

WOJCIECH GRODZKI, WOJCIECH GAŚIENICA FRONEK

Wpływ postępowania ochronnego na występowanie kornika drukarza *Ips typographus* (L.) w Dolinie Kościeliskiej w Tatrzańskim Parku Narodowym*

Effect of forest protection strategy on the occurrence of the spruce bark beetle *Ips typographus* (L.) in the Kościeliska Valley in the Tatra National Park

ABSTRACT

Grodzki W., Gaśienica Fronek W. 2018. Wpływ postępowania ochronnego na występowanie kornika drukarza *Ips typographus* (L.) w Dolinie Kościeliskiej w Tatrzańskim Parku Narodowym. Sylwan 162 (8): 628-637.

In the end of 2013 the Norway spruce stands in the Kościeliska Valley in the Tatra National Park (S Poland) were severely damaged by the wind. In the next year about 22,000 m³ of timber from broken and fallen trees was processed and removed from the active protection zone, whilst in the strict protection zone those trees were left. In 2014, when the presented survey started, the infestation of lying and surrounding standing trees was very low, but starting from 2015 an intensive bark beetle *Ips typographus* outbreak affected the survived stands. No-intervention strategy was implemented by the national park in both zones, regardless their formal status at that time as well. In 2015 a set of 10 observation plots (200 trees in total) was established in both active and passive (strict) protection zones (5 plots in each zone). In 2017 a new set of 12 plots (240 trees in total) was installed (6 plots in each zone). On each plot the breast height diameter of all trees was measured and the relative mortality of trees (share of attacked spruces) was recorded each year. The infestation density and sex ratio were defined on the 25×25 cm bark samples taken from 138 trees in 2 trunk sections located 1.5-2.0 above the ground and in the midway between tree and crown bases. The bark beetle attack on living spruces in 2015 differed between the active and strict protection zones. The relative tree mortality was lower in active than in passive protection zone (20 and 39% respectively), but later it gradually came to be similar in both parts of the area (73.3 and 77.5%, respectively in 2017). In the initial outbreak phase, thinner (weaker) trees were attacked, and in the following years – stronger ones, although in the active protection zone the opposite pattern occurred initially. The attack density decreased in subsequent years, being higher in active protection zone, with gradually decreasing difference between zones. Thicker trees were attacked with lower intensity. The share of females, higher in active protection zone (68.2 vs. 63.9%), gradually decreased to (57.9 vs. 51.2%). The initial decrease of bark beetle attack intensity in the active protection zone gradually disappeared after the no-intervention strategy was applied. The resulting extended bark beetle infestation and its increasing intensity in both parts of the area, demonstrate the appropriateness and effectiveness of active protection measures applied in 2014.

*Badania realizowano w ramach projektu „Wpływ zabiegów gospodarczych w drzewostanach świerkowych Tatrzańskiego Parku Narodowego na występowanie owadów kambiofagicznych” realizowanego w latach 2015-2017 przez Tatrzański Park Narodowy ze środków funduszu leśnego Państwowego Gospodarstwa Leśnego Lasy Państwowe.

KEY WORDS

bark beetles, Norway spruce, wind damage, outbreaks, nature conservation

ADDRESSES

Wojciech Grodzki ⁽¹⁾ – e-mail: W.Grodzki@ibles.waw.pl

Wojciech Gąsienica Fronek ⁽²⁾

⁽¹⁾ Zakład Lasów Górskich, Instytut Badawczy Leśnictwa; ul. Fredry 39, 30-605 Kraków

⁽²⁾ Tatrzański Park Narodowy; Kuźnice 1, 34-500 Zakopane

Wstęp

W dniach 24-28 grudnia 2013 roku w drzewostanach świerkowych położonych w rejonie Doliny Kościeliskiej w Tatrach doszło do powstania znacznych powierzchniowych szkód spowodowanych przez wiatr halny, obejmujących zarówno obszar ochrony czynnej, jak i biernej (ściślej). Drzewa powalone i złamane w obszarze ochrony czynnej zostały w większości usunięte w 2014 roku, natomiast w obszarze ochrony ściślej pozostawiono je na gruncie. Badania rozpoczęto praktycznie natychmiast po wiatrołomie, ze względu na to, że od drugiego sezonu wegetacyjnego po jego powstaniu dochodzi do wzrostu liczebności populacji kornika drukarza, zwykle oznaczającego początek jego gradacji [Lindelöw, Schroeder 1998; Göthlin i in. 2000; Meier i in. 2003], co kilkakrotnie miało już wcześniej miejsce także w Tatrach [Grodzki, Guzik 2009]. Takiego scenariusza oczekiwano więc również w Dolinie Kościeliskiej. Obserwacje rozpoczęto, kiedy trwały usuwanie drzew powalonych i złamanych w obszarze ochrony czynnej. Zasiedlenie wywrotów i złomów było wówczas bardzo niskie, a w drzewostanach wytypowanych do przyszłej obserwacji nie wystąpiły stojące drzewa zasiedlone. W całym Obwodzie Ochronnym Kościeliska TPN w ciągach sanitarnych usunięto ponad 22 tys. m³ drewna świerkowego, przy bardzo niewielkim (niecałe 1,5 tys. m³) udziale posuszu czynnego. W kolejnym roku kornik drukarz zaczął masowo zasiedlać świerki w otoczeniu wiatrołomu [Grodzki, Gąsienica Fronek 2017a, b].

Celem badań była ocena wpływu sposobu postępowania ochronnego w drzewostanach świerkowych uszkodzonych przez wiatr na presję ze strony owadów kambiofagicznych i zamieranie świerków w tej części Tatrzańskiego Parku Narodowego. Jako hipotezy przyjęto, że (1) w Dolinie Kościeliskiej zrealizuje się wzorzec rozwoju gradacji kornika drukarza znany z innych obszarów leśnych uszkodzonych przez wiatr oraz że (2) zmiana (zaniechanie) postępowania ochronnego w obszarze ochrony czynnej wpłynie na dynamikę rozrodu i charakterystykę zasiedlania świerków przez kornika drukarza.

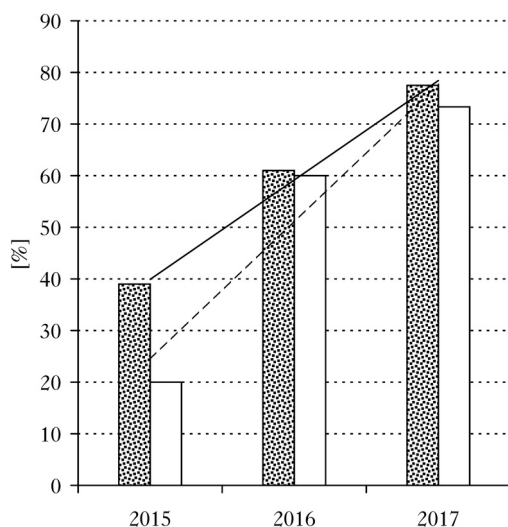
Materiał i metody

Badania prowadzono na obszarze Obwodu Ochronnego Kościeliska Tatrzańskiego Parku Narodowego w wybranych około 100-letnich drzewostanach świerkowych silnie uszkodzonych przez wiatrołom z 2013 roku. W drzewostanach tych, po wykonaniu w 2014 roku prac związanych z usuwaniem drzew powalonych i złamanych z obszaru ochrony czynnej, od 2015 roku zaniechano usuwania drzew zasiedlonych przez kornika drukarza, niezależnie od reżimu ochronnego obowiązującego na danej części tego obszaru (zgodnie ze strefowaniem ochronnym TPN). W 2015 roku założono 10 niewielkich powierzchni obserwacyjnych (w sumie 200 drzew w I serii) na odsloniętych ścianach drzewostanów świerkowych na obrzeżach wiatrołomu, zlokalizowanych na obszarze ochrony czynnej i biernej. Po dwóch latach obserwacji założono w sierpniu 2016 roku dodatkową parę powierzchni, a wiosną 2017 roku – kolejnych 10 powierzchni (w sumie 240 drzew w II serii),

rozmieszczonych w równej liczbie w obszarach, z których – ze względu na różny status ochronny w latach 2013-2014 – usunięto lub pozostawiono na nich drzewa powalone i złamane. Wszystkie drzewa na powierzchniach obserwacyjnych oznaczono numerami. Po założeniu powierzchni dokonano pomiaru pierśnic wszystkich oznakowanych drzew, a następnie corocznie, podczas całego sezonu wegetacyjnego, rejestrowano numery drzew zasiedlonych przez korniki oraz określano wybrane parametry opisujące stan populacji kornika drukarza (zagęszczenie żerowisk, struktura płciowa) na próbkach kory pobieranych z drzew zasiedlonych. Próbki pobierano z czterech (obszar ochrony czynnej – drzewa ścinane do analiz) lub dwóch (obszar ochrony biernej – drzewa stojące, sekcje I-II) sekcji strzał: I – 1,5-2,0 m od powierzchni gruntu, II – w połowie odległości między odziomkiem a podstawą korony, III – pod koroną, IV – w połowie długości korony [Grodzki 2007]. Ze względu na ograniczenia metodyczne w obszarze ochrony ścisłej oraz dla zapewnienia porównywalności danych wykorzystano w niniejszym artykule wyłącznie dane z sekcji I-II, z konieczności akceptując zastosowane uproszczenie. Dane poddano analizie statystycznej (ANOVA, analiza korelacji), wykorzystując pakiet Statistica 9.0 (StatSoft, Inc.).

Wyniki

DYNAMIKA WYDZIELANIA SIĘ DRZEW. W sezonie wegetacyjnym 2014 roku (pierwszym po wiatrołomie) w strefie ochrony czynnej intensywnie usuwano drzewa powalone i złamane. W 2015 roku na 10 powierzchniach obserwacyjnych zarejestrowano ogółem 59 świerków zasiedlonych przez kornika drukarza, co stanowi 29,5% początkowej liczby drzew. W obszarze ochrony biernej kornik zasiedlił 39 drzew na 3 powierzchniach, a w obszarze ochrony czynnej – 20 drzew na 1 powierzchni, co stanowi odpowiednio 39 i 20% początkowej liczby oznakowanych drzew. W 2016 roku zostały zasiedlone wszystkie pozostałe drzewa na powierzchniach w obszarze ochrony biernej i kolejne 60% w obszarze ochrony czynnej. Natomiast w sezonie wegetacyjnym 2017 roku na 12 nowo założonych powierzchniach obserwacyjnych zarejestrowano ogółem 181 świerków zasiedlonych przez kornika drukarza, co stanowi 75,4% początkowej liczby drzew. Na powierzchniach znajdujących się w obszarze ochrony biernej kornik zasiedlił 93 drzewa na 6 powierzchniach, a w obszarze ochrony czynnej – 88 drzew na 5 powierzchniach, co stanowi odpowiednio 77,5 i 73,3% początkowej liczby oznakowanych drzew (ryc. 1).



Ryc. 1.

Nasilenie wydzielania się posuszu czynnego wyrażone udziałem drzew zasiedlonych przez kornika drukarza w strefach ochrony czynnej (jasny, linia przerywana) i biernej (ciemny, linia ciągła) w Dolinie Kościeliskiej w latach 2015-2017

Mortality of bark beetle-killed spruces as expressed by the percentage of infested trees in the active (light, dashed line) and passive (dark, solid line) protection zones in the Kościeliska Valley in 2015-2017

PARAMETRY ZASIEDLONYCH DRZEW. Średnie pierśnice drzew na powierzchniach założonych w poszczególnych strefach ochrony w obu latach (2015 i 2017) były wyższe w strefie ochrony biernej (tab.), przy czym w 2015 roku nie różniły się statystycznie, natomiast w 2017 roku różnica między nimi była statystycznie istotna ($F=5,54$; $p=0,019$).

W próbie 200 drzew pierwszej serii powierzchni obserwowanej w latach 2015-2016 kornik drukarz zasiedlił drzewa o mniejszych pierśnicach, natomiast przy życiu pozostały drzewa grubsze, jednak pierśnice drzew zasiedlonych i niezasiedlonych nie różniły się istotnie (ryc. 2). W próbie 240 drzew drugiej serii powierzchni sytuacja była odwrotna: zasiedlone zostały drzewa grubsze, a przeżyły te o mniejszych pierśnicach (ryc. 2), przy czym różnica między drzewami zasiedlonymi a niezasiedlonymi była statystycznie istotna ($F=12,58$; $p<0,001$). Średnia wielkość pierśnicy drzew na powierzchniach z 2015 roku była jednak mniejsza niż tych z 2017 roku.

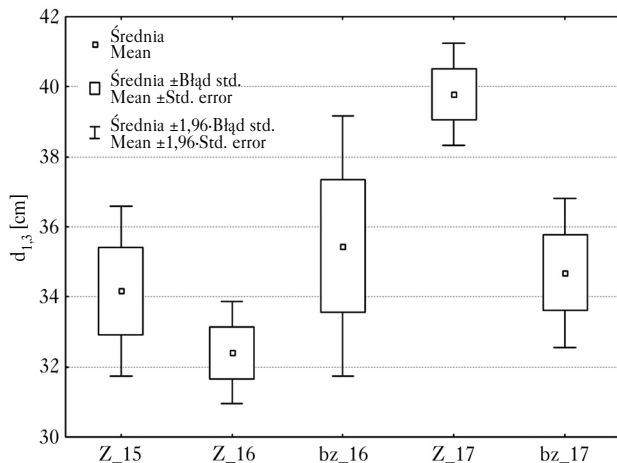
W pierwszych dwóch latach obserwacji wzorec dotyczący zróżnicowania pierśnic świerków wybieranych do zasiedlenia na powierzchniach założonych w strefie ochrony biernej (ściślej) był zbliżony do tego w całej populacji obserwowanych drzew (średnia wartość w roku 2016 niższa niż w 2015), podczas gdy w strefie ochrony czynnej zaznaczał się wzorec odwrotny – w drugim roku obserwacji (2016) zasiedlane były drzewa grubsze niż w pierwszym (2015), a przy życiu pozostały drzewa najgrubsze i to tylko w strefie ochrony czynnej (ryc. 3). Natomiast w próbie drzew na powierzchniach założonych i obserwowanych w trzecim roku (2017) wzorec wyboru przez kornika drzew do zasiedlenia był podobny pod względem średniej wielkości pierśnicy niezależnie od statusu ochronnego strefy, w której powierzchnie te założono (ryc. 3), przy czym różnica między drzewami zasiedlonymi a żywymi była istotna tylko dla próby z powierzchni w strefie ochrony ściślej ($F=12,27$; $p<0,001$).

Tabela.

Średnia \pm odchylenie standardowe pierśnica świerków w strefie ochrony biernej i czynnej w Dolinie Kościeliskiej w 2015 i 2017 roku

Mean \pm standard deviation of breast height diameter of spruces in passive (Bierna) and active (Czynna) protection zones in the Kościeliska Valley in 2015 and 2017

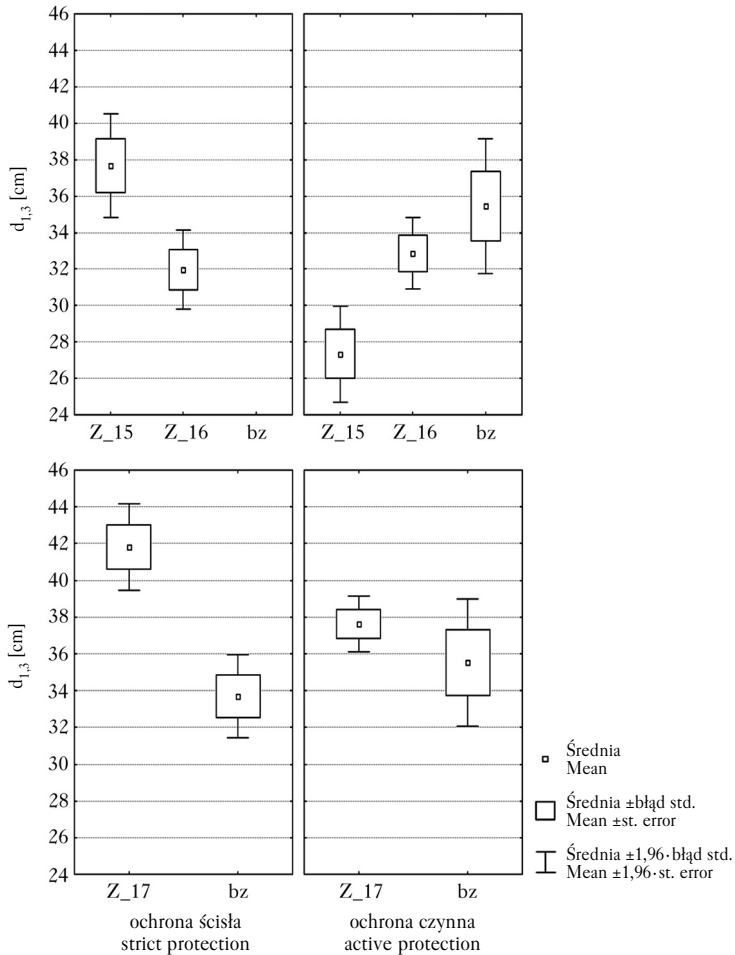
	N	Bierna	Czynna	Ogółem Total
2015	200	34,18 \pm 9,22	32,29 \pm 7,95	33,24 \pm 8,64
2017	240	40,01 \pm 11,12	37,06 \pm 8,06	38,53 \pm 9,80



Ryc. 2.

Pierśnica drzew zasiedlonych w latach 2015 (Z_15), 2016 (Z_16) i 2017 (Z_17) oraz niezasiedlonych żywych w latach 2016 (bz_16) i 2017 (bz_17)

Breast height diameter of trees infested in 2015 (Z_15), 2016 (Z_16) and 2017 (Z_17) as well as not infested ones living in 2016 (bz_16) and 2017 (bz_17)



Ryc. 3.

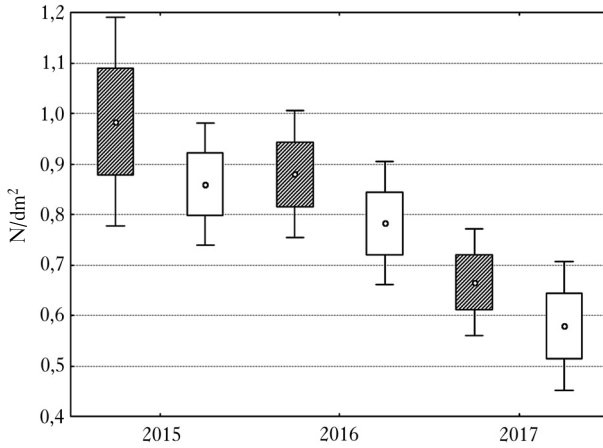
Pierśnica drzew zasiedlonych w latach 2015 (Z_15), 2016 (Z_16) i 2017 (Z_17) oraz niezasiedlonych żyjących w latach 2016 (bz_16) i 2017 (bz_17) w strefie ochrony czynnej i biernej

Breast height diameter of trees infested in 2015 (Z_15), 2016 (Z_16) and 2017 (Z_17) as well as not infested ones living in 2016 (bz_16) and 2017 (bz_17) in active and passive protection zones

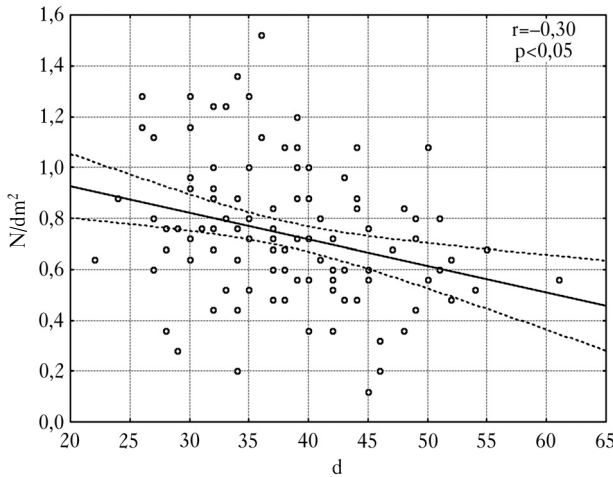
NASILENIE ATAKU. Nasilenie ataku kornika drukarza na drzewa stojące wyrażone zagęszczeniem żerowisk było najwyższe w pierwszym roku obserwacji (2015) i obniżało się w kolejnych latach. W każdym roku nasilenie to było wyższe w obszarze ochrony czynnej, jednak różnica wynikająca z zastosowanego sposobu ochrony nie była statystycznie istotna (ryc. 4).

Stwierdzono słabą ($r=-0,30$; $p<0,05$) negatywną zależność średniego zagęszczenia żerowisk kornika drukarza w sekcjach I-II od pierśnicy zasiedlonych drzew (ryc. 5). Drzewa o większej pierśnicy zasiedlane były z mniejszą intensywnością niż drzewa cieńsze.

STRUKTURA PŁCIOWA POPULACJI. W 2015 roku średni udział samic z populacji określony na podstawie analizy żerowisk z 50 drzew wyniósł 65,7% ($\pm 0,05\%$) i był wyższy w strefie ochrony czynnej (68,2% $\pm 0,03\%$) niż biernej (63,9% $\pm 0,05\%$). W 2016 roku w żerowiskach z 36 drzew wyniósł on 63,5% ($\pm 0,04\%$) i był wyższy w strefie ochrony biernej (63,9% $\pm 0,03\%$) niż czynnej (63,2%



Ryc. 4.
Zagęszczenie żerowisk [N/dm²] w dolnych sekcjach strzał świerków w strefie ochrony czynnej (ciemny) i ścisłej (jasny) w latach 2015-2017
Mean infestation density [N/dm²] in lower sections of spruces infested in active (dark) and passive (light) protection zones in 2015-2017



Ryc. 5.
Zależność między pierśnicą zasiedlonych drzew (d [cm]) a średnim zagęszczeniem żerowisk w dolnych sekcjach strzał w Dolinie Kościeliskiej w latach 2015-2017
Relation between breast height diameter (d [cm]) of infested trees and mean infestation density in lower sections of spruces in the Kościeliska Valley in 2015-2017

±0,04%), natomiast w 2017 roku udział samic określony na podstawie analizy żerowisk z 52 drzew wyniósł 55,6% (±20,7%) i był wyższy w strefie ochrony czynnej (57,9% ±17,6%) niż biernej (51,2% ±25,0%). Różnice między strefami ochrony rozpatrywane w obrębie wyników z sekcji I i II były statystycznie istotne w 2015 roku ($F=10,01$; $p<0,01$), a w kolejnych latach (2016 i 2017) – już nie.

Dyskusja

Zgodnie z przewidywaniami na obszarze dotkniętym wiatrołomami z 2013 roku w kolejnych latach rozwinęła się dynamiczna gradacja kornika drukarza, skutkująca grupowym i powierzchniowym zamieraniem świerków tworzących rosnące tam drzewostany. Jest to zgodne ze scenariuszami znanymi z innych obszarów górskich Polski [Grodzki i in. 2006b, c; Grodzki, Guzik 2009; Mezei i in. 2014] i Europy [Forster 1998; Göthlin i in. 2000; Schroeder, Lindelöw 2002] oraz pozytywnie weryfikuje pierwszą z postawionych we wstępie hipotez.

Na powierzchniach założonych w drzewostanach objętych ochroną bierną w sezonie wegetacyjnym 2015 roku (drugim po wiatrołomie) wydzielilo się niemal dwukrotnie więcej drzew niż na powierzchni (jednej na pięć) w obszarze ochrony czynnej, a podczas kolejnych dwóch sezonów

wydzielanie się drzew osiągnęło już tempo bardzo wysokie i niemal identyczne w drzewostanach objętych ochroną czynną i bierną, gdzie proces ma obecnie charakter powierzchniowy. Podobne wyniki dotyczące dynamiki wydzielania się drzew uzyskano wcześniej w innych rejonach Europy [Lindelöw, Schroeder 1998; Göthlin i in. 2000; Schroeder, Lindelöw 2002; Meier i in. 2003], ale także we wschodniej części Tatrzańskiego Parku Narodowego po wiatrołomie z 2002 roku [Grodzki i in. 2006c]. W pierwszym roku rozrodu kornika drukarza intensywność zasiedlania drzew stojących w drzewostanach, z których usunięto wywroty i złomy (obszar ochrony czynnej), była wyraźnie wyższa niż tam, gdzie do dyspozycji pozostawał nadal materiał leżący, nadający się do zasiedlenia [Schopf, Köhler 1995; Weslien, Schröter 1996]. Powodowało to efekt dyspersji chrząszczy na dostępny „łatwy” materiał lęgowy [Grodzki i in. 2006b]. W kolejnych latach następowało zmniejszenie intensywności ataku na drzewa stojące, zaznaczające się w obu częściach obszaru badań, przy czym wyższe zagęszczenie żerowisk utrzymywało się przez kolejne 2 lata w obszarze, w którym w 2014 roku usunięto wywroty i złomy. Następowala jednak stopniowa dyspersja kornika – mniejszym „wysiłkiem” zasiedlającego drzewa stojące, a równocześnie nadal wykorzystującego drzewa leżące (zachowujące kontakt korzeni z podłożem).

W początkowej fazie gradacji w strefie ochrony czynnej wybierane były drzewa cieńsze (słabsze), co jest zgodne z modelem TSA, określającym liczbę chrząszczy potrzebnych do przełamania reakcji obronnej zasiedlanego drzewa [Christiansen i in. 1987]. Obserwowane początkowo zasiedlanie drzew cieńszych tłumaczyć więc można, choć tylko do pewnego stopnia, ich słabszym potencjałem obronnym wynikającym z wpływu suszy z 2015 roku [Christiansen, Bakke 1996]. Słaba, ale istotna ujemna korelacja pierśnicy zaatakowanych drzew ze średnim zagęszczeniem żerowisk oznacza, że dla przełamania reakcji obronnej drzew o większych wymiarach potrzebny był podobny „wysiłek” kornika drukarza, wyrażony liczbą atakujących je chrząszczy [Christiansen i in. 1987], które wobec większej dostępnej powierzchni kory i łyka zakładały żerowiska w mniejszym zagęszczeniu. Mimo z pozoru lepszych warunków rozwoju nie przełożyło się to jednak na zwiększenie ich rozrodczości [Grodzki, Gąsienica Froniek 2017a].

Z drugiej jednak strony wiadomo, że kornik drukarz wybiera do zasiedlenia raczej egzemplarze grubsze – dotyczy to zarówno drzew powalonych i złamanych [Göthlin i in. 2000; Kula, Ząbecki 2006], jak i stojących, niezależnie od fazy gradacji [Zolubas 2003; Hilszczański i in. 2006], a pole przekroju pierśnicowego drzewostanu uważane jest, obok jego zwarcia, za główny czynnik kształtujący ryzyko gradacyjnego wystąpienia *I. typographus* [Zolubas i in. 2009]. Wraz z rozwojem rozrodu kornik zasiedlał drzewa coraz grubsze, a wzorzec tego wyboru stopniowo upodabniał się w obu strefach ochrony, co najprawdopodobniej wynika z zaniechania od 2015 roku ograniczania liczebności populacji kornika drukarza w drzewostanach formalnie należących do strefy ochrony czynnej. W efekcie odstąpienia od usuwania drzew z rozwijającymi się pod ich korą owadami uległa bowiem zwiększeniu dynamika rozrodu tego chrząszcza na całym obszarze dotkniętym wiatrołomem [Forster i in. 2003].

Zaobserwowany w Dolinie Kościeliskiej w latach 2015 i 2016 wysoki (na poziomie około 63-64%) udział samic, świadczący o tendencji kornika drukarza do dalszego rozwoju gradacji [Lobinger 1996], w 2017 roku uległ zmniejszeniu do 55,6%, co jest nieco zaskakujące wobec gwałtownego wzrostu intensywności zamierania drzew zasiedlonych. Obserwowana obecnie struktura płci w populacji kornika drukarza zbliża się bowiem do charakterystycznej dla okresów międzygradacyjnych, kiedy udział samic wynosi około 50%. W populacjach zasiedlających świerki w Gorcach i Beskidzie Żywieckim w warunkach progradacji i kulminacji udział samic wynosił około 64-69% [Grodzki i in. 2006b, 2014]. Poziom efektywnej rozrodczości kornika drukarza w 2017 roku (16,57 jaja/larwy na 1 samicę) był jednak nieco wyższy niż stwierdzony w 2016

roku (15,54), co stanowi pewne wytłumaczenie wzrostu intensywności zamierania zaatakowanych świerków [Grodzki, Gąsienica Fronek 2017a].

Zimą 2015/2016 w Tatrach spadło ekstremalnie mało śniegu, a suma opadów w kwietniu, choć wyższa od średniej wieloletniej, wyniosła zaledwie 155,5 mm [Nodzyński 2016], co spowodowało utrzymanie się deficytu wodnego po suchym i upalnym lecie 2015 roku i dalszy wzrost osłabienia świerków. Zima 2016/2017 była znacznie bardziej śnieżna, a w kwietniu na Hali Gąsienicowej zanotowano rekordową jak na ten miesiąc sumę opadów, wynoszącą 349,6 mm [Nodzyński 2017]. W efekcie musiało dojść do pewnej poprawy kondycji drzew, przy czym najprawdopodobniej zaznaczyła się ona wyraźniej na świerkach o mniejszej pierśnicy, bowiem kornik drukarz, mimo zmniejszenia intensywności ataku (wyrażonej średnim zagęszczeniem żerowisk), ponownie wybierał do zasiedlenia drzewa grubsze. Równocześnie jednak doszło do rozprzestrzenienia się jego populacji, a w konsekwencji – wzrostu nasilenia zamierania drzew, przyjmującego formę grupową i powierzchniową.

Biorąc pod uwagę wszystkie rejestrowane parametry (śmiertelność drzew, ich pierśnice oraz intensywność zasiedlania drzew), można zauważyć stopniowe ich wyrównywanie się w obu częściach obszaru, niezależnie od czynności ochronnych wykonanych w 2014 roku. Powstrzymanie się od usuwania wiatrołomów na jego części spowodowało wzrost intensywności rozrodu kornika drukarza [Forster 1998; Lindelöw, Schroeder 1998], któremu sprzyjało także zaniechanie usuwania drzew zasiedlonych, jako działania zmierzającego do ograniczania tempa powstawania nowych gniazd kornikowych [Grodzki i in. 2006a; Jönsson i in. 2012; Stadelmann i in. 2013]. Tymczasem zdaniem Forstera i in. [2003] zastosowanie metod aktywnej ochrony lasu może przyczynić się, nawet w warunkach kłęskowych, do obniżenia skutków występowania kornika drukarza o 50% w porównaniu do drzewostanów, w których odstąpiono od takich działań. Osiągnięty w Dolinie Kościeliskiej pozytywny efekt ochronny po usunięciu drzew powalonych i złamanych w obszarze ochrony czynnej [Grodzki, Gąsienica Fronek 2017b], analogiczny do znanego np. ze Skandynawii [Schroeder, Lindelöw 2002], został zatem zniwelowany w następstwie odstąpienia od dalszych zabiegów ochronnych związanych z usuwaniem posuszu czynnego. Dowodzi tego stopniowe zbliżanie się parametrów opisujących występowanie kornika drukarza w obszarze ochrony czynnej i biernej zaobserwowane w kolejnych latach po wiatrołomie. Uzyskane wyniki pozwalają zatem na pozytywną weryfikację drugiej z postawionych we wstępie hipotez – dotyczącej postępowania ochronnego. Stanowi to pośredni dowód sensowności i efektywności prowadzenia zabiegów czynnej ochrony świerczyn przed kornikiem drukarzem z zastosowaniem znanych i sprawdzonych metod, polegających zwłaszcza na usuwaniu zasiedlonych drzew przed wylotem nowego pokolenia chrząszczy [Kolk, Grodzki 2013].

Wnioski

- ✚ W Dolinie Kościeliskiej w Tatrach zrealizował się (i nadal się realizuje) typowy schemat rozrodu kornika drukarza po wiatrołomach, znany z innych obiektów w Polsce i Europie.
- ✚ Rozród ten ma coraz większą dynamikę, obejmując drzewostany objęte ochroną bierną oraz czynną, w których zaniechano działań ochronnych niezależnie od ich formalnego statusu ochronnego.
- ✚ Struktura płciowa populacji kornika drukarza wskazuje na spadek jego potencjału gradacyjnego, jednak stosunkowo wysoka rozrodczość w połączeniu z osłabieniem drzewostanów wskazują na możliwość dalszego utrzymywania się jego podwyższonej liczebności w drzewostanach w otoczeniu Doliny Kościeliskiej.
- ✚ Wskazane jest podjęcie działań zmierzających do hamowania tempa rozrodu kornika drukarza w obszarze ochrony czynnej, odpowiednio do istniejących możliwości i lokalnej sytuacji. Zanie-

chanie tych działań przyczyniło się do wzrostu tempa zamierania świerków i rozwoju lokalnej gradacji kornika drukarza, co stanowi dowód zasadności i skuteczności realizacji zabiegów czynnej ochrony lasu (usuwania drzew zasiedlonych) w stosunku do kornika drukarza.

Literatura

- Christiansen E., Bakke A. 1996. Does drought really enhance *Ips typographus* epidemics? A Scandinavian perspective. W: Grégoire J.-C., Liebhold A. M., Stephen F. M., Day K. R., Salom S. M. [red.]. Integrating Cultural Tactics into the Management of Bark Beetles and Reforestation Pests. Proceedings of the IUFRO Conference, Vallombrosa 1-4 September 1996. USDA Forest Service, General Technical Report NE-236. 163-171.
- Christiansen E., Waring R. H., Berryman A. A. 1987. Resistance of conifers to bark beetle attack: searching for general relationships. *Forest Ecology and Management* 22: 89-106.
- Forster B. 1998. Storm damages and bark beetle management: how to set priorities. W: Grodzki W., Knížek M., Forster B. [red.]. Methodology of Forest Insect and Disease Survey in Central Europe. Proc. IUFRO WP 7.03.10 Workshop, Ustroń-Jaszowiec (Poland), April 21-24, 1998. Instytut Badawczy Leśnictwa, Warszawa. 161-168.
- Forster B., Meier F., Gall R. 2003. Bark beetle management after a mass attack – some Swiss experiences. W: McManus M., Liebhold A. [red.]. Proceedings Ecology, Survey and Management of Forest Insects. USDA Forest Service, Northeastern Research Station, General Technical Report NE-311. 10-15.
- Göthlin E., Schroeder L. M., Lindelöw A. 2000. Attacks by *Ips typographus* and *Pityogenes chalcographus* on windthrown spruces (*Picea abies*) during the two years following a storm felling. *Scandinavian Journal of Forest Research* 15: 542-549.
- Grodzki W. 2007. Wykorzystanie pułapek feromonowych w monitoringu kornika drukarza w wybranych parkach narodowych w Karpatach. *Prace Instytutu Badawczego Leśnictwa, Rozprawy i Monografie* 8: 1-127.
- Grodzki W., Gąsienica Fronek W. 2017a. Reproduction abilities of *Ips typographus* (L.) (Coleoptera: Curculionidae, Scolytinae) in the stands damaged by the wind in 2013 in the Kościeliska Valley (Tatra National Park). *Folia Forestalia Polonica ser. A – Forestry* 59 (4): 259-264.
- Grodzki W., Gąsienica Fronek W. 2017b. Występowanie kornika drukarza *Ips typographus* (L.) (Coleoptera, Curculionidae, Scolytinae) po wiatrołomie z 2013 roku w Dolinie Kościeliskiej w Tatrzańskim Parku Narodowym. *Leś. Pr. Bad.* 78 (2): 113-119.
- Grodzki W., Guzik M. 2009. Wiatro- i śniegolomy oraz gradacje kornika drukarza w Tatrzańskim Parku Narodowym na przestrzeni ostatnich 100 lat. Próba charakterystyki przestrzennej. W: Guzik M. [red.]. Konferencja „Długookresowe zmiany w przyrodzie i użytkowaniu obszaru TPN”, TPN, Zakopane. 33-46.
- Grodzki W., Jakuš R., Lajzová E., Sitková Z., Mączka T., Škvarenina J. 2006a. Effects of intensive versus no management strategies during an outbreak of the bark beetle *Ips typographus* (L.) (Col.: Curculionidae, Scolytinae) in the Tatra Mts. in Poland and Slovakia. *Annals of Forest Science* 63: 55-61.
- Grodzki W., Loch J., Armatus P. 2006b. Występowanie kornika drukarza *Ips typographus* L. w uszkodzonych przez wiatr drzewostanach świerkowych masywu Kudłonia w Gorczańskim Parku Narodowym. *Ochrona Beskidów Zachodnich* 1: 125-137.
- Grodzki W., Starzyk J. R., Kosibowicz M. 2006c. Wiatrołomy i owady kambiofagiczne a problemy ochrony drzewostanów świerkowych w Tatrzańskim Parku Narodowym. W: Mirek Z., Godzik B. [red.]. *Przyroda Tatrzańskiego Parku Narodowego a Człowiek. T. II. Nauki biologiczne. TPN – PTPNoZ, Zakopane – Kraków.* 115-124.
- Grodzki W., Starzyk J. R., Kosibowicz M. 2014. Variability of selected traits of *Ips typographus* (L.) (Col.: Scolytinae) populations in an area affected by bark beetle outbreak in Beskid Żywiecki (Western Carpathians, Poland). *Folia Forestalia Polonica ser. A – Forestry* 56 (2): 79-92.
- Hilszczański J., Janiszewski W., Negron S. 2006. Stand characteristics and *ips typographus* (L.) (Col., Curculionidae, Scolytinae) infestation during outbreak in northeastern Poland. *Folia Forestalia Polonica ser. A – Forestry* 48: 53-64.
- Jönsson A. M., Schroeder L. M., Lagergren F., Anderbrant O., Smith B. 2012. Guess the impact of *Ips typographus* – An ecosystem modelling approach for simulating spruce bark beetle outbreaks. *Agricultural and Forest Meteorology* 166-167: 188-200.
- Kolk A., Grodzki W. 2013. Metody i strategie ograniczania liczebności populacji kornika drukarza w drzewostanach zagrożonych. W: Grodzki W. [red.]. *Kornik drukarz *Ips typographus* (L.) i jego rola w ekosystemach leśnych.* CILP, Warszawa. 149-159.
- Kula E., Ząbecki W. 2006. Spruce windfalls and cambioxylophagous fauna in an area with the basic and outbreak state of *Ips typographus* (L.). *Journal of Forest Science* 52 (11): 497-509.
- Lindelöw Å., Schroeder L. M. 1998. Spruce bark beetle (*Ips typographus*) attack within and outside protected areas after a stormfelling in November 1995. W: Grodzki W., Knížek M., Forster B. [red.]. *Methodology of Forest Insect and Disease Survey in Central Europe. Proc. IUFRO WP 7.03.10 Workshop. Ustroń-Jaszowiec (Poland), April 21-24, 1998. Instytut Badawczy Leśnictwa, Warszawa.* 177-180.

- Lobinger G. 1996. Variations in sex ratio during outbreak of *Ips typographus* (Col., Scolytidae) in Southern Bavaria. Anzeiger für Schädlingskunde. Pflanzenschutz, Umweltschutz 69 (3): 51-53.
- Meier F., Gall R., Forster B. 2003. Ursachen und Verlauf der Buchdrucker-Epidemien (*Ips typographus* L.) in der Schweiz von 1984 bis 1999. Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen 11: 437-441.
- Mezei P., Grodzki W., Blaženeč M., Jakuš R. 2014. Factors influencing the wind-bark beetles' disturbance system in the course of an *Ips typographus* outbreak in the Tatra Mountains. Forest Ecology and Management 312: 67-77.
- Nodzyński T. 2016. Dziwna zima. Tatry 56: 58-60.
- Nodzyński T. 2017. Zima do poprawy. Tatry 60: 44-47.
- Schopf A., Köhler U. 1995. Untersuchungen zur Populationsdynamik der Fichtenborckenkäfer im Nationalpark Bayerischer Wald. W: Biberliether H. [red.]. 25 Jahre auf dem Weg zum Naturwald. Passavia Druckerei GmbH, Passau. 88-111.
- Schroeder L. M., Lindelöw Å. 2002. Attack on living spruces by the bark beetle *Ips typographus* (Col. Scolytidae) following a storm-felling: a comparison between stands with and without removal of wind-felled trees. Agricultural and Forest Entomology 4: 47-56.
- Stadelmann G., Bugmann H., Meier F., Wermelinger B., Bigler C. 2013. Effects of salvage logging and sanitation felling on bark beetle (*Ips typographus* L.) infestations. Forest Ecology and Management 305: 273-281.
- Weslien J., Schröter H. 1996. Natürliche Dynamik des Borkenkäferbefalls nach Windwurf. Allgemeine Forst-Zeitschrift 51: 1052-1056.
- Zolubas P. 2003. Spruce bark beetle (*Ips typographus* L.) risk based on individual tree parameters. W: Kamata N., Liebhold A. M., Quiring D. T., Clancy K. M. [red.]. Proceedings International Symposium 'Forest Insect Population Dynamics and Host Influences'. Kanazawa, Japan, 14-19 September 2003. 96-97.
- Zolubas P., Negron J., Munson A. S. 2009. Modelling spruce bark beetle infestation probability. Baltic Forestry 15 (1): 23-27.