Drawską. W Puszczy wyznaczono obszar Natura 2000 Puszczy Drawskiej PLH320046, o powierzchni ponad 74 tys. ha, obejmujący tereny skupiania się siedlisk przyrodniczych z załącznika I Dyrektywy Siedliskowej. W obszarze znajduje się m.in. ok. 1,5 tys. ha kwaśnych buczyn (siedlisko przyrodnicze 9110), ok. 2,3 tys. ha żyznych buczyn (siedlisko przyrodnicze 9130), ok. 1,7 tys. ha grądów (siedliska przyrodnicze 9160 i 9170), ponad 4 tys. ha kwaśnych dąbrów (siedlisko przyrodnicze 9190), ok. 1,3 tys. ha łągów olszowych (siedlisko przyrodnicze 91E0). Centralna część obszaru jest od 1990 r. chroniona jako Drawieński Park Narodowy, o powierzchni 11 tys. ha. Dla obszaru Natura 2000 w latach 2012–2014 opracowano projekt planu zadań ochronnych (Pawlaczyk 2014a), a dla parku narodowego – projekt planu ochrony Parku (Pawlaczyk 2014b).

Cel badań

Oszacowanie, jakie są aktualne zasoby rozkładającego się drewna w chronionych, leśnych siedliskach przyrodniczych w obszarze Natura 2000 Uroczyska Puszczy Drawskiej PLH320046, a przy okazji także – jakie są ilości ważnych dla różnorodności biologicznej mikrosiedlisk nadrzewnych.

Sprawdzenie, czy lasy Parku Narodowego po 23 latach ochrony w tej formie różnią się pod tym względem od lasów poddanych gospodarce leśnej – biorąc pod uwagę, że w chwili tworzenia Parku lasy, które weszły w jego skład, także były w większości lasami gospodarczymi.

Wypracowanie efektywnej czasowo i kosztowo metody oceny zasobów martwego drewna, która mogłaby być szerzej stosowana przy sporządzaniu planów zadań ochronnych dla obszarów Natura 2000 chroniących leśne siedliska przyrodnicze.

Metoda

Dla scharakteryzowania jakości leśnych siedlisk przyrodniczych w obszarze Natura 2000 Uroczyska Puszczy nad Drawą PLH320046, w ramach prac nad planem zadań ochronnych, przeprowadzono systematyczny pomiar zasobów martwego drewna na siatce systematycznie rozłożonych powierzchni kołowych. Na mapę leśnych siedlisk przyrodniczych obszaru nałożono kwadratową siatkę punktów, tak że w leśnych siedliskach przyrodniczych (zbioreczno w kwaśnych buczynach 9110, żyznych buczynach 9130, grądach 9160 i 9170, kwaśnych dąbrówach 9190,

lęgach 91E0) znalazło się 118 punktów, z czego 20 punktów w Drawieńskim Parku Narodowym, a 98 punktów w lasach gospodarczych nadleśnictw. W każdym z tych punktów dokonano rejestracji martwych drzew na kołowej powierzchni próbnej o promieniu 12,62 m (= 0,05 ha), stosując podejście metodyczne jak w Instrukcji Urządzania Lasu (2011), tj. nie rejestrowano drzew leżących w całości lub w części na powierzchni, jeśli ich pniak (środek) lub drzewo, z którego pochodzą, znajdują się poza granicami koła, natomiast rejestrowano w całości drzewa, których „źródło” jest we wnętrzu koła. Zgodnie z metodyką Instrukcji Urządzania Lasu, nie uwzględniano w pomiarze części drzew cieńszych niż 7 cm średnicy w korze. Fragmentów leżących nie mierzono w ogóle, jeśli w grubszym końcu miały mniej niż 10 cm średnicy w korze ani nie uwzględniano kawałeczków krótszych niż 10 cm.

Kłody leżące mierzono co do długości i średnicy w środku długości, a ich objętość przyjęto jako

$$V = 0,25 \pi L d^2,$$

gdzie L = długość kłody, d = średnica kłody w środku grubości.

Dla całych drzew stojących mierzono ich pierśnicę i przyjęto przybliżone oszacowanie miąższości wzorem Denzina:

$$V[\text{m}^3] = 0,001 d[\text{cm}]_{1,3}^2.$$

Dla złomów szacowano wysokość złamania jako część wysokości sąsiadujących drzew o podobnej pierśnicy do drzewa złamanego:

α = wysokość złomu / przeciętna wysokość sąsiednich drzew o podobnej pierśnicy i przyjęto zgrubnie przybliżone oszacowanie miąższości jako

$$V[\text{m}^3] = 0,001 \times (-0,91\alpha^2 + 1,99\alpha - 0,053) \times d[\text{cm}]_{1,3}^2,$$

gdzie zależny od α parametr wielomianowy jest empirycznym dopasowaniem do miąższości sekcyjnej części miąższości całego drzewa, obliczanej przez program ACER dla buka o pierśnicy 50 cm i wysokości 25 m. Użycie dopasowania empirycznego było konieczne, ponieważ algorytm tego obliczenia nie został opublikowany.

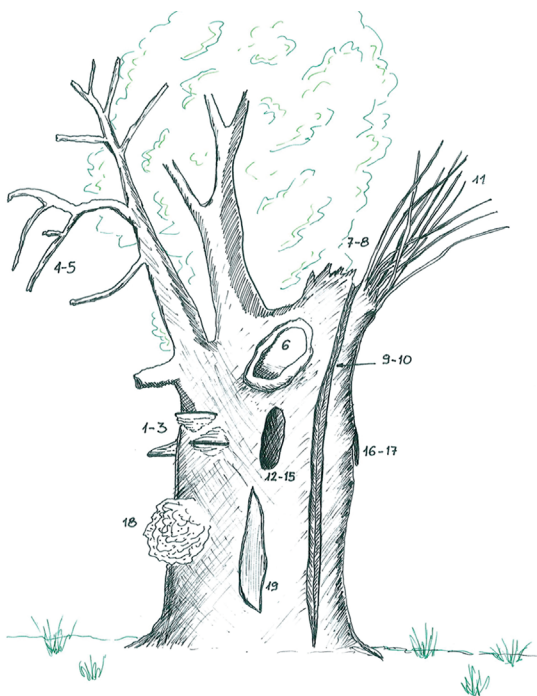
Na podstawie sumy średniej miąższości martwych drzew na powierzchniach próbnych oszacowano średnią miąższość martwych drzew przypadającą na hektar lasu.

Kłody leżące o długości >3 m, a grubości w środku >50 cm oraz stojące fragmenty drzew o wysokości >3 m a pierśnicy >50 cm identyfikowano jako „grube”. Na podstawie ich liczby na powierzchniach próbnych oszacowano ich liczbę przypadającą na hektar lasu.

Na tych samych powierzchniach, na których mierzono zasobność martwych drzew stojących i leżących rejestrowano i liczono wszystkie struktury stanowiące „mikrosiedliska” wg metody Winter i Möller (2008). W ślad za cytowaną publikacją przyjęto klasyfikację mikrosiedlisk przedstawioną w tab. 1 (por. także ryc. 1).

Tab. 1. Typy mikrosiedlisk nadrzewnych wg Winter i Möller (2008)
Table 1. Types of microhabitats according to Winter i Möller (2008)

| Kod | Opis mikrosiedliska nadrzewnego |
|-----|--|
| M1 | Huby – owocniki hubiaka pospolitego (<i>Fomes fomentarius</i>) |
| M2 | Huby – owocniki pniarka obrzeżonego (<i>Fomitopsis pinicola</i>) |
| M3 | Huby inne – np. boczniak ostrygowaty <i>Pleurotus ostreatus</i> i włóknouszek ukośny <i>Inonotus obliquus</i>). Uwzględnia się tylko owocniki o średnicy >5 cm lub kaskady mniejszych osobników osiągające co najmniej 10 cm długości. |
| M4 | Znaczące obłamanie korony obejmujące jednak mniej niż 50% korony drzewa. Utrata jednej lub więcej głównych gałęzi/konarów. |
| M5 | Obłamanie ponad połowy korony: kilka głównych gałęzi jest złamanych. |
| M6 | Złamany widelec: całkowite odłamanie jednej z dwóch gałęzi rozwidlenia/rozgałęzienia, prowadzące do poważnego uszkodzenia głównego pnia drzewa |
| M7 | Złamany pień – całkowity brak korony. Poniżej złamania zachowanych jest kilka małych, żywych gałązek. |
| M8 | Zastępcza lub wtórna korona: po utracie pierwotnej korony (M7) drzewo ze złamanym pniem rozwinęło wtórną koronę. Główne części pnia są już martwe z zachodzącym w nim procesem rozkładu. |
| M9 | Blizna po uderzeniu pioruna: pęknięcie spowodowane uderzeniem pioruna; co najmniej 3-metrowej długości i sięgające bielei. |
| M10 | Pęknięcie: rozszczep sięgający bielei, dł. >50 cm wzdłuż pnia i sięgający co najmniej 2 cm w głąb bielei. |
| M11 | Pień rozszczepiony na wiele (co najmniej 5) części, długich na co najmniej 50 cm. |
| M12 | Dziupla z otworem >5 cm. |
| M13 | Ciąg dziupli: co najmniej 3 dziuple dzięciola w pniu, odległość pomiędzy dwoma wejściami (do dziupli) wynosi maksymalnie 2 metry. Stanowią ważny punkt wyjściowy dla rozwoju głębokich i długo utrzymujących się kominowych wypróchnień wewnętrznych. |
| M14 | Głębokie dziuple w pniu: cylindryczne jamy z niewielką ilością lub bez próchna, których rozwój może trwać przez dekady. |
| M15 | Dziuple z próchnem o objętości co najmniej 8000 cm ³ : próchno jako pozostałość rozkładu, składa się z luźnych wiórów i jest skolonizowane przez grzyby i wymieszane ze szczątkami owadów, ptaków, gniazd ptasich. Rozwój takiej struktury (dziupli) może trwać przez dekady. |
| M16 | Kieszenie próchnowiskowe: przestrzeń pomiędzy luźną korą i bielem o wymiarach co najmniej 5 cm x 5 cm x 2 cm. |
| M17 | Kieszenie: taka sama struktura i rozmiar jak w typie M15, jednak bez próchna. |
| M18 | Rak: namnożenie komórek; nieregularny rozrost komórek na pniu lub na gałęziach spowodowany infekcją grzybiczą, wirusową lub bakteryjną. Gojenie się kory zawodzi z uwagi na obecność patogenów w tkance kallusa. Bierze się pod uwagę raki o średnicy ≥10 cm. |
| M19 | Ubytki kory: łaty bez kory o wymiarach co najmniej 5 cm x 5 cm, głównie spowodowane przez upadające sąsiednie drzewa – naturalnie lub z powodu wyrębu. Ubytki kory są szybko/latwo zasiedlane przez grzyby a później przez owady, co może skutkować utratą żywotności całego drzewa w ciągu kilku lat. |
| M20 | (brak odniesienia na ryc. 1) Wykroty: z talerzem korzeni ustawionym pionowo o wysokości ≥1,2 m. |



Ryc. 1. Typy mikrosiedlisk nadrzewnych. Objaśnienia w tab. 1 (ryc. Magdalena Makles)
Fig. 1. Types of microhabitats. Explanation as in table

Wyniki

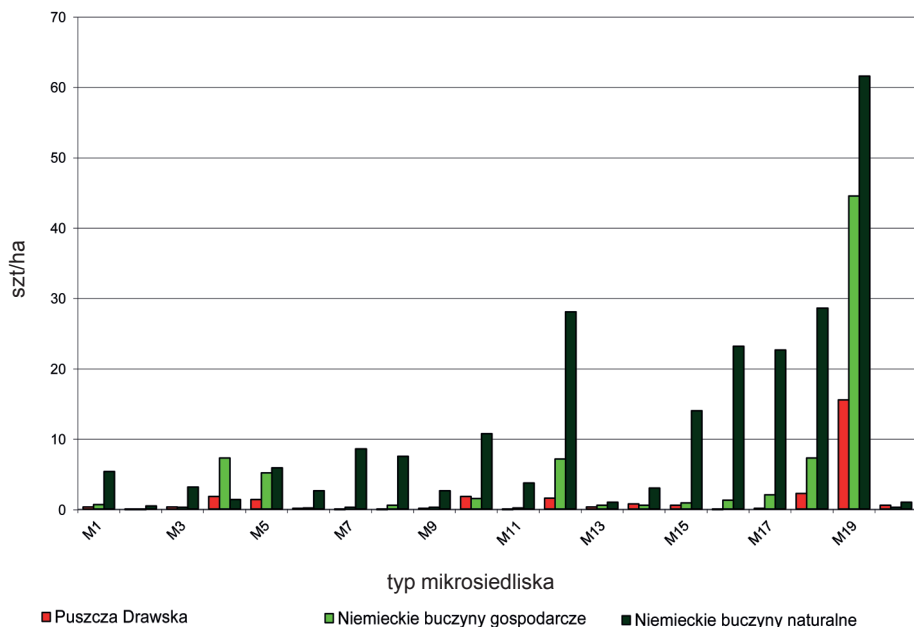
W lasach gospodarczych Puszczy Drawskiej tak oszacowane zasoby martwego drewna w traktowanych łącznie leśnych chronionych siedliskach przyrodniczych wynosiły średnio 4,22 m³/ha, na co jednak rzutowała duża ilość martwych drzew w łęgach (siedlisko przyrodnicze 91E0). Po odrzuceniu 10 powierzchni położonych w łęgach okazuje się, że w buczynach, grądach i dąbrowach użytkowanych jako lasy gospodarcze jest zaledwie 2,31 m³/ha martwego drewna.

W Drawieńskim Parku Narodowym zasoby martwego drewna w siedliskach przyrodniczych Natura 2000 okazały się znacznie wyższe i wyniosły 23 m³/ha, przy czym żadna z powierzchni położonych w parku narodowym nie wypadła w łęgach.

Oszacowano, że w leśnych siedliskach przyrodniczych Drawieńskiego Parku Narodowego jest przeciętnie 5 szt./ha kłód grubych, podczas gdy w lasach gospodarczych – zaledwie 0,25 szt./ha.

Proporcja liczby martwych drzew leżących do stojących była podobna w parku narodowym i w lasach gospodarczych była podobna i wynosiła ok. 3:1.

Średnia liczba mikrosiedlisk drzewnych na hektar lasu wynosiła: w leśnych siedliskach przyrodniczych użytkowanych jako lasy gospodarcze – 23 szt./ha; w Drawieńskim Parku Narodowym – 46 szt./ha. Rozkład częstości występowania poszczególnych typów mikrosiedlisk był silnie zróżnicowany (ryc. 2), jednak podobny (przy ok. dwukrotnie niższych zagęszczeniach) w lasach gospodarczych i w parku narodowym. Występowanie mikrosiedlisk było w zasadzie ograniczone tylko do drzew w wieku ponad 100 lat, przy czym zauważono wyraźny – dość zresztą oczywisty – pozytywny związek liczby mikrosiedlisk z wiekiem drzew.



Ryc. 2. Częstość występowania (szt./ha) poszczególnych typów mikrosiedlisk nadrzewnych w Puszczy Drawskiej w porównaniu z buczynami niemieckimi (źródło: Winter i Möller 2008)

Fig. 2. Incidence (PCs/ha) of the various types of microhabitats in Drawa Great Forest in comparison with German beech (source: Winter i Möller 2008)

Dyskusja

Zagadnienia metodyczne

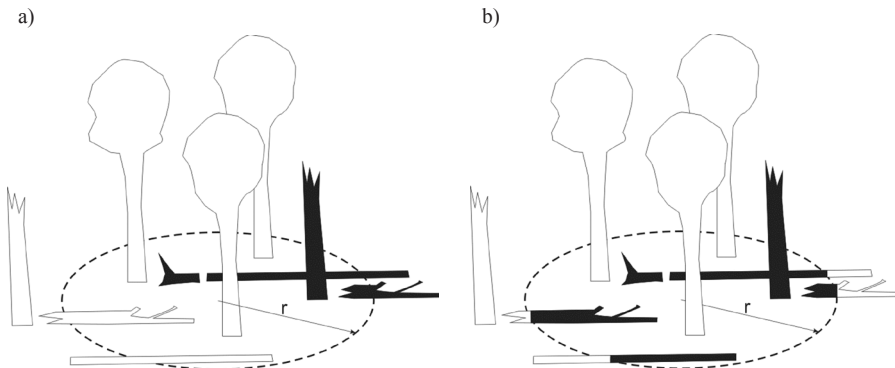
Zastosowana metoda szacowania zasobów martwego drewna nie jest oczywiście dokładnym pomiarem, a tylko zgrubnym oszacowaniem. Dużym przybliżeniem są zastosowane metody szacowania objętości drzew stojących i ich złomów. Ponieważ przestrzenna struktura rozmieszczenia martwego drewna jest zwykle skupiskowa, zastosowana liczba powierzchni próbnych nie wystarcza do dokładnego określenia jego zasobów. Jednak celem pomiaru nie było dokładne określenie zasobności martwego drewna, ale dostarczenie takiego wiarygodnego obrazu stanu ekosystemów leśnych Puszczy Drawskiej pod względem martwego drewna, z jakiego można

by wyciągać wnioski dla planowania ich ochrony. Wydaje się, że przeprowadzone oszacowanie spełniło te oczekiwania.

Wykonanie opisanego pomiaru na 118 powierzchniach próbnych wymagało ok. 10 roboczodni pracy 2-osobowego zespołu. Pracochłonność i koszt takiego oszacowania może więc zmieścić się w kosztach i pracochłonności opracowania przeciętnego planu zadań ochronnych dla dużego leśnego obszaru Natura 2000.

Wyniki uzyskane dla Drawieńskiego Parku Narodowego mogły być porównane z wynikami niezależnych prac zrealizowanych w Parku w 2012 r. w ramach prac nad operatem ochrony ekosystemów leśnych do powstającego planu ochrony Parku. Jak ustalono w tych wcześniejszych badaniach (Pawlaczyk 2014b), średnie zasoby martwego drewna we wszystkich lasach Parku kształtują się na poziomie ok. 8,40 m³/ha natomiast w chronionych leśnych siedliskach przyrodniczych – 22,71 m³/ha. Jest to wynik wysoce zbieżny z uzyskanym obecnie.

Istotnym wyborem metodycznym przy szacowaniu zasobów martwych drzew za pomocą powierzchni próbnych jest sposób traktowania drzew leżących częściowo w powierzchni. Możliwe są tu dwa rozwiązania (ryc. 3): albo uwzględnianie i mierzenie wszystkich fragmentów kłód na powierzchni, jednak przy pomiarze odcinanych granicą powierzchni, albo też mierzenie zawsze całych kłód, ale tylko tych, których źródłem pochodzenia (miejscem, gdzie rosło drzewo, z którego dane fragmenty pochodzą) jest powierzchnia próbna. Podejście pierwsze jest łatwiejsze w wykonaniu, nie budzi bowiem wątpliwości, co należy zmierzyć. Podejście drugie może być związane z trudnościami rozpoznania, skąd pochodzi dana, leżąca na dnie lasu kłoda, a trudności te mogą skutkować wątpliwościami i błędami. Jednak tylko to podejście umożliwia zebranie informacji na temat struktury wielkości fragmentów martwych drzew, w tym np. na temat liczby „kłód grubych”. Ze względu na tę zaletę, podobnie jak w Instrukcji Urządzenia Lasu, przyjęto właśnie to podejście.



Ryc. 3. Możliwe podejścia metodyczne do pomiaru ilości martwego drewna na powierzchni próbnej. Objaśnienia: a – „pochodzenie z powierzchni”, b – „zaleganie w powierzchni”

Fig. 3. Possible methodological approaches for measuring the amount of dead wood on the test surface. Explanation: a – „the origin of the surface”, b – “retention in the area”

Podejście metodyczne do pomiaru ilości martwego drewna na powierzchni próbnej według „pochodzenia z powierzchni” to podejście do rejestracji martwego drewna wg Instrukcji Urządzenia Lasu (2011) zastosowane także w niniejszej analizie (ryc. 3). Natomiast pomiar według „zalegania w powierzchni” to alternatywnie możliwe podejście do rejestracji martwego drewna. Jest prostsze metodycznie, ale nie daje możliwości analizy wielkości fragmentów martwego drewna.

Zasoby rozkładającego się drewna i mikrosiedlisk nadrzewnych w Puszczy Drawskiej

Zasoby martwego drewna w leśnych siedliskach przyrodniczych Puszczy Drawskiej zarządzanych przez nadleśnictwa okazały się zaskakująco niskie. Powszechnie deklarowana przez leśników troska o obecność martwego drewna w lesie nie znajduje, w przypadku tego kompleksu leśnego, przełożenia na stan faktyczny.

Drawieński Park Narodowy, w którym zasoby martwych drzew w leśnych siedliskach przyrodniczych znajdują się obecnie na znacznie bardziej zadowalającym poziomie, został utworzony 23 lata temu z lasów o charakterze gospodarczym. Charakter lasów włączonych do Parku był wówczas pod względem ilości martwych drzew podobny do lasów w otoczeniu. Obecne zasoby martwego drewna w Parku są więc najprawdopodobniej rezultatem akumulacji, która nastąpiła po objęciu tego terenu ochroną. Ich stan zbieżny jest z literaturowymi oszacowaniami, wg których możliwe tempo akumulacji martwego drewna, przy nieusuwaniu drzew martwych i zamierających, choć jest oczywiście zróżnicowane, może być przeciętnie w starym bukowym drzewostanie w środkowej Europie zgrubnie oszacowane na 1–1,6 m³/ha rocznie (Vandekerhove i in. 2009, Meyer i Schmidt 2011).

Podobny kontrast zaznacza się obecnie między parkiem narodowym a otaczającymi go lasami gospodarczymi, jeśli chodzi o ilość mikrosiedlisk nadrzewnych. Warto zwrócić uwagę, że wyróżniane mikrosiedliska to elementy, które wg obowiązującej Instrukcji Ochrony Lasu (2011) powinny kwalifikować drzewo jako „biocenotyczne”, a więc takie, które nie powinno być usuwane. Wyniki sugerują jednak, że rzeczywista praktyka jest odmienna.



Fot. 1. Kwaśna dąbrowa (siedlisko przyrodnicze 9190) w Drawieńskim Parku Narodowym bogata w martwe drzewa (fot. P. Pawlaczyk)

Photo 1. Acidic oak (natural habitat 9190) in Drawa National Park, rich in dead trees

Uderzające, że nawet w parku narodowym zagęszczenie mikrosiedlisk nadrzewnych jest wciąż znacznie niższe niż zanotowane w buczynach niemieckich. Winter i Möller 2008, stosując tę samą metodę, stwierdzili w niemieckich buczynach o charakterze naturalnym 220–280 szt./ha mikrosiedlisk, a w buczynach gospodarczych – 70–90 szt./ha, czyli czterokrotnie więcej niż w lasach gospodarczych Puszczy Drawskiej. W Puszczy, także w parku narodowym, wyraźnie zaznacza się zwłaszcza deficyt tych typów mikrosiedlisk, których powstawanie trwa stosunkowo długo, np. próchnowisk.

Kontrast w ilości i jakości martwego drewna oraz mikrosiedlisk nadrzewnych w leśnych siedliskach przyrodniczych parku narodowego i w sąsiadujących buczynach gospodarczych znajduje przełożenie na stan różnorodności biologicznej. Na przykład Ruta i Sienkiewicz (2013) stwierdzili silnie zaznaczony gradient liczby gatunków chrząszczy na powierzchniach próbnych w buczynach Parku i sąsiadujących buczynach gospodarczych (154–194 gatunki w Parku vs 112 gatunków w nadleśnictwie), a jeszcze silniej zaznaczony gradient liczby występujących gatunków cennych, uznawanych za wskaźniki lasów naturalnych (32–51 gatunków w Parku vs 12 gatunków w przyległej buczynie gospodarczej). Podobne zależności widoczne są także dla mchów, grzybów wielkoowocnikowych i porostów (Pawlaczyk 2014c) oraz ślimaków (Jermaček 2014).



Fot. 2. Przykład jednego z typów mikrosiedlisk (M11) (fot. P. Pawlaczyk)
Photo 2. Sample of one of the types of microhabitats (M11)

Konsekwencje planistyczne

Osiągnięcie właściwego stanu leśnych siedlisk przyrodniczych w obszarze Natura 2000 Uroczyska Puszczy Drawskiej PLH320046 wymaga zdecydowanej poprawy zasobów martwych drzew w lasach gospodarczych. Wprawdzie lasy parku narodowego mogą i powinny stanowić podstawowe refugium gatunków ksylobiontycznych w Puszczy, ale – jeżeli poważnie traktować ideę ochrony przyrody także w lasach gospodarczych – kontrast pomiędzy lasami nadleśnictwa i parku narodowego nie powinien być tak ostry. Wymaga to znacznie bardziej konsekwentnego, niż ma to miejsce obecnie, realizowania deklaracji co do „pozostawiania drzew martwych” w ekosystemie leśnym, jak również co do pozostawiania drzew biocenotycznych.

Długofalowo jedynym sposobem odbudowy i utrzymania zasobów martwego drewna i drzew biocenotycznych jest umożliwienie przynajmniej niektórym drzewom zesterzenia się i zamierania (por. Moning i Müller 2009; dla buka fizjologiczna granica starości to ponad 300 lat), co można osiągnąć np. przez pozostawianie w cięciach rębnych, nienaruszonych grup drzew na przyszłe pokolenie drzewostanu i docelowo do naturalnej ich śmierci.

Optymalny dla różnorodności biologicznej model ochrony leśnych siedlisk przyrodniczych powinien obejmować istnienie sieci biernie chronionych płatów każdego siedliska, obejmującej zarówno jego zasoby chronione biernie w parku narodowym, rozproszone kilku-kilkudziesięciohektarowe powierzchnie referencyjne rozmieszczone w Puszczy Drawskiej tak, by z punktu widzenia ksylobiontów była między nimi zachowana ciągłość ekologiczna, jak i małe grupy drzew, stanowiące refugia dla tych składników różnorodności biologicznej siedliska, które są związane z drzewami starymi, zazwyczaj bogatymi w mikrosiedliska nadrzewne (por. także Brunet, Fritz i Richnau 2010, Kraus i Krumm 2013 i lit. tam cyt.).

Podsumowanie

Pomimo uproszczonego charakteru planowania ochrony obszarów Natura 2000 w formule planu zadań ochronnych, możliwe i realne jest zebranie – w ramach prac nad takim planem – przynajmniej zgrubnych danych o ważnym, kluczowym dla różnorodności biologicznej elemencie jakości leśnych siedlisk przyrodniczych, jakim są zasoby martwego drewna oraz mikrosiedlisk nadrzewnych. Nawet proste i stosunkowo tanie metody ilościowej oceny tych elementów mogą dostarczyć nowych, niekiedy zaskakujących informacji, ważnych dla jakości planowania ochrony przyrody. Należy rekomendować podejmowanie takich oszacowań. Szczególnie cenne zaś byłoby wiązanie ich z badaniem stanu poszczególnych elementów różnorodności biologicznej. Rozpoznanie takie mogą dostarczyć dowodów, a nie tylko spekulacji, że stan zasobów martwego drewna w danym obszarze rzeczywiście wymaga poprawy.

Literatura

- Brunet J., Fritz Ö., Richnau G. 2010. Biodiversity in European beech forests – a review with recommendations for sustainable forest management. *Ecological Bulletins* 53: 77–94.
- Christensen M., Hahn K., Mountford E. Odor P., Standovar C., Rozenberger D., Diaci J., Wijdeven S., Meyer P., Winter S., Vrska T. 2005. Dead wood in European beech (*Fagus sylvatica*) forest reserves. *Forest Ecology and Management* 210 (2005) 267–282.

- Haase V., Topp W., Zach P. 1998. Eichen-Totholz im Wirtschaftswald als Lebensraum für xylobionte Insekten. *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz* 7: 137–153.
- Instrukcja Urządzenia Lasu 2011. Załącznik do Zarządzenia nr 55 Dyrektora Generalnego Lasów Państwowych z dnia 21 listopada 2011 r., Część 1: Instrukcja sporządzania projektu planu urządzenia lasu dla nadleśnictwa. Dyrekcja Generalna Lasów Państwowych, Warszawa, ss. 287.
- Jermaczek A. (red.) 2014. Projekt planu ochrony Drawieńskiego Parku Narodowego – operat ochrony fauny. Mscz dla Drawieńskiego Parku Narodowego.
- Kraus D., Krumm F. (red.) 2013. Integrative approaches as an opportunity for the conservation of forest biodiversity. *European Forest Institute*, ss. 284.
- Meyer P., Schmidt M. 2011. Accumulation of dead wood in abandoned beech (*Fagus sylvatica* L.) forests in northwestern Germany. *Forest Ecology and Management* 261 (2011) 342–352.
- Moning Ch., Müller J. 2009. Critical forest age thresholds for the diversity of lichens, molluscs and birds in beech (*Fagus sylvatica* L.) dominated forests. *Ecological Indicators* 9: 922–932.
- Müller J., Büttler R. 2010. A review of habitat thresholds for dead wood: a baseline for management recommendations in European forests. *European Journal of Forest Research* 129, 6.
- Pawlaczyk P. (red.) 2014a. Projekt planu zadań ochronnych dla obszaru Natura 2000 Uroczyska Puszczy Drawskiej – dokumentacja. Mscz dla Drawieńskiego Parku Narodowego.
- Pawlaczyk P. (red.) 2014b. Projekt planu ochrony Drawieńskiego Parku Narodowego – operat syntezy. Mscz dla Drawieńskiego Parku Narodowego.
- Pawlaczyk P. (red.) 2014c. Projekt planu ochrony Drawieńskiego Parku Narodowego – operat ochrony szaty roślinnej – część I: flora. Mscz dla Drawieńskiego Parku Narodowego.
- Ruta R., Sienkiewicz P. 2013. Inwentaryzacja oraz wskazówki do ochrony chrząszczy na terenie Drawieńskiego Parku Narodowego oraz gatunków chrząszczy z zał. II Dyrektywy Siedliskowej w obszarze Natura 2000 Uroczyska Puszczy Drawskiej. Mscz dla Klubu Przyrodników.
- Vandekerkhove K., Keersmaecker L., Menke N., Meyer P., Verschelde P. 2009. When nature takes over from man: Dead wood accumulation in previously managed oak and beech woodlands in North-western and Central Europe. *Forest Ecology and Management* 258 (2009) 425–435.
- Winter S., Flade M., Schumacher H., Kerstan E., Möller G. C 2005. The importance of near-natural stand structures for the biocoenosis of lowland beech forests. *For. Snow Landsc. Res.* 79, 1/2: 127–144.
- Winter S., Möller G.C. 2008. Microhabitats in lowland beech forests as monitoring tool for nature conservation. *Forest Ecology and Management* 255 (2008) 1251–1261.

Paweł Pawlaczyk
Klub Przyrodników
pawel.pawlaczyk@kp.org.pl