

LESZEK BOLIBOK

Regulacja warunków wzrostu odnowień na gniazdach – wpływ parametrów gniazd na oddziaływanie czynników biotycznych

Regulation of regeneration growth conditions in small clear cuts
– the effect of gap parameters on biotic factors influence

ABSTRACT

Bolibok L. 2009. Regulacja warunków wzrostu odnowień na gniazdach – wpływ parametrów gniazd na oddziaływanie czynników biotycznych. Sylwan 153 (11): 733-744.

Optimisation of patch selective cutting, especially the interaction between size and shape of artificial gaps and biotic factors influencing tree regeneration, is rather sparsely documented in Polish silvicultural textbooks. The removal of trees can increase availability of nutrients in artificial gaps. Establishment of root gaps and vigorous development of vegetative cover (weeds) is another consequence. This paper presents review of investigations that describe interactions between mentioned factors influencing regeneration growth and parameters of gaps. The special attention is paid to potential application of cited results in practical silviculture.

KEY WORDS

small clear cut, patch selective cutting, gaps, root gaps, weeds, optimization

ADDRESSES

Leszek Bolibok – e-mail: leszek.bolibok@wl.sggw.pl

Katedra Hodowli Lasu; SGGW; ul. Nowoursynowska 159; 02-787 Warszawa

Wstęp

Pomimo szerokiego stosowania cięć gniazdowych w polskich lasach, istnieje zadziwiająco mało publikacji odnoszących się do kwestii dostosowania wielkości, kształtu i orientacji przestrzennej gniazd pod kątem zapewnienia optymalnych warunków wzrostu dla odnawianych gatunków. Zalecenia obecne w podstawowych podręcznikach hodowli lasu [Bernadzki 2000; Jaworski 1995; Puchalski, Prusinkiewicz 1990; Puchalski 2000] mają bardzo ogólny charakter i nie dostarczają zbyt wielu wskazówek do projektowania gniazd. U podstaw stosowania cięć gniazdowych leży założenie, że gniazdo jako powierzchnia „ekologicznie mała” ma warunki mikroklimatyczne zbliżone do warunków panujących wewnątrz drzewostanu, a jednocześnie brak lub przerzedzona osłona górna sprawiają, że są tam zdecydowanie lepsze warunki świetlne niż pod okapem drzewostanu. Opisane założenie koncentruje się na abiotycznych warunkach wzrostu odnowień, kształtowanych głównie dostępem promieniowania słonecznego (światła i ciepła) i opadów oraz ewentualnym wypromieniowaniem ciepła. Modyfikacja parametrów gniazda (głównie jego wielkości) może mieć również wpływ na uwarunkowane biologicznie warunki wzrostu odnowień, takie jak: dostępność biogenów oraz konkurencja korzeniowa otaczającego drzewostanu, konkurencja roślinności zielonej i krzewinek. Zagadnienia te są rzadko poruszane w polskiej literaturze z zakresu hodowli lasu, lecz stosunkowo często badane

zagranicą. Niniejszy artykuł stanowi przegląd publikacji zagranicznych, głównie anglojęzycznych, poruszających zagadnienie biotycznie determinowanych warunków wzrostu odnowień na gniazdach.

Dostępność składników pokarmowych

Wycięcie gniazda może zmienić dostępność biogenów (azotu, fosforu, potasu) dla wzrastających na nim odnowień w porównaniu z warunkami podokapowymi w danym siedlisku. Badania obiegu materii na gniazdach różnej wielkości wskazują podwyższony poziom dostępności biogenów, zwłaszcza azotu. Prescott i in. [1992] zaobserwowali to zjawisko na gniazdach o powierzchni 0,25 ha, a Bauhus i Bartsch [1995] na gniazdach o powierzchni 0,07 ha. Podwyższenie dostępności składników pokarmowych wykazują badania glebowe nawet na bardzo małych gniazdach (a raczej sztucznie utworzonych lukach) o powierzchni 0,025 ha [Parsons i in. 1994b] czy nawet mniejszych – 0,017 ha [Ritter, Vesterdal 2006].

Jak wskazują badania obiegu biogenów w ekosystemach leśnych [Vitousek i in. 1982], poziom i trwanie podwyższonej dostępności azotanów po usunięciu drzew są różne w różnych drzewostanach. Zjawisko to może mieć co najmniej cztery przyczyny [Prescott 2002]:

- usunięcie drzew, które uprzednio pobierały biogeny, powodujące większą dostępność zwolnionych zasobów,
- zwiększenie mineralizacji materii organicznej zawartej w glebie wskutek zwiększonego dopływu ciepła i opadów,
- spadek aktywności mikroorganizmów glebowych, wchłaniających związki azotu, spowodowany spadkiem dopływu nowej martwej materii organicznej (opadu liści, zamierających korzeni drobnych),
- rozkład resztek pozrębowych zawierających dużo biogenów (liści, kory, drobnych gałęzi).

Na pierwszą z tych przyczyn wzrostu dostępności biogenów na gniazdach wskazuje wiele badań. Czasami wzrost ilości azotanów w roztworze glebowym na gniazdach może być tak wysoki, że powoduje obniżenie pH gleby, co sprzyja zwiększonemu uwalnianiu się toksycznych jonów glinu [Bauchus, Bartsch 1995]. Guo i in. [2004] stwierdzili na gniazdach 0,25 ha maksymalnie ponad dziesięciokrotne podwyższoną dostępność jonów $H_2PO_4^-$ w porównaniu do nienaruszonego drzewostanu sosny Elliotta (*P. elliotii*).

Badania Parsonsa i in. [1994b] wskazują, że wielkość tworzonych gniazd ma istotny wpływ na wzrost dostępności azotu w glebie. Autorzy ci stwierdzili, że usunięcie jednego lub kępy pięciu drzew nie zwiększa dostępności azotanów w glebie, dopiero wycięcie kępy 15 lub 30 drzew dawało taki efekt. Wyniki opisanego doświadczenia mogą być traktowane jako wskazówka dotycząca zagadnienia optymalizacji wielkości gniazd. Prescott i in. [2003] stwierdzili podwyższoną dostępność azotu w glebie przy stosowaniu cięć zupełnych (1 lub 10 ha) lub gniazdowych (0,1 ha) utrzymującą się od 3 do 7 lat po cięciu. Badania cytowanych autorów wykazały, że usunięcie cięciem częściowym podobnej ilości drzew jak w cięciu gniazdowym (w przeliczeniu na 1 ha) nie skutkowało wzrostem dostępności azotu w glebie. Prawdopodobnie wzrost dostępności biogenów dla odnowień następuje dopiero wtedy, gdy gniazdo osiąga pewne minimalne rozmiary, natomiast nie jest jasne czy dalsze zwiększanie jego powierzchni będzie skutkowało wzrostem dostępności biogenów. Badania w drzewostanach bukowych nie wykazały istotnych statystycznie różnic w dostępności azotanów na gniazdach o średnicy 20 i 30 metrów [Ritter i in. 2005]. Autorzy jednak zwracają uwagę, że mniejsze gniazda szybciej są opanowane przez otaczające drzewa (pod i nad ziemią) i w związku z tym można się spodziewać, że w większych gniazdach zwiększona dostępność azotanów będzie trwała dłużej.

Zmiany warunków mikroklimatycznych po wykonaniu gniazda mogą wpływać na tempo mineralizacji martwej materii organicznej i pośrednio na dostępność biogenów. W lasach klimatu umiarkowanego zwiększenie dostępu ciepła do dna lasu na gnieździe, połączone ze wzrostem uwilgotnienia gleby w centralnej części gniazda, może prowadzić do sześciokrotnego przyspieszenia procesu denitryfikacji i uwalniania N_2O z gleby do atmosfery [Brumme 1995]. Przesuszenie wierzchnich warstw gleby może spowolnić ten proces i przyczynić się do pozostania dostępnego dla roślin form azotu w glebie. Badania Bauhusa [1996] wskazują, że wycięcie gniazda nasila proces mineralizacji związków organicznych zawierających azot. W rok po wycięciu gniazd proces ten był zdecydowanie intensywniejszy na gnieździe niż pod otaczającym drzewostanem, natomiast w drugim roku obserwacji tendencja uległa odwróceniu. Autor uważa, że w badanym drzewostanie bukowym zawartość łatwo rozkładalnej substancji organicznej w glebie zawierającej azot była stosunkowo niewielka i uległa wyczerpaniu już w pierwszym roku. Wyniki tego doświadczenia sugerują, że wzrost dostępności azotu tylko na skutek rozkładu martwej materii organicznej może być krótkotrwały. Dalsze badania we wspomnianym obiekcie prowadzone przez Bauhusa i in. [2004] wykazały, że stwierdzona duża dostępność azotanów oraz ich denitryfikacja nie mogły być skutkiem intensywnego rozkładu martwej materii organicznej, a raczej były skutkiem ustania pobierania biogenów przez wycięte drzewa.

W niektórych przypadkach wycięcie gniazda może hamować mineralizację martwej materii. Badania w lasach subtropikalnych wskazują, że w tamtejszych warunkach wilgotność ściółki jest czynnikiem decydującym o tempie jej rozkładu [Zhang, Zak 1995]. W lukach o średnicy większej niż 15 m tempo rozkładu ściółki ulega wyraźnemu zahamowaniu, ponieważ docierająca tam większa ilość światła i ciepła wysusza ściółkę i utrudnia jej rozkład. Podobnie ograniczający wpływ wzrostu wielkości gniazda na tempo rozkładu ściółki obserwowano w wysokich położeniach górskich w Turcji [Sariyildiz 2008], ale w tym wypadku było to związane z niższą temperaturą gleby na gniazdach. Również w lasach duńskich zaobserwowano wolniejszy rozkład ściółki w większych gniazdach [Ritter 2005].

W niektórych drzewostanach nie zaobserwowano wpływu wielkości gniazd na tempo rozkładu ściółki [Prescott i in. 2003], a pozytywny związek wielkości gniazda z dostępnością azotanów był tłumaczony innymi czynnikami. Również badania Hope i in. [2003] wskazują, że rozkład martwej materii organicznej nie był źródłem podwyższonego poziomu azotanów na gniazdach. Takim czynnikiem może być zmieniona pod wpływem utworzenia gniazda, aktywność mikroorganizmów glebowych. Zmniejszenie biomasy mikroorganizmów glebowych przechwytyjących biogeny może się przyczynić do zwiększenia dostępności azotu na gniazdach. Bauhus i Barthel [1995] opisują spadek ilości strzępek grzybni ektomikoryzowych wewnątrz gniazd wyciętych w drzewostanie bukowym. W nienaruszonym drzewostanie około 20% biomasy mikroorganizmów glebowych przypadało na strzępki grzybni mikoryzowych. Badacze zaobserwowali, że korzenie drzew żyły jeszcze przez około 2 lata po ścinie, jednak mikoryza na nich zanikła, ponieważ nie była przez nie zaopatrywana w pokarm. Azotany dotychczas przechwytywane przez grzyby mikoryzowe stały się dostępne w roztworze glebowym. Inny mechanizm zmniejszenia absorpcji azotanów przez mikroorganizmy glebowe opisują Prescott i in. [2003]. W swoich badaniach zauważyli istotny spadek dopływu opadu martwej materii do ściółki na gniazdach już o wielkości 0,1 ha. Rozpuszczalne związki węgla wymywane ze ściółki są źródłem związków wykorzystywanych przez mikroorganizmy glebowe w procesach metabolicznych. Spadek zaopatrzenia w te związki może być przyczyną spadku zapotrzebowania przez mikroorganizmy na przyswajalne formy azotu i pośrednio przyczyną wzrostu dostępności azotu w glebie na gniazdach.

Wpływ resztek pozrębowych jako potencjalnego źródła podwyższenia podaży biogenów na gniazdach jest mało udokumentowany, jednak nie można go wykluczyć. Badania prowadzone przez Denslow i in. [1998] w lasach tropikalnych wskazują, że wzrost poziomu azotanów i przyswajalnego fosforu w lukach może przyspieszać wzrost gatunków pionierskich. Jak szacują autorzy, fragment luki, w którym znajdują się resztki korony starego drzewa, może otrzymać 4 razy więcej azotu i 8 razy więcej fosforu niż normalnie z rozkładu ściółki. Najwyższy poziom azotanów obserwowany był 2 miesiące po upadku drzewa, a w ciągu roku poziom azotu i fosforu w glebie w luce wracał do poziomu w otoczeniu luki.

Podsumowując tę część przeglądu można stwierdzić, że poprzez zmiany wielkości gniazd można wpływać na dostępność biogenów dla odnowień. Jest to więc ważny aspekt optymalizacji cięć gniazdowych.

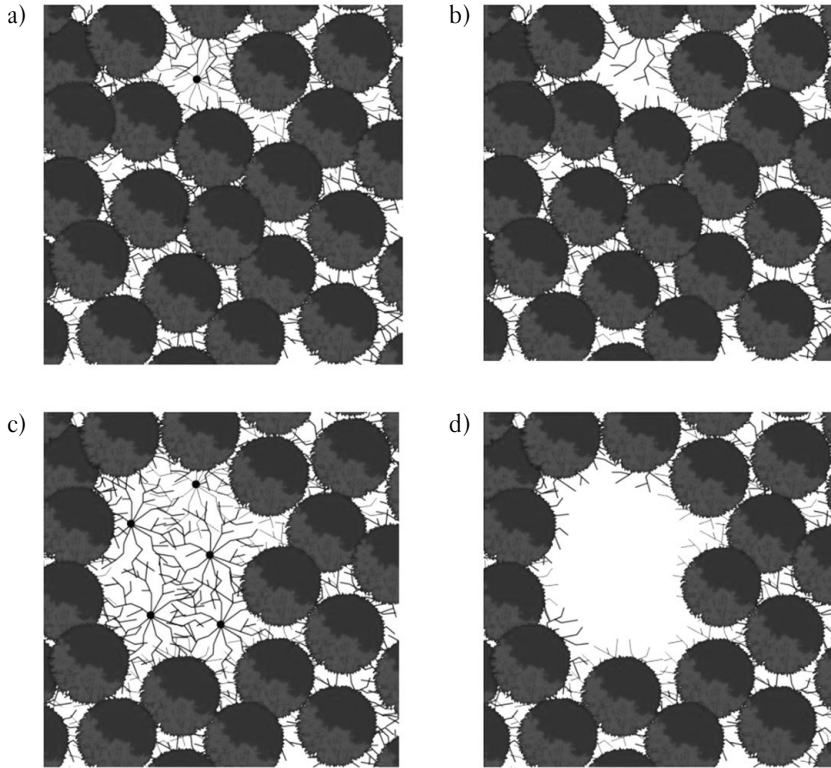
Luki korzeniowe

Wycięcie gniazda powoduje powstanie rozległej przerwy w sklepieniu drzewostanu. Analogicznie do przerw w sklepieniu koron drzewostanu można pod ziemią wyróżnić obszary mniej spenetrowane przez systemy korzeniowe drzew – tzw. luki korzeniowe (ang. root gaps). Wilczynski i Pickett [1993] jako jedni z pierwszych udokumentowali obecność luk korzeniowych w małych gniazdach (po wycięciu 1-3 drzew) w lasach strefy umiarkowanej.

Nie w każdym gnieździe tworzy się luka korzeniowa. Drzewa otaczające lukę penetrują jej wnętrze korzeniami. Campbell i in. [1998] badali wpływ bardzo małych gniazd (10×10 m) na rozwój korzeni drobnych. Badacze nie zauważyli istotnych statystycznie różnic w produkcji korzeni drobnych w lokalizacjach w obrębie luk i poza nimi. Dopiero w środku większych przerw w sklepieniu drzewostanu powstałych po śmierci kilkunastu lub kilkudziesięciu drzew pojawia się strefa całkowicie pozbawiona żywych korzeni drzew. Jones i in. [2002] stwierdzili obecność luk korzeniowych na gniazdach o średnicy 50 m, Bauhus i Bartsh [1996] 30 m, a Parsons i in. [1994a] na gniazdach po wycięciu 30 drzew.

Konkurencja o światło sprawia, że korony sąsiadujących drzew rzadko przerastają się wzajemnie. Zazwyczaj w zwartym jednopiętrowym drzewostanie granica przestrzeni zajętej nad powierzchnią ziemi przez dane drzewo przebiega po obrysie krawędzi jego korony. Systemy korzeniowe drzew często przekraczają zarys rzutu krawędzi korony i przerastają glebę pod koroną innego drzewa, rozwijając się w tej samej bryle gleby, co korzenie konkurencyjnego drzewa. Z tego powodu wycięcie jednego drzewa bądź bardzo małego gniazda może nie doprowadzić do powstania luki korzeniowej (ryc. a i b). Dopiero wycięcie większej grupy drzew sprawia, że po obumarciu ich korzeni pojawia się luka korzeniowa (ryc. c i d). Parsons i in. [1994b] sugerują, że szczególne właściwości systemów korzeniowych drzew pozwalają im zwiększyć zasięg oddziaływania daleko poza obszar ich rozmieszczenia. Autorzy sugerują, że systemy korzeniowe wyciętych drzew, lub przynajmniej ich fragmenty, mogą zostać „przejęte” przez żywe drzewa na brzegu gniazda poprzez istniejące zrosty korzeniowe lub przez połączenie za pomocą grzybni grzybów ektomikoryzowych. Nasilenie takich zjawisk i ich znaczenie w powstawaniu luk korzeniowych nie jest jednak dotychczas rozpoznane.

W kontekście rozważań o modyfikowaniu parametrów gniazd w celu tworzenia warunków sprzyjających odnowieniom, w sposób naturalny pojawia się pytanie o to, jak duże powinno być gniazdo, aby powstała luka korzeniowa i drzewa otaczające gniazdo nie konkurowały korzeniami z odnowieniem. W zasadzie jest to pytanie o zasięg oddziaływania korzeni drzew otaczających lukę i o szerokość strefy brzegowej na gnieździe, na której może wystąpić konkurencja korzeniowa.



Ryc.

Mechanizm powstawania luki korzeniowej

Mechanism of root gap development

a) usunięcie jednego drzewa; b) obumarcie korzeni usuniętego drzewa nie prowadzi do powstania luki korzeniowej; c) usunięcie wielu drzew; d) obumarcie korzeni grupy usuniętych drzew prowadzi do powstania luki korzeniowej

a) single tree removal; b) the death of single tree roots does not cause root gap establishment; c) group tree removal; d) the death of roots of tree group creates root gap

Brockway i Outcalt [1998] stwierdzili w naturalnych lukach w luźnych drzewostanach sosny długoigielnej (*P. palustris*) jedną z najszerzych stref zasięgu korzeni sięgającą 12-16 m do wewnątrz luki i skutecznie ograniczającą powstawanie odnowień naturalnych. Badania w podobnych drzewostanach, lecz na gniazdach o różnej wielkości [McGuire i in. 2001], wykazały obecność korzeni żywych drzew do 9 m w głąb gniazda w dwa lata po cięciu. Korzenie te jednak nie miały wpływu na przeżywalność sadzonek z zakrytym systemem korzeniowym wysadzanych w tej strefie. Dla drzewostanów złożonych z innych gatunków zasięg korzeni do wnętrza gniazda jest mniejszy. Parsons i in. [1994a] stwierdzają, że już w odległości 5-6 metrów od pni sosny wydumowej (*P. concerta* var. *latifolia*) żywe ektomikoryzy gwałtownie zanikają. Bauhus i Bartsch [1996] na gniazdach w drzewostanach bukowych wykazali, że po 16 miesiącach od cięcia w odległości 5 metrów od pni drzew brzegowych rozwój korzeni drobnych osiąga tylko 1/3 poziomu obserwowanego pod drzewostanem. Taskinen i in. [2003] badając borealny drzewostan świerkowy stwierdzili, że efektywny zasięg korzeni drzew otaczających ogranicza się do 5 metrów w kierunku wnętrza gniazda. Zdaniem autorów w tamtejszych warunkach zasięg luki korzeniowej na gnieździe w przybliżeniu pokrywa się z wielobokiem wyznaczonym poprzez linie pniaków położonych najbliżej krawędzi gniazda wyznaczonej przez otaczające drzewa.

Na zmienność zasięgu systemów korzeniowych obserwowaną między gatunkami drzew nakładają się dodatkowo drzewostanowe i siedliskowe warunki wzrostu. Na siedliskach uboższych i w drzewostanach luźniejszych system korzeniowy drzew będzie zazwyczaj rozleglejszy niż w drzewostanach zwartych i na siedliskach zasobnych [Köstler i in. 1968, za Taskinen i in. 2003]. Ammer i Wagner [2002] badając zasięg korzeni drzew w drzewostanach świerkowych stwierdzili, że w drzewostanach luźnych drzewa miały większy zasięg korzeni, a drzewostanach o większym zagęszczeniu większość systemu korzeniowego koncentrowała się w pobliżu drzewa. Można więc przypuszczać, że przy takiej samej średnicy gniazda w gęstym drzewostanie danego gatunku luka korzeniowa będzie większa niż na gnieździe w drzewostanie lukowatym. Warunki siedliskowe, rozumiane jako żyzność i wilgotność gleby, również mogą modyfikować sposób korzenia się drzew. Ostertag [1998] stwierdziła, że korzenie drzew otaczających lukę w lesie tropikalnym szybciej ją kolonizowały w reakcji na nawożenie w przypadku siedlisk uboższych. Na żyzniejszych siedliskach nawożenie luki nie stymulowało rozwoju korzeni do luki. Z wynikami tego doświadczenia zgodne są obserwacje Brockwaya i Outcalta [1998], że na uboższych siedliskach drzewostan sosny długoigielnej silniej ogranicza powstawanie odnowień przy brzegu luki niż na siedliskach zasobniejszych.

Zasięg oddziaływania korzeni otaczającego drzewostanu na warunki wzrostu na gnieździe może być większy niż fizyczny zasięg korzeni drzew. Badania Harringtona i Hendricka [1999] przeprowadzone w drzewostanach sosny Elliotta (*Pinus elliotii*) wskazują, że korzenie drzew otaczających gniazdo mogą obniżyć dostępność wody w glebie do 12,5 m od pni drzew. W drzewostanach mieszanych żywotnika olbrzymiego (*Thuja plicata*) i choiny zachodniej (*Tsuga heterophylla*) obniżenie dostępności wody w glebie obserwowano w strefie 5-10 m od krawędzi koron drzew otaczających gniazdo [Walters i in. 2006]. Prescott i in. [2003] szacują, że korzenie drzewostanu mieszanego świerkowo-jodłowego (*P. engelmannii*, *A. lasiocarpa*) mogą obniżyć stężenie azotanów dostępnych w glebie na gnieździe w strefie do 11,5 m od pni drzew. Autorzy sugerują, że w tym przypadku obniżenie dostępności nie wynika z bezpośredniego pobierania związków mineralnych przez korzenie, ale raczej oddziaływanie to ma charakter pośredni. Zmniejszanie wilgotności gleby we wspomnianej strefie może obniżyć tempo rozkładu martwej materii i nityfikacji związków azotu. Podobną opinię na temat mechanizmu obniżenia dostępności azotanów w strefie brzegowej gniazd prezentują Walters i in [2006]. Szacują oni, że w badanych przez nich drzewostanach mieszanych żywotnika olbrzymiego (*Thuja plicata*) i choiny zachodniej (*Tsuga heterophylla*) obniżenie dostępności azotanów sięga do 10 metrów w głąb gniazda, ale strefa silnego obniżenia dostępności (prowadzącego czasami nawet do chlorozy drzewek w odnowieniach naturalnych i sztucznych) sięga do 5 metrów w głąb gniazda.

Tak jak korony drzew (szczególnie młodszych) intensywniej rozwijają się w kierunku luki w drzewostanie, podobnie korzenie drzew rosnąc w kierunku wnętrza gniazda mogą z czasem zlikwidować powstałą lukę korzeniową lub przynajmniej poważnie ograniczyć dostępność zasobów glebowych na znacznej części gniazda. Z hodowlanego punktu widzenia ważnym zagadnieniem jest trwałość luk korzeniowych, która związana jest z tempem ekspansji korzeni do wnętrza gniazda. Parsons i in. [1994a] stwierdzili, że luka korzeniowa w gniazdach w dziewięćdziesięciopięcioletnim drzewostanie sosny wydmowej (*P. concerta* var. *latifolia*) zaczyna się zaznaczać 5-6 metrów od brzegu gniazda i jest w stanie utrzymywać się po wycięciu 30 drzew co najmniej przez 5 lat. W borealnym dojrzałym gospodarczym drzewostanie świerkowym Taskinen i in. [2003] nie stwierdzili rozrostu korzeni drzew otaczających gniazdo do jego wnętrza w okresie 2-3 lat po wykonaniu gniazda. Autorzy tłumaczą to zjawisko argumentując, że usunięcie drzew z gniazda zmniejszyło konkurencję korzeniową i w ten sposób drzewa na granicy

gniazda łatwiej znajdują wodę i biogeny w bryle gleby dotychczas spenetrowanej przez ich korzenie. Dodatkowo napływ wody i biogenów z gniazda może zniechęcać drzewa do rozwijania korzeni w kierunku gniazda. Zupełnie inny obraz reakcji korzeni drzew na wycięcie gniazda przedstawiają Müller i Wagner [2003] na podstawie badań w drzewostanach świerkowych w górach Saksonii w Niemczech. Autorzy badali rozwój korzeni drobnych w pięć lat po wycięciu gniazd o średnicy 15 i 30 metrów w monokulturach świerkowych w wieku 35, 70 i 100 lat. Badania wykazały, że luki korzeniowe są szybko zarastane. Okazało się, że wielkość luki ma wpływ na tempo rozwoju korzeni drobnych i jej zarastania. W lukach o średnicy 30 m zasięg korzeni średnio był większy o 1,7 m niż w lukach o średnicy 15 metrów. Autorzy zbudowali i zweryfikowali model rozwoju korzeni w luce. Wyniki symulacji wskazują, że kształt luki korzeniowej jest bardzo podobny do luki w sklepieniu koron. Po roku obserwacji okazało się, że przestrzeń wolna od drobnych korzeni drzew w gnieździe o średnicy 30 metrów zmalała o 3% i aż o 19% w gnieździe o średnicy 15 metrów. Autorzy sugerują, że z powodu dużej dynamiki zarastania, gniazda o średnicy poniżej 15 metrów nie powinny być odnawiane sztucznie. Badania luk w drzewostanach naturalnych wskazują, że luki korzeniowe po obumarłych drzewach nie tylko szybko zarastają, ale zagęszczenie korzeni drobnych na ich obszarze wręcz może być większe niż pod drzewostanem [Battles, Fahey 2000].

Rozległy przegląd literatury dokonany przez Coomesa i Grubba [2000] wskazuje, że na siedliskach żyznych i wilgotnych głównym czynnikiem ograniczającym rozwój odnowień drzew jest światło, natomiast konkurencja o zasoby glebowe zaczyna być istotnym czynnikiem ograniczającym na siedliskach ubogich i suchych. Z tego powodu przy projektowaniu gniazd na suchych i ubogich siedliskach należałoby w większym stopniu uwzględniać problem wytworzenia odpowiedniej luki korzeniowej. Chociaż doniesienia naukowe wskazują, że korzenie otaczających gniazdo drzew mogą wywierać negatywny wpływ na wzrost odnowień nawet na kilkanaście metrów w głąb gniazda, to jednak najbardziej ograniczają one rozwój odnowień w pasie o szerokości 5-6 metrów, co w przypadku małych gniazd może stanowić znaczny odsetek ich powierzchni.

Wpływ gniazd na rozwój roślinności konkurencyjnej w stosunku do odnowień

Związek między zwiększonym dostępem światła do dna lasu a rozwojem roślinności zielnej konkurencyjnej wobec odnowień jest ogólnie znaną w leśnictwie prawidłowością. Związek ten może być uwarunkowany różnymi czynnikami: obecnością chwastów bądź ich nasion na odsłanianym terenie, żyznością i wilgotnością siedliska lub odsłonięciem gleby mineralnej. Niemniej jednak dominującą rolę wydaje się odgrywać dostęp światła, który może być modyfikowany przez zmiany parametrów (wielkość, kształt, orientacja) gniazda.

Jedne z pierwszych publikacji poświęconych wpływowi przerw w sklepieniu drzewostanu na rozwój roślinności zielnej dotyczyły luk powstałych po śmierci jednego lub najwyżej kilku drzew w drzewostanach naturalnych. Wyniki tych badań wskazują na raczej mały wpływ takich przerw na rozwój roślinności zielnej – m.in. Anderson i in. [1969], Ehrenfeld [1980] oraz Moore i Vankat [1986]. Wpływ ten przejawiał się raczej zwiększeniem liczebności osobników gatunków już obecnych na dnie lasu niż pojawianiem się nowych gatunków. Obserwowano przejściowy (do czasu zamknięcia się luki) wzrost pokrycia gleby przez roślinność zielną, ale głównie przez tę z aspektu letniego [Moore, Vankat 1986]. Badania Anderson i in. [1969] dostarczyły też ciekawych wniosków dotyczących czynników ograniczających rozwój roślinności zielnej. W lokalizacjach o cieplejszym i suchym lecie, to nie światło było czynnikiem stymulującym rozwój roślinności zielnej, ale zwiększony dopływ opadów przez przerwy w sklepieniu koron.

Pierwsze obserwacje ukierunkowane na wpływ sztucznie wytworzonych przerw w sklepieniu drzewostanu na rozwój roślinności zielnej dotyczyły powierzchni, które według Zasad Hodowli Lasu [2003] klasyfikowane byłyby raczej jako luki niż gniazda. Collins i Pickett [1987, 1988a, b] badali dynamikę runa w lukach małych (po wycięciu 1 drzewa – pow. 33-36 m²) i dużych (po wycięciu kilku drzew pow. 51-151 m²). Wyniki wykazały, że stworzone luki nie zmieniają w istotny sposób warunków świetlnych na dnie badanych drzewostanów, jak też nie mają większego wpływu na wilgotność i temperaturę gleby. Nie zaobserwowano znacznego wpływu takich małych luk na pokrycie i bogactwo gatunkowe roślin zielnych. Nowsze badania Goldbluma [1997] nad roślinnością luk o wielkości od 5 do 130 m² wprawdzie wykazały, że zagęszczenie, pokrywanie i liczba gatunków są większe w lukach niż pod okapem, ale nie udało się wykazać związku między wielkością luki a bogactwem gatunkowym runa w jej wnętrzu.

Dopiero badania uwzględniające większy zakres wielkości przerw w sklepieniu drzewostanu wskazują na związek pomiędzy wielkością luki/gniazda a składem gatunkowym roślinności zielnej. W warunkach polskich borów górnoreglowych Hopleksa [2003] wykazał, że luki o wielkości ponad 50 m² mają zdecydowanie odmienną strukturę roślinności. Huenneke [1983] stwierdziła, że większe luki powstałe po równoczesnej śmierci kilku rosnących obok siebie wiązków (*Ulmus americana*) zawierają mniej nalotów i podrostów drzew niż luki po jednym drzewie, natomiast zdecydowanie częściej i obficiej pojawiają się tam krzewy, ograniczające powstawanie odnowień. Rankin i Tramer [2002] badając naturalne luki o wielkościach z zakresu 0,03 do 0,075 ha stwierdzili, że z wiekiem luk zachodzą w nich kierunkowe zmiany roślinności. Początkowo luki były opanowywane przez roślinność znajdującą się pod okapem, szczególnie przez gatunki o dużym potencjale do poziomego rozrastania się, natomiast w drugiej kolejności pojawiały się gatunki wyspecjalizowane w rozwoju w lukach, inwestujące swoje zasoby w wzrost na wysokość (np. *Rubus alleghaniensis*).

Badania dziesięcio- i czterdziestoarowych gniazd przeprowadzone przez Faheya i Puettmanna [2007] wskazują na to, że opanowująca je roślinność również reaguje na ich wielkość tak jak w przypadku luk. Większe gniazda miały istotnie różny skład gatunkowy roślinności od małych. Autorzy zwracają również uwagę, że skład gatunkowy roślinności na gniazdach bardziej był związany z ekspansją gatunków obecnych przed otwarciem gniazda niż z napływem nowych. Skład gatunkowy był regulowany głównie przez dwa czynniki: docierające promieniowanie słoneczne oraz odsłoniętą glebę mineralną. Drugi z czynników jest podkreślany jako szczególnie sprzyjający ekspansji roślinności zielnej i różnicowaniu się jej składu gatunkowego. Shields i Webster [2007] badając gniazda różnej wielkości (3, 7 i 12 arów) stwierdzili, że wraz ze wzrostem powierzchni gniazd wzrastała rola agresywnych roślin zielnych (*Carex ormostachya*, *Rubus idaeus* subsp. *strigosus*). Kłopoty, jakie może sprawiać na gniazdach wyższa roślinność zielna, są dobrze znane leśnikom z praktyki. Ricard i Messier [1996] zbadali zależność wzrostu *Rubus idaeus* od wielkości gniazd. Badania objęły warunki podokapowe i małe gniazda o wielkości 0,3 do 3 arów. Gatunek ten wykazywał bardzo niskie pokrycie i słaby wzrost tam, gdzie docierało mniej niż 10% całkowitego światła aktywnego fotosyntetycznie, w warunkach do 18% światła pełnego jego rozpowszechnienie było niewielkie, ale już w miejscach gdzie docierało powyżej 25% światła gatunek ten był praktycznie zawsze obecny. W miarę poprawy warunków świetlnych wzrastało również zagęszczenie pędów.

Niestety biologia tego i innych gatunków roślin zielnych potrafiących wykorzystać lukę w sklepieniu drzewostanu wyjątkowo nie sprzyja kontroli zachwaszczenia poprzez manipulację wielkością gniazda. Odpowiednio duże dla odnowień sztucznych gniazdo zazwyczaj jest już odpowiednim środowiskiem dla rozwoju chwastów. Ponadto pozostając przy przykładzie *Rubus*

idaeus warto wspomnieć, że gatunek ten posiada szczególne cechy przystosowujące go do kolonizacji gniazd [Ricard, Messier 1996]. Tworzy on nasiona długo przelegujące w glebie, czasami nawet do 100 lat [Whitney 1982 za Ricard, Messier 1996]. Wybudzają się one ze spoczynku w przypadku zwiększenia dopływu promieniowania słonecznego do dna lasu lub pod wpływem zwiększenia się dostępności azotanów w glebie (nawet jeśli jest tam mało światła), co zwykle ma miejsce podczas tworzenia gniazd. Jakby tego było mało, gatunek ten ma jeszcze jeden sposób, aby znaleźć się w luce. Badania nad rozsiewaniem nasion na drodze zoochorii wskazują, że konsumenci owoców miękkiszowych (głównie ptaki) mają zwyczaj poszukiwania ich w miejscach, gdzie mogą je najłatwiej znaleźć, czyli w miejscach dobrze nasłonecznionych: na skraju lasu, w lukach (w lesie naturalnym) lub na gniazdach (w lesie zagospodarowanym). Jeżeli przebywają tam dostatecznie długo, pozostawiają odchody z nasionami z owoców zjedzonych na innym gnieździe. W ekologii zjawisko to nosi miano ukierunkowanego rozsiewu nasion [Kollmann 2000] i jest częściowo odpowiedzialne za bogactwo roślin zielnych i krzewów o mięsistych owocach obserwowane na gniazdach.

Chociaż istnieją w miarę liczne badania (głównie o charakterze botanicznym) wskazujące na związek wielkości gniazda i charakteru występującej tam roślinności, to typowo hodowlanych badań w tym zakresie w literaturze anglojęzycznej nie jest zbyt wiele. Dostępne wyniki badań są raczej zniechęcające, ponieważ sugerują małą możliwość wpływania na zachwaszczenie poprzez modyfikację parametrów gniazd. Shelton [1997] stwierdził, że wielkość gniazda (10, 25 lub 40 arów) miała znikomy wpływ na rozwój chwastów na glebach ilastych z podglebiem gliniastym. Pokrycie gniazda chwastami było funkcją czasu, jaki upłynął od jego utworzenia, a nie jego wielkości. Diaci [2002] prowadząc badania w górskich drzewostanach bukowo-jodłowych stwierdził, że tylko w pierwszym roku po utworzeniu gniazda mają mniejsze zachwaszczenie. Na starszych gniazdach rozwój chwastów był podobny niezależnie od ich wieku. W związku z tym, że roślinność zielna jest poważnym utrudnieniem w rozwoju nalotów świerkowych, okres przydatności luki do naturalnego odnowienia jest w tych warunkach stosunkowo krótki. Castlberry i in. [2000] stwierdzili mniejszy poziom zachwaszczenia na gniazdach o promieniu 7 m w porównaniu do większych gniazd (o promieniu 10, 14, 20, 29 i 40 m), ale tylko w pierwszym roku doświadczenia. W drugim i trzecim roku różnice były już nieistotne. W równoległym doświadczeniu Collins [2003] stwierdziła wyraźny ograniczający wpływ chwastów na wzrost odnawianych siewem dębów (*Quercus pagoda*), ale nie zaobserwowała, aby wielkość gniazda modyfikowała ten wpływ w kolejnych latach doświadczenia.

Oczywiście zasada inicjowania odnowienia naturalnego jodły w małych lukach, tak aby nie narazić go na konkurencję chwastów, jest od dawna powszechnie znana. Niestety rzadsze są przykłady kontroli zachwaszczenia przez zmiany parametrów większych przerw w sklepieniu drzewostanu. McDonald i Abbot [1994] stwierdzili, że wielkość gniazda miała wyraźny wpływ na rozwój gatunków krzewiastych utrudniających rozwój odnowienia naturalnego. Obserwowane na gniazdach gatunki krzewiaste były wyższe niż na zrębach, ale też bardziej wiotkie i z czasem usychały, więc nie można ich było uznać za realną konkurencję dla odnowienia. Huth i Wagner [2006] badali powstawanie spontanicznych odnowień brzozy w lukowatych drzewostanach świerkowych. Siewki były najliczniejsze w małych lukach do 0,5 ara, a luki o powierzchni ponad 10 arów były nieprzydatne dla powstawania odnowień tego gatunku ze względu na silne zadarnienie.

Cytowane badania wskazują na bardzo ograniczone możliwości wpływania na zachwaszczenie poprzez modyfikację parametrów gniazd. Niskiej konkurencji chwastów można się spodziewać jedynie w przypadku małych powierzchni, z hodowlanego punktu widzenia klasy-

fikowanych jako luki. Zastosowanie takich powierzchni jest jednak dość ograniczone w hodowli lasu (np. do inicjowania ośrodków odnowieniowych w rębniach stopniowych). Wykonanie małych lub dużych gniazd zazwyczaj stymuluje chwasty do szybkiego rozwoju i opanowywania powierzchni. Okres braku konkurencji chwastów na wyciętych gniazdach jest stosunkowo krótki (najczęściej rok) bądź nie występuje on wcale. Badania wskazują, że większe gniazda odznaczają się większym bogactwem gatunków roślin runa i z punktu widzenia hodowli lasu jest to raczej wątpliwa korzyść. Na gniazdach można oczekiwać „sukcesji” roślinności zielnej, gdyż zazwyczaj w pierwszej kolejności opanowywane są one przez już rosnące tam gatunki, szczególnie te o dużym potencjale do poziomego rozrastania się, a następnie wkraczają gatunki wyżej rosnące.

Podsumowanie

Biotyczne czynniki regulujące warunki wzrostu odnowień na gniazdach są mniej poznane i rzadziej rozpatrywane w dyskusjach dotyczących optymalizacji parametrów gniazd niż czynniki abiotyczne, niemniej jednak nie powinny być pomijane. Prawdopodobnie w praktyce najmniej szans na powodzenie ma modyfikacja gniazd w celu ograniczenia konkurencji chwastów. Natomiast wydaje się konieczne, aby przy projektowaniu gniazd uwzględniano w większym zakresie zjawisko konkurencji korzeniowej otaczającego drzewostanu. Może to oznaczać, że w czasie planowania wielkości gniazd, na niektórych (głównie słabszych) siedliskach, należałoby w celu osiągnięcia zakładanego 20% udziału gatunku domieszkowego projektować gniazda o większym udziale powierzchniowym, tak aby uwzględnić ewentualne niepowodzenia w hodowli odnowień na obrzeżu gniazd.

Literatura

- Ammer C., Wagner S. 2002. Problems and options in modelling fine-root biomass of single mature Norway spruce trees at given points from stand data. *Canadian Journal of Forest Research* 32: 581-590.
- Anderson R. C., Loucks O. L., Swain A. M. 1969. Herbaceous Response to Canopy Cover, Light Intensity, and Throughfall Precipitation in Coniferous Forests. *Ecology* 50 (2): 255-263.
- Battles J. J., Fahey T. J. 2000. Gap dynamics following forest decline: a case study of red spruce forests. *Ecological Applications* 10 (3): 760-774.
- Bauhus J. 1996. C and N mineralization in an acid forest soil along a gap-stand gradient. *Soil Biol. Biochem.* 28: 923-932.
- Bauhus J., Barthel N. 1995. Mechanisms for carbon and nutrient release and retention in beech forest gaps II. The role of soil microbial biomass. *Plant and Soil* 168-169: 585-592.
- Bauhus J., Bartsch N. 1995. Mechanisms for carbon and nutrient release and retention in beech forest gaps I. Microclimate, water balance and seepage water chemistry. *Plant and Soil* 168-169: 579-584.
- Bauhus J., Bartsch N. 1996. Fine-root growth in beech (*Fagus sylvatica*) forest gaps. *Canadian Journal of Forest Research* 26: 2153-2159.
- Bauhus J., Vor T., Bartsch N., Cowling A. 2004. The effects of gaps and liming on forest floor decomposition and soil C and N dynamics in a *Fagus sylvatica* forest. *Canadian Journal of Forest Research* 34: 509-518.
- Bernadzki E. 2000. Cięcia odnowieniowe, Poradnik leśniczego, PWRiL, Warszawa.
- Brockway D. G., Outcalt K. W. 1998. Gap-phase regeneration in longleaf pine wiregrass ecosystems. *Forest Ecology and Management* 106: 125-139.
- Brumme R. 1995. Mechanisms of carbon and nutrient release and retention in beech forest gaps III Environmental regulation of soil respiration and nitrous oxide emissions along a microclimatic gradient. *Plant and Soil* 168-169: 593-600.
- Campbell J. J., Finér L., Messier C. 1998. Fine-root production in small experimental gaps in successional mixed boreal forests. *Journal of Vegetation Science* 9: 537-542.
- Castleberry S. B., Ford W. M., Miller C. V., Smith W. P. 2000. Influences of herbivory and canopy opening size on forest regeneration in a southern bottomland hardwood forest. *Forest Ecology and Management* 131: 57-64.
- Collins B. 2003. Ground layer competition and herbivory effects on cherrybark oak (*Quercus pagoda* Raf.) regeneration in experimental canopy gaps. *Journal of the Torrey Botanical Society* 130: 147-157.
- Collins B. S., Pickett S. T. A. 1987. Influence of canopy opening on the environment and herb layer in a northern hardwoods forest. *Vegetatio* 70: 3-10.

- Collins B. S., Pickett S. T. A. 1988a. Demographic Responses of Herb Layer Species to Experimental Canopy Gaps in a Northern Hardwoods Forest. *Journal of Ecology* 76 (2): 437-450.
- Collins B. S., Pickett S. T. A. 1988b. Response of Herb Layer Cover to Experimental Canopy Gaps. *American Midland Naturalist* 119 (2): 282-290.
- Coomes D. A., Grubb P. J. 2000. Impacts of root competition in forests and woodlands: A theoretical framework and review of experiments. *Ecological Monographs* 70: 171-207.
- Denslow J. S., Ellison A. M., Sanford R. E. 1998. Treefall gap size effects on above- and below-ground processes in a tropical wet forest. *J. Ecol.* 86: 597-609.
- Diaci J. 2002. Regeneration dynamics in a Norway spruce plantation on a silver fir-beech forest site in the Slovenian Alps. *Forest Ecology and Management* 161: 27-38.
- Ehrenfeld J. G. 1980. Understorey Response to Canopy Gaps of Varying Size in a Mature Oak Forest. *Bulletin Torrey Botanical Club* 107 (1): 29-41.
- Fahey R. T., Puettmann K. J. 2007. Ground-layer disturbance and initial conditions influence gap partitioning of understorey vegetation. *Journal of Ecology* 95: 1098-1109.
- Goldblum D. 1997. The effects of treefall gaps on understorey vegetation in New York State. *Journal of Vegetation Science* 8: 125-132.
- Guo D., Mou P., Jones R. H., Mitchell R. J. 2004. Spatio-temporal patterns of soil available nutrients following experimental disturbance in a pine forest. *Oecologia* 138: 613-621.
- Harrington T. B., Hendrick R. L. 1999. Tree growth and resource availability in response to simulated canopy gaps in mature slash pine forest. W: Haywood J. D. (ed.). Proceedings of the tenth biennial southern silvicultural research conference. 1999 February 16-18; Shreveport, LA. Gen. Tech. Rep. SRS-30.
- Holeksa J. 2003. Relationship between field-layer vegetation and canopy openings in a Carpathian subalpine spruce forest. *Plant Ecology* 168: 57-67.
- Hope G. D., Prescott C. E., Blevins L. L., 2003. Responses of available soil nitrogen and litter decomposition to openings of different sizes in dry interior Douglas-fir forests in British Columbia. *Forest Ecology and Management* 186: 33-46.
- Huenneke L. F. 1983. Understorey response to gaps caused by the death of *Ulmus americana* in central New York. *Bulletin Torrey Botanical Club* 110 (2): 170-175.
- Huth F., Wagner S. 2006. Gap structure and establishment of Silver birch regeneration (*Betula pendula* Roth.) in Norway spruce stands (*Picea abies* L. Karst.). *Forest Ecology and Management* 229: 314-324.
- Jaworski A. 1995. Hodowla lasu (Rębnie. Zasady projektowania upraw). Wyd. AR Kraków.
- Jones R. H., Mitchell R. J., Stevens G. N., Pecot S. D. 2002. Controls of fine root dynamics across a gradient of gap sizes in a pine woodland. *Oecologia* 134 (1): 132-43.
- Kollmann J. 2000. Dispersal of fleshy-fruited species: a matter of spatial scale? Perspectives in *Plant Ecology, Evolution and Systematics* 3 (1): 29-51.
- McDonald P. M., Abbot C. S. 1994. Seedfall, Regeneration, and Seedling Development in Group-Selection Openings Forest Service Research Paper PSW-RP-220.
- McGuire J. P., Mitchell R. J., Moser E. B., Pecot S. D., Gjerstad D. H., Hedman C. W. 2001. Gaps in a gappy forest: plant resources, longleaf pine regeneration, and understorey response to tree removal in longleaf pine savannas. *Canadian Journal of Forest Research* 31: 765-778.
- Moore M. R., Vankat J. L. 1986. Responses of the herb layer to the gap dynamics of a mature beech-maple forest. *American Midland Naturalist* 115 (2): 336-347.
- Müller K. H., Wagner S. 2003. Fine root dynamics in gaps of Norway spruce stands in the German Ore Mountains. *Forestry* 76 (2): 149-158.
- Ostertag R. 1998. Belowground effects of canopy gaps in a tropical wet forest. *Ecology* 79 (4): 1294-1304.
- Parsons W. F. J., Miller S. L., Knight D. H. 1994a. Root-gap dynamics in a lodgepole pine forest: ectomycorrhizal and nonmycorrhizal fine root activity after experimental gap formation. *Canadian Journal of Forest Research* 24: 1531-1538
- Parsons W. F. J., Knight D. H., Miller S. L. 1994b. Root Gap Dynamics in Lodgepole Pine Forest: Nitrogen transformations in gaps of different size. *Ecological Applications* 4 (2): 354-362.
- Prescott C. E. 2002. The influence of the forest canopy on nutrient cycling. *Tree Physiology* 22: 1193-1200.
- Prescott C. E., Corbin J. P., Parkinson D. 1992. Immobilization and availability of N and P in the forest floors of fertilized Rocky Mountain coniferous forests. *Plant and Soil* 143:1-10.
- Prescott C. E., Hope G. D., Blevins L. L. 2003. Effect of gap size on litter decomposition and soil nitrate concentrations in a high-elevation spruce-fir forest. *Canadian Journal of Forest Research*. 33: 2210-2220.
- Puchalski T., Prusinkiewicz Z. 1990. Ekologiczne podstawy siedliskoznawstwa leśnego. PWRiL, Warszawa.
- Puchalski T. 2000. Rębnie w gospodarstwie leśnym. Poradnik leśniczego. PWRiL, Warszawa.
- Rankin W. T., Tramer E. J. 2002. Understorey succession and the gap regeneration cycle in a *Tsuga canadensis* forest. *Canadian Journal of Forest Research* 32: 16-23.
- Riccard J-P., Messier C. 1996. Abundance, growth and allometry of red raspberry (*Rubus idaeus* L.) along a natural light gradient in a northern hardwood forest. *Forest Ecology and Management* 81: 153-160.

- Ritter E. 2005. Litter decomposition and nitrogen mineralization in newly formed gaps in a Danish beech (*Fagus sylvatica*) forest. *Soil Biology & Biochemistry* 37: 1237–1247.
- Ritter E., Starr M., Vesterdal L. 2005. Losses of nitrate from gaps of different sizes in a managed beech (*Fagus sylvatica*) forest. *Canadian Journal of Forest Research* 35 (2): 308–319.
- Ritter E., Vesterdal L. 2006. Gap formation in Danish beech (*Fagus sylvatica*) forests of low management intensity: soil moisture and nitrate in soil solution. *European Journal of Forest Research* 125: 139–150.
- Sariyildiz T. 2008. Effects of Gap-Size Classes on Long-Term Litter Decomposition Rates of Beech, Oak and Chestnut Species at High Elevations in Northeast Turkey. *Ecosystems* 11: 841–853
- Shelton M. G. 1997. Effects of opening size on pine and hardwood regeneration 3 years after group selection cutting in a pine-hardwood stand in southern Arkansas. W: Waldrop T. A. [red.]. *Proceedings of the ninth biennial southern silvicultural research conference*. USAD Forest Service GTR SRS-20
- Shields J. M. Webster C. R. 2007. Ground-layer response to group selection with legacy-tree retention in a managed northern hardwood forest. *Canadian Journal of Forest Research* 37 (10): 1797–1807.
- Taskinen O., Ilvesniemi H., Kuuluvainen T., Leinonen K. 2003. Response of fine roots to an experimental gap in a boreal *Picea abies* forest. *Plant and Soil* 255: 503–512.
- Vitousek P. M., Gosz J. R., Grier C. C., Melillo J. M., Reiners W. A. 1982. A Comparative Analysis of Potential Nitrification and Nitrate Mobility in Forest Ecosystems. *Ecological Monographs* 52 (2): 155–177.
- Walters M. B., Lajzerowicz C. C., Coates K. D. 2006. Soil resources and the growth and nutrition of tree seedlings near harvest gap – forest edges in interior cedar–hemlock forests of British Columbia. *Canadian Journal of Forest Research* 36: 62–76.
- Wilczynski C. J., Pickett S. T. A. 1993. Fine root biomass within experimental canopy gaps: evidence for a below-ground gap. *Journal of Vegetation Science* 4: 571–574.
- Zhang Q., Zak J. C. 1995. Effects of gap size on litter decomposition and microbial activity in a subtropical forest. *Ecology* 76 (7): 2196–2204.

SUMMARY

Regulation of regeneration growth conditions in small clear cuts – the effect of gap parameters on biotic factors influence

It is well known that size, shape and orientation of the artificial gaps can modify growth conditions of young trees. Gap parameters change the amount of solar radiation reaching forest floor. It can influence the availability of photosynthetically active radiation as well as soil and air temperature in gaps. The influence of artificial gaps on biotic factors shaping establishment and growth of young trees is less known. Patch selective cutting can cause increase in nutrient (mainly nitrate) availability in four different ways by the decline in its uptake by old trees, increased rates of decomposition of residual organic matter resulting from the warmer and moister conditions in openings, decline in N assimilation by microbial biomass and decay of logging debris. Another positive effect of small opening is elimination of root competition from old trees. Unfortunately this effect can be achieved only in bigger openings because the roots of bordering trees can still compete with young trees in the opening. The raised level of light and nutrient availability observed on artificial gaps very often cause vigorous weed spread. It seems that only relatively small opening, not very useful from silvicultural point of view, can constrain weeds development.