

# CO MOŻEMY ZYSKAĆ POZOSTAWIAJĄC KĘPY STARODRZEWU NA ZRĘBACH ZUPEŁNYCH?

**Marek Sławski**

## Abstrakt

Kępy starodrzewu pozostawiane na zrębach zupełnych zbliżają gospodarkę leśną do naturalnego reżimu zaburzeń. Powodują szereg zmian w strukturze drzewostanów sprzyjających zachowaniu różnorodności biologicznej i ochronie rzadkich gatunków. Rola kęp starodrzewu to: umożliwienie przetrwania gatunkom dojrzałych lasów okresu zrębu i uprawy, zróżnicowanie struktury wiekowej drzewostanów, zróżnicowanie struktury przestrzennej, stworzenie fragmentów powierzchni zrębowej o nieuszkodzonej glebie, stacji pośrednich dla organizmów migrujących między dojrzałymi drzewostanami, wzbogacenie liczby mikrosiedlisk, zwłaszcza związanych z obecnością starych drzew i występowaniem martwego drewna o dużej miąższości. Podstawą powodzenia praktyki pozostawiania wysp starodrzewi jest jej powszechność i elastyczne dostosowanie wielkości kęp i ich rozmieszczenia do lokalnych warunków.

## **Wstęp**

Przed leśnikami stoi zadanie produkcji wysoko wartościowego surowca drzewnego, a równocześnie ochrony wartości przyrodniczych na poziomie genetycznym, gatunkowym, ekosystemalnym i krajobrazowym. W miarę jak lepiej rozumiemy funkcjonowanie lasu jako układu ekologicznego, a społeczeństwo w coraz większym stopniu docenia wartość pozaprodukcyjnych funkcji lasu, to drugie zadanie nabiera szczególnego znaczenia (Grzywacz 1996). Ochrona przyrody w lasach ma długą tradycję. Wypracowała własne skuteczne metody ochrony konserwatorskiej. Miejsca o wysokich walorach przyrodniczych obejmujemy różnymi formami ochrony powierzchniowej, gatunki rzadkie i zagrożone obejmujemy ochroną gatunkową. Działania takie pozwoliły przetrwać wielu gatunkom i uchronić najcenniejsze fragmenty polskiej przyrody przed zniszczeniem (Zawadzka 2002). Coraz bardziej oczywisty staje się fakt, że przyrody nie można zamknąć w rezerwach. Konieczna jest ochrona wartości przyrodniczych poprzez mądre użytkowanie jej zasobów.

W leśnictwie należy w możliwe najwierniejszy sposób naśladować naturalne procesy przyrodnicze. Działania takie powodują, że struktura lasów zbliżona jest do układów naturalnych. Tworzymy zróżnicowane ekosystemy dostarczając środowisk życia wszystkim leśnym gatunkom. Tak rozumiane działania ochronne sprzyjają nie tylko gatunkom chronionym, ale całemu bogactwu organizmów zasiedlających lasy. Wpisują się w ideę ochrony żywych zasobów przyrodniczych (Olaczek 1999). Gospodarka prowadzona w zgodzie z naturalnym rytmem przyrody stworzy rodzaj grubego filtra odciażającego ochronę konserwatorską (Seymour i Hunter 1999). Leśnictwo w wielu działaniach gospodarczych nauczyło się naśladować przyrodę. Naśladujemy fazę rozpadu drzewostanu, aby uzyskać odnowienie naturalne, wprowadzając gatunki przedplonowe naśladujemy pionierskie stadia sukcesji, trzeba też odpowiadać procesowi naturalnego wydzielenia się drzew.

## Zręby zupełne, a naturalne zaburzenia

Zrąb zupełny powoduje gwałtowne zmiany w środowisku biotycznym i abiotycznym. Najbardziej zbliżone zmiany w warunkach naturalnych zachodzą pod wpływem zaburzeń. Zaburzenie to względnie ograniczone w czasie zdarzenie, które zakłóca funkcjonowanie ekosystemu, zespołu lub strukturę populacji i zmienia dostępność zasobów środowiskowych lub warunki abiotyczne środowiska (Turner i in. 2001). Zaburzeniami będą zatem wiatrołomy, pożary, powódzie, silne gradacje. Zaburzenia w ekologii opisuje, się zwykle przy pomocy czterech charakterystyk:

rodzaj - czym innym jest wiatrołom, a inaczej oddziałuje pożar czy powódź,

intensywność - inna jest skala destrukcji przy pożarze przyziemnym a całkowitym drzewostanu,

wielkość - naturalne zaburzenia mogą objąć obszar od kilku arów do tysięcy hektarów,

ład czasowy rozumiany jako:

- sezonowość, czyli porę roku, w której najczęściej zdarzają się zaburzenia,

- częstotliwość czyli średni okres między pojawieniem się zaburzeń w danym kompleksie leśnym,

- obieg, czyli czas potrzebny na to, by suma zaburzeń w kolejnych latach objęła powierzchnie równą powierzchni kompleksu leśnego.

Wydaje się, że lasy na ubogich siedliskach kształtowane były przez powtarzające się zaburzenia. Tam też rębnia zupełna jest głównym sposobem zagospodarowania. Przystosowania gatunków występujących w takich środowiskach potwierdzają powszechność występowania zaburzeń w borach sosnowych. Na przykład sosna jest gatunkiem względnie przystosowanym do życia w obszarach nawiedzanych przez pożary. Gruba korowina chroni kambium przed wysoką temperaturą, lekkie uskrzydłone nasiona pozwalają łatwo skolonizować zaburzony obszar, siewki dobrze rozwijają się tam gdzie nadmiar ściółki uległ wypaleniu (Hille i Ouden 2004). Lerka jest drugim gatunkiem potwierdzającym ekologiczną powszechność zaburzeń na ubogich siedliskach. Ptak ten występuje w dużych kompleksach leśnych unikając terenów nieleśnych. Idealne warunki do gniazdowania osiąga w borach sosnowych na młodych uprawach leśnych. Jest to zatem gatunek leśny wykorzystujący jako swoje środowisko życia zaburzone fragmenty borów sosnowych (Tomiałojć i Stawarczyk 2003). Obecność takich gatunków wskazuje, że częste uszkodzenie drzewostanu na nawet dużych powierzchniach wpisane jest w rozwój lasu na słabych glebach.

Las gospodarczy zagospodarowany zrębowo pod wieloma względami różni się od lasu kształtowanego przez zaburzenia:

Strukturą przestrzenną,

Strukturą wiekową,

Strukturą piętrową,

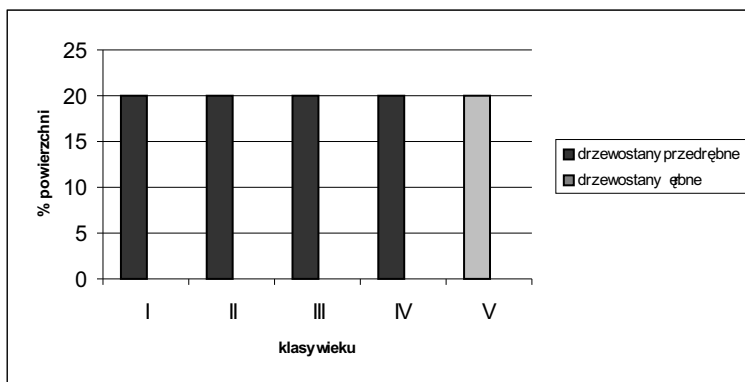
Ilością pozostałej martwej materii organicznej,

Obecnością fragmentów niezaburzonej powierzchni.

W lesie kształtowanym przez naturalne zaburzenie powierzchnia poszczególnych drzewostanów jest bardzo zróżnicowana. Struktura przestrzenna naturalnych krajobrazów składa się z małych, średnich i bardzo dużych powierzchni, ponieważ zaburzenia mogą wystąpić na obszarze nieprzekraczającym 1 hektara, a niekiedy jednak obejmują powierzchnię liczoną w kilometrach kwadratowych. W lesie gospodarczym płaty drzewostanów mają mniej różnorodną powierzchnię, ich wielkość zbliżona jest do obowiązującej powierzchni zrębu (obecnie ok. 4 hektary). Również struktura wiekowa lasów naturalnych odbiega od struktury klas wieku w lasach gospodarczych. W lesie gospodarczym brak jest w zasadzie drzew starszych niż przyjęty wiek rębności (rys. 1).

**Rys. 1.** Teoretyczna struktura klas wieku w lesie gospodarczym przy wieku rębności 100 lat wynikająca z modelu lasu normalnego.

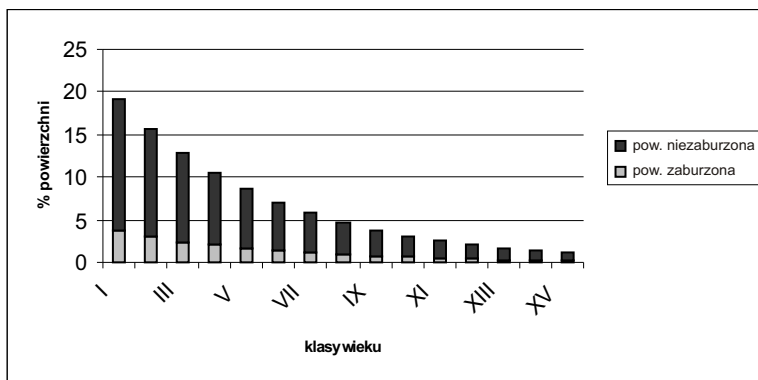
*Fig. 1. Theoretical age structure of managed forest according to normal forest model.*



Zręby zakładane są w drzewostanach rębnych i w ciągu dwudziestolecia wszystkie powierzchnie zostają wycięte i odnowione. Struktura wiekowa takiego lasu dąży do równego udziału wszystkich klas wieku. W lesie kształtowanym przez reżim zaburzeń część drzew ma szansę osiągnąć maksymalny wiek fizjologiczny. Zaburzenia występują losowo i dotyczą z równym prawdopodobieństwem drzewostany młode jak i stare. Część starych drzewostanów nie ulega zaburzeniom i ich biocenozy rozwijają się niezakłócenie przez setki lat. Wytwarza się charakterystyczna schodkowa struktura klas wieku (Rys. 2).

**Rys. 2.** Teoretyczna struktura klas wieku w lesie kształtowanym przez zaburzenia. Obieg zaburzeń 100 lat, maksymalny wiek życia drzew 300 lat (według Seymour i Hunter 1999)

**Fig. 2.** Theoretical age structure in forest under natural disturbance regime, disturbance turn-over 100 years, maximal age span of trees 300 years (after Seymour i Hunter 1999).



Pomimo dużego udziału młodych klas wieku, wyższy jest średni wiek drzewostanów. Zaburzenia rzadko działają totalnie. Zwykle nawet po najsilniejszych zdarzeniach na powierzchni pozostaje duża część biomasy w formie ściółki, pni i gałęzi martwych drzew. Ma to duże znaczenie dla formowania się gleb leśnych oraz występowania organizmów związanych z martwym i rozkładającym się drewnem (Simila i in. 2003, Gutowski i in. 2004). Na zrębach większość biomasy jest wywożona w postaci surowca drzewnego. Na powierzchniach zrębowych stosowane jest przygotowanie gleby przeważnie w formie wyorywania pasów. Brak jest odpowiednika takich zabiegów na obszarach zaburzonych. Zaburzenie rzadko niszczy wszystkie drzewa na powierzchni. Zwykle pozostają pojedyncze osobniki jak też ich grupy. Zdarza się czasem, że pozostają duże powierzchnie w formie wysp drzewostanowych nietkniętych przez zaburzenie, a otoczone przez zniszczoną powierzchnię (Franklin i inni 2002). Przykładem może być pożarzysko w nadleśnictwie Cierpiszewo, gdzie na spalonej powierzchni (ponad 2800 ha) pozostało kilka takich kęp, z których największa obejmowała prawie dwa odziały. Kępa starodrzewu pozostawiona na zrębie naśladuje nietknięty przez zaburzenie fragment drzewostanu. Praktykę tą wprowadziło zarządzenie nr 11 Dyrektora Generalnego Lasów Państwowych w sprawie doskonalenia gospodarki leśnej na podstawach ekologicznych z 1995 roku. Obecnie znalazła ona swoje miejsce w Zasadach Hodowli Lasu i Instrukcji Ochrony Lasu. W dokumentach tych występuje duży zamęt terminologiczny. Równoległe płyty starodrzewu pozostawione na zrębie określane są jako: wyspy, biogrupy, fragmenty, kępy. W prezentowanej pracy proponuję używać terminu kępy starodrzewu, jako najlepiej obrazującego ich rolę ekologiczną: płyt staro lasu otoczonego przez obszar młodszej fazy rozwojowej lasu.

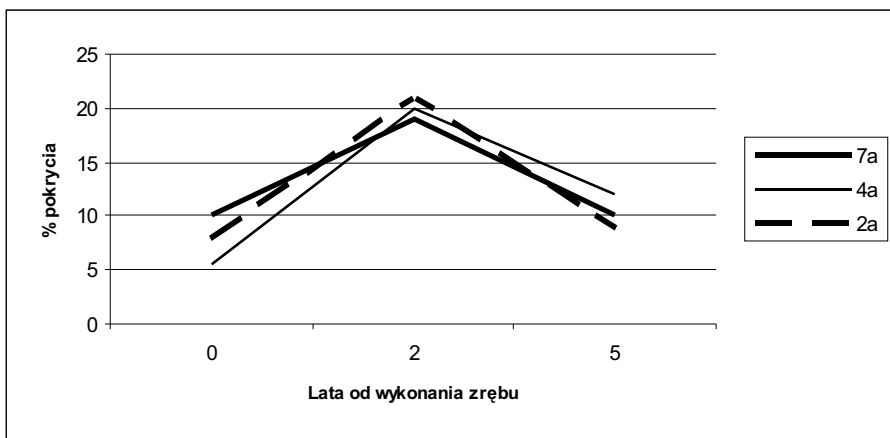
### Zmiany na kępach starodrzewu

W roku 1996 Katedra Ochrony Lasu i Ekologii rozpoczęła eksperyment mający na celu wyjaśnienie zmian biotycznych, jakie zachodzą na pozostawionych kępach starodrzewu. W tym celu na 8 zrębach zupełnych na siedliskach Bśw i BMśw pozostawiono kępy

starodrzewu o powierzchniach 2, 4 i 7 arów. Kępy zajmowały 5% powierzchni zrębowych. Łącznie pozostawiono 36 kęp starodrzewu. Obserwacji poddano roślinność runa i faunę epigeiczno-glebową. W niniejszym referacie zostaną przedstawione wybrane wyniki tych badań. W pierwszych dwóch latach zaobserwowano inwazję śmiałka pogiętego. Niektóre powierzchnie zrębowe pokryły się łanem tej trawy. Na pozostawionych kępach starodrzewu stopień pokrycia śmiałkiem wzrósł o około 10%. Na 7 arowych kępach wzrost ten był najmniejszy i zachodził od północnej strony kępy. Na mniejszych kępach 4 i 2 arowych zaobserwowano wkraczanie śmiałka do wnętrza kępy i rozrastanie się darni. Po 5 latach śmiełek wycofał się z kęp starodrzewu i stopień jego pokrycia powrócił do stanu z początku eksperymentu (rys. 3).

**Rys. 3.** Zmiany stopnia pokrycia powierzchni kęp starodrzewu przez śmiełek pogięty w kolejnych latach po wykonaniu zrębu w zależności od wieku kępy.

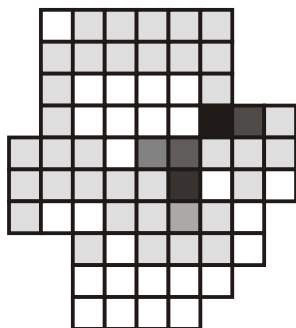
**Fig. 3.** *Changes in cover percentage by common hairgrass in years following clear cut on forest patches of various size.*



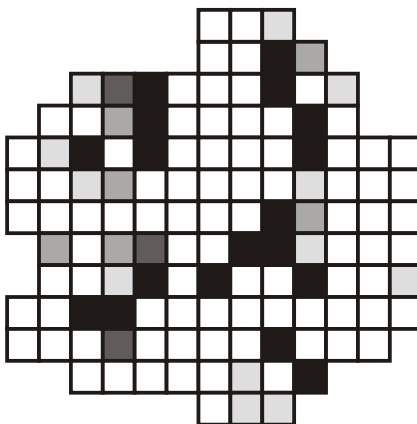
Najsilniejsze zmiany zachodziły na brzegu wszystkich kęp. Dowodem może być silna śmiertelność odnowienia sosnowego na powierzchni kępy, powstałego przed założeniem zrębu. W strefie ok. 2 m od brzegu kępy ponad 80% egzemplarzy odnowienia zgięło w 1 roku eksperymentu. Najsilniej proces ten wystąpił w najmniejszej wariancie kępy (rys. 4).

**Rys. 4.** Procent żywego odnowienia sosnowego po pierwszym roku od wykonania zrębu na kępach różnej wielkości.

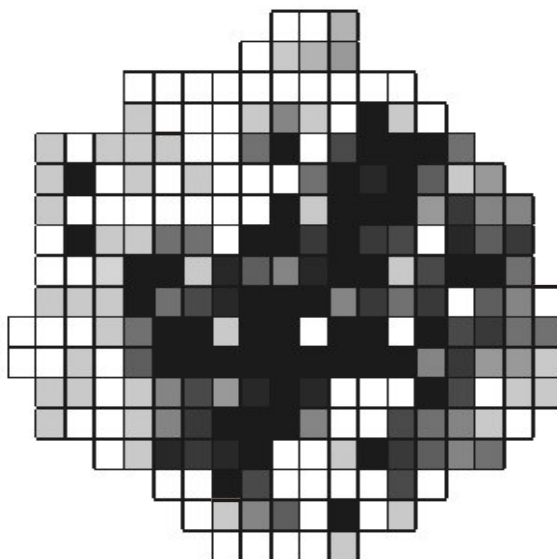
**Fig. 4.** Percentage of pine regeneration survived on forest patches of various size in the first year after clear cut.



Wyspa 2 ary



Wyspa 4 ary



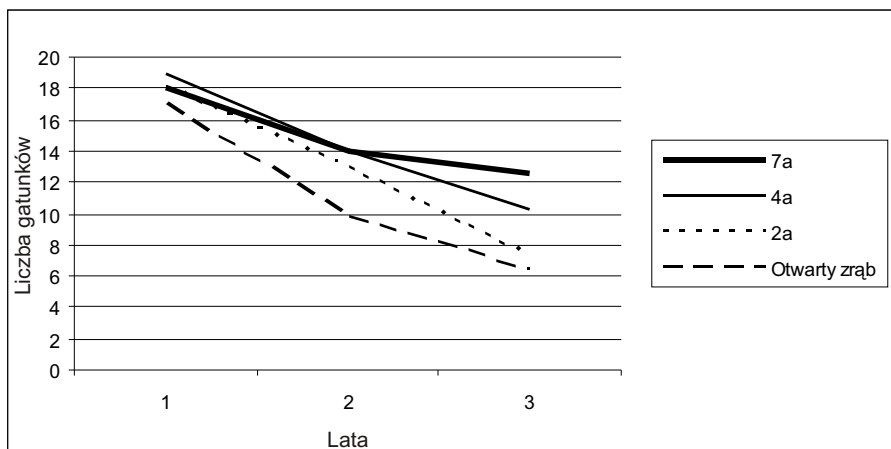
Wyspa 7 arów

0	1-10	11-20	21-30	31-40	41-50	51-60	61-70	71-80	81-90	91-100	Brak podszyciu

Śmiertelność wynikała nie tylko ze zmiany warunków abiotycznych, ale również z mechanicznego uszkodzania drzewek w trakcie prowadzenia prac na powierzchni zrębowej. Badania fauny glebowej wskazują, że im mniejsza kępa starodrzewu tym więcej gatunków wymiera po wykonaniu zrębu (Sławska 2000). Na najmniejszej kępie w trzech pierwszych latach zginęło średnio 11 gatunków skoczogonków, prawie tyle samo ile na otwartej powierzchni (rys. 5).

**Rys. 5.** Liczba gatunków skoczogonków na kępach starodrzewu różnej wielkości i powierzchni otwartej w kolejnych latach po wykonaniu zrębu (Sławska 2000).

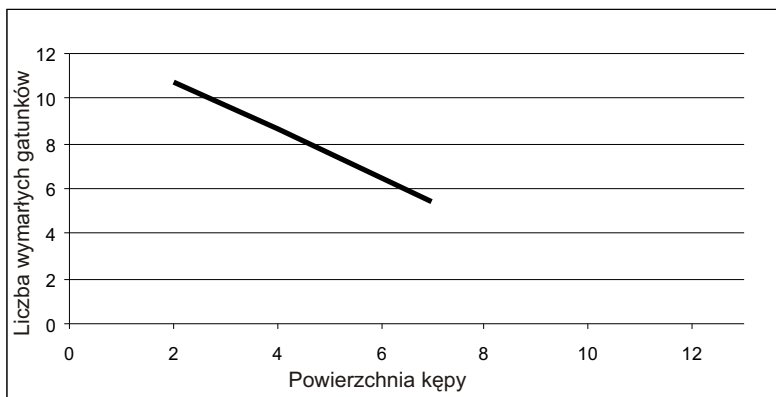
**Fig. 5.** Numer of springtail species on forest patches of various size and open area in years following clear cut (Sławska 2000).



Zależność między liczbą gatunków, jaka wyginęła, a wielkością kępy starodrzewu wskazuje, że zwiększenie powierzchni kępy o 1 ar powoduje przetrwanie 1 gatunku. Innymi słowy celem zachowania pełnego zestawu gatunków skoczogonków wielkość kępy powinna wynosić ok. 10-12 arów (rys. 6).

**Rys. 6.** Spadek średniej liczby gatunków skoczogonków w pierwszych trzech latach po wykonaniu zrębu w zależności od wielkości kępy starodrzewu.

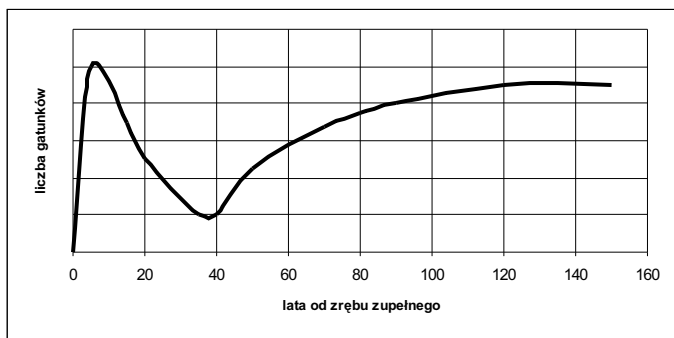
**Fig. 6.** Decreases in springtail species number in first three years after clear cut according to tree clump size.



Nie należy tej wartości traktować jako odpowiedzi na pytanie jak duża powinna być kępa starodrzewu. Jest to bardziej przesłanka lub wskazówka niż odpowiedź, każda grupa gatunków może zareagować inaczej. Pozostawienie kęp starodrzewu wielokrotnie zwiększa szanse gatunków na powierzchni zrębowej w porównaniu z terenem otwartym. W warunkach rozwijającej się uprawy gatunki wymierają dwukrotnie. Pierwszy raz po wycięciu drzewostanu na skutek gwałtownego odsłonięcia powierzchni i drugi raz, kiedy rozwijający drzewostan osiąga maksymalne zwarcie w wieku 25-35 lat a dno lasu staje się silnie zacienione (rys. 7).

**Rys. 7.** Zmiany liczby gatunków w trakcie rozwoju biocenozy borowej na zrębie zupełnym (według Sławska i Sławski 1997).

**Fig. 7.** Changes in species number along pine forest biogenesis development after clear cut (after Sławska i Sławski 1997).





Uzyskane wyniki pozwalają stwierdzić, że kępy starodrzewi pozwalają przetrwać gatunkom drobnych zwierząt i roślin związanych z dojrzałymi lasami. Bronią wnętrza kępy starodrzewu przed inwazją gatunków terenów otwartych. Procesy przebiegające na wyspie starodrzewu są silnie uzależnione od jej powierzchni.

## **Rola kęp starodrzewu**

Kępy starodrzewu pozostawione z całym biologicznym dziedzictwem dojrzałego drzewostanu mogą w wieloraki sposób podnosić różnorodność lasu i przyczynić się do całościowej ochrony przyrody. Stanowią one szalupę ratunkową dla tych gatunków, pozwalając im przetrwać niekorzystne wczesne etapy rozwoju drzewostanu. Po tym okresie kępy starodrzewu staną się źródłami diaspor, które napływają do otaczających drzewostanów przyspieszą regenerację biocenozy.

W lasach zagospodarowanych systemem zrębowym stare drzewostany są silnie pofragmentowane. Odległość między nimi utrudnia migrację wielu drobnym organizmom. Kępy starodrzewi mogą stać się stacjami pośrednimi zmniejszającymi dystans, jaki muszą pokonać drobne zwierzęta przemieszczając się między zachowanymi dojrzałymi drzewostanami. Przykładem mogą być większe biegaczowate, które przechodząc między kępami starodrzewu pokonują ponad 150 metrów (Skłodowski 1999). Obecność kęp starodrzewu różnicuje strukturę drzewostanu przestrzenną, piętrową i wiekową. Rozbija monotonię jednowiekowych drzewostanów, które dominują przy zrębowym sposobie użytkowania lasu. Wzbogaci to ilość mikro środowisk. Dzięki nim pojawiają się w lesie drzewa stare, z czasem dużo starsze niż wiek rębności. Stanowią one ważny, a często kluczowy element środowiska dla wielu rzadkich gatunków. Będą stanowić czatownie dla ptaków drapieżnych, i podstawę do budowy stabilnych i trwałych gniazd. Niektóre z drzew zaczną obumierać, pojawi się martwe drewno o grubych wymiarach, stanowiące środowisko życia wielu rzadkich gatunków owadów i grzybów.

## **Wskazówki dla praktyki**

Pozostawianie kęp starodrzewi weszło na trwałe do praktyki leśnej, ale wciąż wzbudza wiele wątpliwości, szczególnie ze strony ochrony lasu. Pojawiają się problemy ze szkodami od wiatru, czy występowaniem szkodników wtórnych, głównie przyplaszczka granatka. Natężenie tych zagrożeń jest bardzo różne i często zależy od lokalnych warunków. Na glebach głębokich drzewa są lepiej zakotwiczone i szkody od wiatrów są mniejsze; tam, gdzie gleby są płytkie niecałkowite, problem wywrotów staje się większy. Atak "szkodników" zależy od ogólnej kondycji drzewostanów: tam, gdzie kondycja jest słabsza, prawdopodobieństwo wystąpienia szkód od owadów jest na kępach starodrzewi większe. W wielu miejscach Polski pozostawione kępy starodrzewu przetrwały 10 lat i nie widać tam symptomów poważnych uszkodzeń. Odpowiedzią na te wątpliwości jest indywidualne i elastyczne podejście do wielkości i miejsca wyznaczanych grup starodrzewu. W niektórych rejonach Polski odporniejsze mogą być większe kępy, w innych mniejsze. Wskazane byłoby przygotowanie potencjalnych kęp w trakcie trzebieży późnych poprzez delikatne rozluźnienie zwarcia wokół projektowanej kępy. Zmiana otoczenia pozwoli na złagodzenie stresu związanego z odślonieniem kęp starodrzewu przy wykonywaniu zrębu zupełnego. Dodać należy, że zamieranie pojedynczych drzew na kępach starodrzewi jest naturalnym zjawiskiem, co więcej wręcz oczekujemy, że wyspy staną się miejscem występowania martwych drzew stojących i leżących. Ważną kwestią jest odejście od schematyzmu w wyznaczaniu kęp starodrzewi zgodnie z duchem wskazówek zawartych w Instrukcji Ochrony Lasu. Podane wartości liczbowe wielkości i rozmieszczenia kęp starodrzewi powinny być punktem wyjścia do

znalezienia lokalnie najlepszych rozwiązań. Należy dążyć, by pozostawiać zarówno małe jak i duże kępy, naśladując zróżnicowaną powierzchnię nieuszkodzonych fragmentów drzewostanów na powierzchniach zaburzonych. Patrząc na rolę kęp starodrzewi trzeba wyjść z patrzenia na las z perspektywy jednego wyłączenia. Myślę, że można niekiedy wyciąć jeden czy dwa paski zrębowe bez pozostawiania wysp starodrzewu po to, by na następnym pozostawiona kępa była wyraźnie większa od pozostałych i miała nie kilka, a kilkadziesiąt arów.

Pozostawianie kęp starodrzewi jest praktyką zupełnie nową w polskim leśnictwie. Z pewnością ich wielopłaszczyznowy wpływ na strukturę drzewostanów przełoży się na zachowanie różnorodności biologicznej i ochrony przyrody. Pamiętać jednak należy, że zarówno nauka leśna i praktyka są na etapie gromadzenia pierwszych doświadczeń z takiego sposobu prowadzenia gospodarki. Stąd wynika konieczność obserwacji dotychczasowych dokonań, wyciągania z nich wniosków i modyfikowania działań tak, by skutki przyrodnicze były jak najlepsze, a obciążenia gospodarcze jak najmniejsze.

**What can we gain leaving tree clusters on clear cut areas? Abstract:** Clumps of overmatured stand left on clear cut areas make forest management more similar to natural disturbance regimes. Their presence cause numbers of changes in forest structure which help maintain biodiversity and protection of rare species. Role of forest islands is as follows: life boat for disturbance sensitive species typical to matured stands, diversification of age structure, diversification of spatial structure, presence of patches with not scarified soil, stepping stones for species migrating between matured stands, increase in number of microhabitats specially those associated with old and dead trees. Leaving of such clumps should be general practice in forestry. Flexibility in size and distribution of the clumps on clear cuts which fit best local condition is a base for success of this practice.

## Literatura

Franklin J. F., Spies T. A., Van Pelt R., Carey A. B., Thornburgh A. A., Rae Berg D., Lindenmayer D. B., Harmon M. E., Keeton W. S., Shaw D. C., Bible K., Chen J. 2002 Disturbances and structural development of natural forest ecosystems with silvicultural implications, using Douglas-fir forests as an example. *Forest Ecology and Management* 155 pp 399-423.

Grzywacz A. 1996. Nowe oczekiwania społeczne w stosunku do lasów i leśników. W: *Problemy realizacji proekologicznego modelu leśnictwa metodami aktywnej gospodarki leśnej*. Wydawnictwo SGGW Warszawa.

Gutowski J. M., Bobiec A., Pawlaczyk P., Zub K. 2004. *Drugie życie drzewa*. WWF Polska Warszawa-Hajnówka.

Hille M., Ouden J. 2004. Improved recruitment and early growth of Scots pine (*Pinus Sylvestris* L.) seedlings after fire and soil scarifications. *European Journal of Forest Research* 123 pp 213-218.

Ołaczek R. 1999. *Problemy strategii ochrony żywych zasobów przyrody*. W: *Ochrona*

środowiska i żywych zasobów przyrody. Red. Olaczek R. Warcholińska A. U. Wydawnictwo Uniwersytetu Łódzkiego. Łódź.

Seymour R. S., Hunter M. L. Jr. 1999. Principles of ecological forestry. W: Hunter M. L. Jr Maintaining Biodiversity in Forest Ecosystems. Cambridge University Press.

Sławska M., Sławski M. 1997. Zmiany wybranych właściwości gleby, fauny glebowej i roślinności jako wskaźniki regeneracji i sukcesji boru sosnowego. W: Waloryzacja ekosystemów leśnych metodami zooindykacyjnymi. Fundacja „Rozwój SGGW” Warszawa pp 205-220.

Sławska M. 2000. Możliwości wykorzystania fauny glebowej do oceny efektywności zabiegów gospodarczych. Sylwan pp. 93-100.

Simila M., Kouki J., Martikainen P. 2003. Saproxyllic beetles in managed and seminatural Scots pine forests: quality of dead wood matters. Forest Ecology and Management 174 pp 365-381.

Skłodowski J. 1999. Znaczenie wielkości biogrupy pozostawionej na zrebie w ochronie gatunkowej na przykładzie biegaczowatych Col. Carabidae Katedra Ochrony Lasu i Ekologii Warszawa Fundacja „Rozwój SGGW” pp 80.

Tomiałojć L. Stawarczyk T. 2003. Awifauna Polski. Rozmieszczenie, liczebność i zmiany. PTPP „pro Natura” Wrocław.

Turner M. G., Gardner R. H., O'Neill R. V., 2001. Landscape Ecology in Theory and Practice. Pattern and Process. Springer-Verlag New York Berlin Heidelberg.

Zawadzka D. 2002. Ochrona Przyrody w Lasach Państwowych. CILP Warszawa pp 160.

**Marek Sławski**

Katedra Ochrony Lasu i Ekologii SGGW  
ul. Nowoursynowska 159, 02-776 Warszawa

