



Klub Przyrodników

ul. 1 Maja 22, 66-200-Świebodzin
Konto: BZ WBK SA o/Świebodzin nr 28 1090 1593 0000 0001 0243 0645
tel./fax 068 3828236, e-mail: kp@kp.org.pl, http://www.kp.org.pl

Świebodzin, 28 sierpnia 2017 r.

Sz. P.
Bartosz Małek
Dyrektor Parku Narodowego
Gór Stołowych

dotyczy: Gradacje kornika a ochrona przyrody w świerkowych lasach górskich Europy – polemika z Dyrektorem Parku Narodowego Gór Stołowych

Szanowny Panie Dyrektorze,

Zapoznaliśmy się z opublikowanym na stronie internetowej Parku Narodowego Gór Stołowych Pana artykułem z 21 sierpnia 2017 r. „[Puszcza Białowieska – prawda obiektywna](#)”, określonym jako „stanowisko Parku Narodowego Gór Stołowych”, w którym na przykładzie Puszczy Białowieskiej wyraża Pan swoje poglądy i wiedzę o gradacjach kornika drukarza i ich ekologicznych konsekwencjach, a odwołując się do przykładu Lasu Bawarskiego wyraża Pan przekonanie o bezwzględnej i bezdyskusyjnej konieczności ich zwalczania.

Nie widzimy wprawdzie potrzeby dyskusowania o Puszczy Białowieskiej z Parkiem Narodowym Gór Stołowych. Nasze zdanie na temat ochrony Puszczy Białowieskiej wolimy wyrażać w miejscach i w gremiach bardziej do tego odpowiednich. Jednak, przedstawione przez Pana poglądy i tezy są istotne również dla ochrony kierowanego przez Pana parku narodowego, w którym znaczną powierzchnię zajmują drzewostany świerkowe podlegające presji kornika. Dlatego, w trosce o Park Narodowy Gór Stołowych, czujemy się zobowiązani do polemiki z niektórymi przedstawionymi przez Pana informacjami lub do ich doprecyzowania. Skoncentrujemy się w tej polemice na zagadnieniach europejskich górskich lasów świerkowych.

Prawdą jest, że kornik drukarz *Ips typographus* ma skłonność do pojawów gradacyjnych, których skutkiem może być zniszczenie drzewostanów świerkowych. Czynniki inicjujące gradację są złożone i nie do końca przewidywalne – jest to splot wielu sprzyjających kornikowi warunków. Należą do nich na pewno warunki pogodowe, ale wielu czynników do końca nie znamy i jak na razie prognozowanie gradacji obarczone jest dużą niepewnością. Po kilku latach gradacje, także bez udziału leśnika, zwykle wygasają, a liczebność kornika wraca do przeciętnego poziomu. Kilka lat gradacji może jednak wystarczyć, by doprowadzić do zamarcia drzewostanów świerkowych na znacznej powierzchni.

Prawdą jest również, że jedyną znaną, praktyczną metodą ograniczania liczebności populacji kornika jest konsekwentne i skrupulatne wyszukiwanie, ścinanie i korowanie tzw. „drzew trocinkowych”, czyli takich które kornik właśnie zasiedlił. Warto podkreślić, że metoda ta

nie wymaga zabierania okorowanych drzew z ekosystemu. Niedawno zaproponowano i przebadano także metodę alternatywnego rysakowania kory zamiast korowania [Thorn i in. 2016a] – okazała się ona także skuteczna, choć nieco mniej od metody klasycznej (ograniczała liczebność wylatujących z danego drzewa korników o 89%, w porównaniu z ograniczeniem o 96% osiąganym przy klasycznym korowaniu). Także jednak ta metoda wymaga dostępu do korowiny drzewa – może być zastosowana na drzewach powalonych np. przez wiatr, ale gdy chodzi o drzewa stojące, to także wymaga ich ścięcia.

Metoda wyszukiwania i usuwania drzew trocinkowych nie jest dorobkiem „Polskiej szkoły leśnej” i nie została wypracowana przez polskich leśników, ale znana jest wszędzie, gdzie występuje świerk i kornik drukarz. Polscy leśnicy oczywiście również znają ją i stosują.

Fakt że jest to metoda jedyna, nie oznacza że jest to metoda zawsze skuteczna. Istnieją przykłady lasów świerkowych, w których rzeczywiście wydaje się, że konsekwentne i staranne usuwanie pojedynczych i rozproszonych drzew trocinkowych może przez dłuższe okresy czasu „utrzymywać kornika w ryzach” i zapobiegać wybuchowi gradacji, choć osiągnięcie takiego efektu jest niełatwe, bo wymaga bardzo efektywnego i terminowego usuwania drzew zasiedlonych [np. Forster, Meier i Gall 2002, Grodzki i Guzik 2009, Kolk i Grodzki 2013, Stadelmann 2013, Fettig i Hilszczański 2015 i lit. tam cyt., a także liczne doświadczenia leśników]. Wiele jest jednak także przykładów gradacji, które rozwinęły się mimo najstaranniejszego usuwania drzew trocinkowych. Podejście polegające na usuwaniu zasiedlonych świerków ma ograniczoną skuteczność wobec już rozwijającej się bądź osiągniętej swą kulminację gradacji – wówczas zwykle do zniszczenia drzewostanu i tak już nieuchronnie dochodzi, a wybór jest tylko między przyzwoleniem na zniszczenie drzewostanu przez kornika, a wycięciem tego drzewostanu przez leśników próbujących rozwój kornika ograniczyć. Ciągłe intensywne próby ochrony czynnej świerczyny przed kornikiem mogą w praktyce prowadzić do wycięcia świerczyny, a więc do skutków głębszych, niż spowodowałby sam kornik. Efekty takie widoczne są zresztą również w Parku Narodowym Gór Stołowych. Taka prawidłowość potwierdza się także w przypadku innych gatunków korników drzew iglastych na świecie (Kulakowski D. 2016 i lit. tam cyt.). W szczycie gradacji nie można też zaniedbywać faktu, że korowanie niszczy kornika, ale także niszczy populacje jego podkorowych antagonistów, a te mogą mieć znaczenie dla załamywania się gradacji. Udokumentowano przypadki, w których przebieg gradacji okazał się praktycznie niezależny od wykonywania lub braku wykonywania działań ochronnych – był taki sam w drzewostanach pozostawionych naturalnym procesom, jak i w drzewostanach, w których próbowano ograniczać rozwój kornika [np. Grodzki i in. 2006], choć nie dowodzą one, że w każdej sytuacji tak będzie.

Z punktu widzenia ochrony przyrody, zarówno gradacje kornika i będące ich skutkiem przypadki masowego zamierania drzewostanów świerkowych, jak i próby ograniczania rozwoju populacji kornika przez wycinanie zasiedlonych drzew, są problemem. Zarówno dopuszczenie do swobodnego biegu spontanicznych procesów (w tym przypadku do rozwoju gradacji i zamarcia drzew), jak i próby hamowania gradacji, powodują drastyczne zmiany w ekosystemie. Gdy dojdzie do rozwoju gradacji, żadne podejście nie umożliwi zachowania „zielonego lasu jaki pamiętamy”. Wielkopowierzchniowe zamieranie drzewostanów wskutek gradacji kornika zmienia charakter siedlisk flory i fauny, choć poprawia warunki siedliskowe organizmów związanych z martwymi i zamierającymi drzewami. Dla tych jednak gatunków problemem w dłuższej perspektywie czasowej może być z kolei nieciągłość ważnych dla nich zasobów (gdy gradacja wygaśnie, a starych świerków już zabraknie, siedliska związane ze starymi zamierającymi świerkami mogą stać się deficytowe). Te same, albo nawet głębsze skutki ekosystemowe może mieć jednak zwalczanie kornika, zwłaszcza gdy będzie ono wymagało usuwania znacznej liczby drzew w krótkim czasie, a ścięte drzewa zostaną zabrane. Nawet samo okorowanie (i pozostawienie w ekosystemie) okorowanych kłód świerkowych, choć powiększa zasoby martwego drewna, to i tak oddziałuje znacząco na różnorodność biologiczną, bo niszczy ważne dla wielu gatunków siedliska podkorowe [Thorn i in. 2016a]; rysakowanie kory – choć nieco łagodniejsze – także nie jest

całkowicie wolne od tego negatywnego efektu. Być może ograniczone zwalczanie kornika w niektórych przypadkach umożliwia rozciągnięcie w czasie zamierania świerczyn (choć nie zatrzymuje tego procesu), a to z kolei może złagodzić przyszły potencjalny deficyt siedlisk związanych ze starymi, w tym zamierającymi świerkami – ale efekt taki nie jest wcale pewny.

W praktyce więc – zwłaszcza w obszarach chronionych – decyzje o podjęciu prób ograniczania rozwoju liczebności kornika, albo o zaniechaniu takich prób, nie są bynajmniej oczywiste. Każde z możliwych podejść do tego problemu mieści się w sztuce ochrony przyrody; ale wybór strategii dla konkretnego obiektu musi być dokonany indywidualnie, biorąc pod uwagę charakter, strukturę i wartości przyrodnicze danego obiektu przyrodniczego.

Odrębne jest pytanie, co robić z zamarłymi drzewami i drzewostanami, opuszczonymi już przez kornika, gdy już do gradacji kornika i będącego jej skutkiem masowego zamierania drzew dojdzie.

Naturalną i zrozumiałą reakcją ludzką na katastrofę ekologiczną jest chęć „uprzątnięcia” jej skutków i „odtworzenia” zniszczonego ekosystemu. W przypadku lasów oznacza to uprzątnięcie i odnowienie (zazwyczaj sztuczne, przez sadzenie) zniszczonej powierzchni. Postępowanie takie jest zrozumiałe z punktu widzenia jak najszybszego odtwarzania produkcyjnych – gospodarczych funkcji ekosystemu.

Jednak, taka procedura postępowania, w tym szczególnie „ratunkowe” usuwanie martwych i uszkodzonych drzew (tzw. *salvage logging*), także może silnie i często negatywnie wpływać na rozmaite aspekty struktury i funkcjonowania ekosystemów. Zdarza się, że z punktu widzenia przyrody, taki wpływ jest bardziej destrukcyjny od samego zaburzenia [np. Lindenmayer i in. 2004, Lindenmayer i Noss 2006, Lindenmayer i in. 2012, Foster i Orwig 2006, Żmihorski 2010]. Peterson i Leach [2008], a także Leverkus i in. [2015] zwracają uwagę, że z ekosystemowego punktu widzenia, uprzątnięcie terenu po zaburzeniu jest kolejnym intensywnym zaburzeniem, a ich skutki kumulują się. W szczególności, pozostałości po katastrofie – jak martwe drzewa stojące i leżące, powstałe złomy, wywroty, mikrorzeźba wykrotowa, martwe fragmenty drzew, pojedyncze żywe drzewa – w ekologii określane jako *disturbance legacy* – to ważne elementy struktury odtwarzającego się ekosystemu, które mogą mieć na przyszłość duże znaczenie dla funkcjonowania ekosystemu i dla różnorodności biologicznej. Tymczasem uprzątnięcie zniszczonego drzewostanu takie elementy eliminuje. Thorn i in. [2017] w metaanalizie ponad 200 przypadków lasów zniszczonych przez rozmaite zaburzenia, wykazali, że wiele grup organizmów reaguje negatywnie na *salvage logging*, w porównaniu z procedurą polegającą na pozostawieniu zniszczonego ekosystemu do naturalnej regeneracji. Autorzy ci sugerują, że usuwanie drzew po wielkoskalowych zaburzeniach nie jest zgodne z celami obszarów oddanych ochronie przyrody. Leverkus i in. [2015] zapowiedzieli przeprowadzenie podobnej metaanalizy wpływu *salvage logging* na usługi ekologiczne, publikując propozycję metodyki.

Z punktu widzenia ochrony przyrody często korzystne jest więc pozostawienie zniszczonej powierzchni nie uprzątniętej, jak również przyzwolenie na spontaniczne odnowienie się drzewostanu na takiej powierzchni.

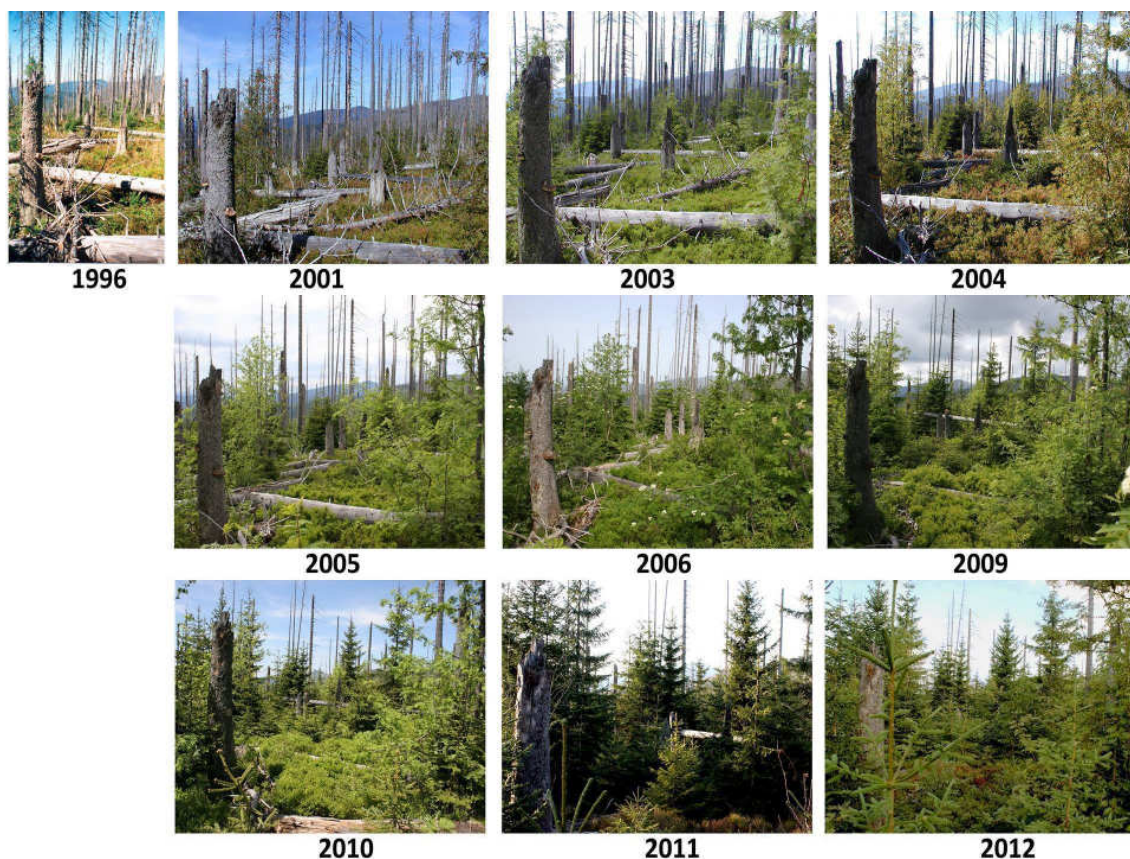
Jednym z najbardziej znanych i najdokładniej zbadanych europejskich przykładów wielkoobszarowego zaburzenia wywołanego gradacją kornika w świerczynach, co doprowadziło do masowej śmierci drzew, jest – przywołany także przez Pana – Las Bawarski w Niemczech i sąsiadujące z nim lasy Szumawy w Czechach. W rdzeniowych częściach niemieckiego Parku Narodowego Las Bawarski, obecnie na ok. 75% powierzchni tego parku, od ponad 40 lat stosowana jest konsekwentnie strategia biernej ochrony ekosystemów leśnych, w tym rezygnacji ze zwalczania kornika. Wskutek gradacji tego owada doszło do masowej śmierci drzewostanów oraz do akumulacji zasobów posuszu na średnim poziomie ok. 100 m³/ha; zamarłe świerczyny jednak spontanicznie się odnawiają. Podobnie postąpiono także z rozległymi świerkowymi wiatrolomami w strefie rdzeniowej Parku po huraganie Kyrill w 2007 r., pozostawiając je

nieuprzątnięte – mimo zagrożenia kornikiem [Thorn i in. 2014]. Na Szumawie natomiast strategia postępowania wobec kornika była zróżnicowana przestrzennie i zmieniała się w czasie. Na znacznych powierzchniach podejmowano próby ograniczania gradacji poprzez usuwanie drzew zasiedlonych, a także usuwania martwych drzewostanów, a następnie wymuszonego odnowienia świerczyn; niektóre fragmenty lasu pozostawiono jednak naturalnym procesom.

Badania dendrochronologiczne wykazały zresztą, że wielkopowierzchniowe zaburzenia także i dawniej kształtowały krajobraz leśny tego regionu [Čada i in. 2016].

Obiekty te dostarczyły możliwości przeprowadzenia wieloaspektowych badań, porównujących ekologiczne konsekwencje jednego i drugiego podejścia.

Właśnie na przykładzie Lasu Bawarskiego twierdzi Pan, że: „*Tego typu [rezygnacja ze zwalczania kornika] „eksperymenty” na żywym organizmie zawsze kończyły się źle. Na potwierdzenie dołączam zdjęcie z Lasu Bawarskiego, w którym wprowadzono to twierdzenie w życie. W tamtym lesie praktycznie nie ma życia*”. Na dowód tej tezy przytacza Pan serię zdjęć z Lasu Bawarskiego obrazującą zamarły fragment lasu w ciągu 6 lat (2005-2011). Warto tu nadmienić, że w obiegu publicznym są także podobne serie zdjęć z tego samego obiektu, prezentujące dłuższą serię czasową (1996-2012) i o zupełnie innej wymowie: prezentujące żywy proces spontanicznej regeneracji lasu po zniszczeniu go przez kornika – choćby takie (źródło – J. Lukac):



Argumentem lepszym od zdjęć powinny być liczne publikacje naukowe z Lasu Bawarskiego i Szumawy, które wszechstronnie analizują skutki „eksperymentu ekologicznego”, polegającego na ochronie świerczyn, także w warunkach gradacji kornika i wiatrołomów. Ich wymowa jest odmienna od przedstawionej przez Pana tezy.

Tam gdzie nie ingerowano, stare świerczyny wprawdzie masowo zamarły, ale po ok. 15 latach spontanicznie powstały młode drzewostany świerkowe, na tyle już zwarte, by odtworzyć podstawowe funkcje ekologiczne szaty leśnej [Zeppenfeld i in. 2015]. Co interesujące, odnowienia zwykle skupiały się wokół pozostawionych martwych starych drzew, odtwarzając strukturę przestrzenną pierwotnego drzewostanu [Wild i in. 2014].

W Lesie Bawarskim Lehnert i in. [2013] wykazali, że naturalne stadia sukcesyjne, jakie rozwinęły się po zniszczeniu drzewostanu w wyniku gradacji kornika, stanowiące mozaikę fragmentów otwartych i bardziej zwartych oraz cechujące się dużymi ilościami rozkładającego się drewna, należą do najbogatszych gatunkowo lasów górskich w Europie Środkowej i mają bardzo dużą wartość przyrodniczą. Reakcja różnych grup organizmów na zmiany w środowisku wskutek zniszczenia starych drzewostanów świerkowych była różnaita. J. Müller i in. [2010] pokazali, że skutki gradacji kornika, czyli nierównomierne otwarcie pułapu lasu i powstanie wysokich zasobów rozkładającego się drewna, pozytywnie wpłynęły na zespół chrząszczy saproksylicznych, w tym na występowanie gatunków uważanych gdzie indziej za silnie zagrożone i wymierające. Ze względu na takie efekty gradacji, J. Müller i in. [2008] określili wręcz kornika drukarza jako „gatunek kluczowy” (ang. *keystone species*) dla utrzymania różnorodności biologicznej w górskim krajobrazie leśnym. Bässler i in. [2015] stwierdzili, że podstawowe czynniki decydujące o organizacji ugrupowań grzybów nie zmieniły się mimo znacznych zmian w zwarcie drzewostanu, znaczny wpływ na kształtowanie się mikroflory wywarło natomiast zwiększanie zasobów martwego drewna. Spektakularny sukces odniósł np. rzadki i zagrożony gatunek grzyba *Antrodiella citrinella* – pierwotnie znany tylko z dwóch izolowanych stanowisk w najbardziej naturalnych fragmentach lasu, rozprzestrzenił się na wiele nowych stanowisk w promieniu do 300 km, w drzewostanach w których zasoby rozkładającego się drewna osiągnęły poziom >134–224m³/ha, a więc typowy dla naturalnych świerczyn [Bässler i Müller 2010]. Po zniszczeniu drzewostanu w wyniku gradacji, w niemal wszystkich grupach systematycznych organizmów wzrosła różnorodność gatunkowa, a jeszcze bardziej wzrosła liczba gatunków z tzw. Czerwonych List. Stan innych grup organizmów – roślin naczyniowych, ptaków, nietoperzy, porostów naziemnych – przynajmniej nie pogorszył się [Thorn i in. 2016b]. Kompozycja florystyczna fitocenozy, o ile tylko pozostawiono martwy drzewostan, zmieniła się nieznacznie: gatunki cienioznośne przetrwały, pokrycie gatunków światłoządnych tylko w niewielkim stopniu zwiększyło się, nie doszło do ekspansji gatunków obcych [Fischer i in. 2015]. Na dłuższą metę wielkoobszarowe zniszczenia drzewostanu, o ile tylko pozostawiono nieuprzątnięte martwe drzewa, nie doprowadziły do strat w różnorodności biologicznej Parku Narodowego. Wręcz przeciwnie – np. Thorn i in. [2016] twierdzą, że wielkoobszarowe zaburzenia, w tym wiatrołomy i gradacje kornika, prowadzą do renaturyzacji Lasu Bawarskiego, o ile tylko nie zablokuje się tych procesów przez usuwanie zniszczonych drzewostanów. Autorzy ci uważają też, że wiatrołomy i gradacje kornika stwarzają okazję do unaturalniania świerkowych lasów górskich w całej Europie Środkowej, która powinna być śmieiej i szerzej wykorzystywana. Čada i in. [2016] również uważają, że skoro wiatrołomy i gradacje kornika także i dawniej kształtowały Las Bawarski, to dziś w strategii ochrony przyrody powinny być akceptowane i wykorzystywane jako sposób renaturyzacji lasu, a obszary chronione powinny po prostu być odpowiednio duże, by „mozaika naturalnych wielkopowierzchniowych zaburzeń” mogła się w nich zmieścić.

Huber [2004] wykazał, że w ciągu kilku lat po masowej śmierci drzew do jakiej doszło w wyniku gradacji, następuje wzrost wymywania azotu i w konsekwencji wzrost stężeń azotanów w potokach spływających z lasów, ale trwa to względnie krótko i jest kompensowane przez bujniejszy rozwój roślinności zielnej. Podobne wyniki uzyskali Beudert i in. [2015] w 28-letnich badaniach.

Badano także aspekty społeczne. M. Müller i H. Job [2009] badali wśród turystów odwiedzających Park Narodowy Lasu Bawarskiego jaki jest społeczny odbiór gradacji kornika i jej skutków, w tym wielkopowierzchniowego zamierania drzewostanów. Okazało się, że turyści zachowują neutralne postawy w stosunku do gradacji kornika, natomiast jeśli chodzi o ich stosunek do ewentualnych działań polegających na zwalczaniu owada poprzez usuwanie zamierających drzew i sztuczne odnowienie lasu – nieznacznie przeważały postawy negatywne. Widok martwych lasów odbierany był tym bardziej pozytywnie, im bardziej respondenci byli świadomi istnienia parku narodowego i im bardziej park narodowy był głównym celem ich przyjazdu. Autorzy uważają, że istnieje znaczny potencjał do dalszej poprawy akceptacji

społecznej dla gradacji kornika poprzez działania edukacyjne oraz promocję idei „dzikości” (ang. *wilderness*) jako podstawowej atrakcji turystycznej terenu. W innych badaniach [Suda i in. 2009] 73% turystów akceptowało parkową politykę nieingerencji.

M. Müller [2011] wykazał jednak, przedstawiając także przegląd wcześniejszych badań nad społecznym odbiorem wielkoobszarowych zaburzeń w krajobrazie, że zmiany krajobrazu, będące wynikiem gradacji kornika, mogą być powodem polaryzacji postaw lokalnej społeczności i źródłem lokalnych konfliktów politycznych. Dla części mieszkańców Lasu Bawarskiego „zielone świerkowe lasy” są częścią ich tożsamości, kornik postrzegany jest więc jako siła niszcząca (za przyzwoleniem administracji parku narodowego) ich lokalną ojczyznę; podczas gdy dla innych społeczności procesy zachodzące w wyniku gradacji kornika to pozytywnie postrzegany „powrót do prawdziwej, dzikiej przyrody”. Opinia przedsiębiorców turystycznych co do wpływu gradacji kornika na rozwój turystyki jest bardziej krytyczna niż postawy turystów: co trzeci z przedsiębiorców turystycznych Lasu Bawarskiego uważa, że park powinien utrzymać „zdrowe, zielone lasy”, a 60% przedsiębiorców uważa, że gradacja kornika wywiera negatywny wpływ na turystykę. Tymczasem pogląd taki podziela zaledwie ok. 3% turystów. Co interesujące, postawy przedsiębiorców turystycznych są tym bardziej krytyczne, im dalej mają do przekształconych przez korniki części parku [Rall, Pöhlmann i Wanninger 2010]. Odbiór społeczny ignoruje fakt, że utrzymanie „zielonych lasów” nie było w ogóle możliwe i nie udało się także po czeskiej stronie granicy, gdzie próbowano przeciwdziałać gradacji.

Na Szumawie Jonašova i Prah [2004, 2008] oraz Jonašová i Matíjková [2007] stwierdzili, że zniszczony przez kornika, a pozostawiony samemu sobie las szybko i dobrze się regeneruje, a powstające nowe pokolenie drzew cechuje się zróżnicowaniem, którego nie było w pierwotnym drzewostanie; gradację kornika i spontaniczną regenerację po niej uznali wręcz za sposób na odtwarzanie naturalnego charakteru lasów górskich, wcześniej zniekształconych przez gospodarkę leśną. Natomiast działania, które miały ograniczać rozprzestrzenianie kornika, znacznie pogłębiły zniekształcenia ekosystemu i utrudniły regenerację lasu. Także regeneracja roślinności runa jest szybsza i łatwiejsza w miejscach, gdzie drzew zabitych przez korniki nie usunięto, a sama gradacja kornika ma na roślinność znacznie mniejszy negatywny wpływ, niż czynności podejmowane w celu jej zwalczania. Także Svoboda i in. [2010] wykazali, że pozostawienie martwych drzew po gradacji kornika znacznie ułatwia naturalne odnowienie się świerka na takich zniszczonych powierzchniach. Podobnie, Čížkova, Svoboda i Křenova [2011] stwierdzili, że na powierzchniach pokornikowych dla naturalnego odnowienia się świerka kluczowa jest obecność martwych nieokorowanych kłód; dlatego usuwanie świerków zabitych przez korniki, a nawet korowanie zamierających świerków w celu zwalczania korników, należy ocenić negatywnie z punktu widzenia możliwości regeneracji zniszczonego lasu i z punktu widzenia różnorodności biologicznej. Zdaniem tych Autorów, za usuwaniem zamierających i martwych świerków w warunkach gradacji kornika przemawiają tylko względy ekonomiczne, które jednak muszą być konfrontowane z argumentami ekologicznymi, wyraźnie przemawiającymi za nie podejmowaniem żadnych ingerencji.

Zarówno po niemieckiej, jak i po czeskiej stronie granicy, strategia nieingerencji oceniana jest obecnie jako lepiej odpowiadająca wymogom ochrony istniejących tak w Niemczech, jak i w Czechach obszarów Natura 2000 i potrzebom przedmiotów ochrony na tych terenach [Kiener, Hußlein i Englmaier 2008, Hußlein i in. 2008, Kuiters i in. 2011, Křenova i Kindlmann 2015].

Doświadczenia Lasu Bawarskiego w literaturze oceniane są generalnie pozytywnie, jako argument na rzecz szerszego stosowania ochrony biernej, także w warunkach wielkoobszarowych gradacji kornika w świerczynach. Podejście takie rozprzestrzenia się więc na inne obszary chronione. Taki sam sposób postępowania przyjęto dla większości świerczyn w niemieckim Parku Narodowym Harz [Nationalparkverwaltung Harz 2011]. W Niemczech podejście to wpisuje się w ogólny cel ochrony naturalnych procesów na co najmniej 2% powierzchni kraju i na

co najmniej 75% powierzchni każdego z parków narodowych, co ma być osiągnięte w ciągu kilkunastu lat [Kemkes i in. 2008]. Ochrona bierna w niemieckich parkach jest dość konsekwentna: nawet ze względów bezpieczeństwa obcinane są tylko górne części drzew przy drogach publicznych, ale już przy szlakach i ścieżkach martwe drzewa często nie są ani usuwane ani obalane. Tylko w kilkusetmetrowej strefie buforowej na obrzeżach parków zwykle usuwa się posusz czynny, ze względu na obawy właścicieli lasów sąsiadujących.

W Austrii strategia biernej ochrony lasów, w tym nie ingerowania w gradację kornika, została z powodzeniem wdrożona w Parku Narodowym Alp Wapiennych (Kalkalpen) oraz w obszarze chronionym Dürrenstein. Na tej podstawie austriacka służba parków narodowych wypracowała stanowisko na temat podejścia do gradacji kornika w górskich drzewostanach świerkowych w parkach narodowych [Nationalpark Austria 2013], zalecające pozostawienie rdzeniowych części parków bez interwencji, przy ewentualnej ingerencji tylko w wąskiej, kilkusetmetrowej strefie buforowej wzdłuż granic obszaru chronionego, dla zapobieżenia ewentualnym negatywnym oddziaływaniom na obszary sąsiednie.

W Parku Krajobrazowym Witosza k. Sofii w Bułgarii także przyjęto pozostawianie bez ingerencji drzewostanów w rdzeniowych częściach parku, przy czynnej ochronie stref brzegowych. Donutchev i in. [2014] wykazali, że dynamika drzewostanów świerkowych w tym masywie zawsze w znacznym stopniu kształtowana była przez gradację kornika, podkreślając znaczenie pozostawienia takich powierzchni do naturalnej regeneracji.

W Polsce, po wielu dyskusjach i nie zawsze trafnych próbach czynnej ochrony, znaczny obszar świerczyn zniszczonych przez kornika (na co złożyły się: wiatrołomy, gradacja zasnuwiskowa i gradacja kornika) został pozostawiony bez ingerencji w Gorczańskim Parku Narodowym. Podejście to okazało się trafne: stosunkowo szybko pojawiły się sukcesyjne laski jarzębinowe i odnowienia świerkowe, w tym na rozkładających się kłodach, a biernie chronione powierzchnie stały się znaczącą ostoją dzięcioła trójpalczastego, włośчатки i głuszca [Loch, Różański i Tomasiewicz 2000, Loch i in. 2001, Loch 2002]. Również w Tatrzańskim Parku Narodowym, zarówno po stronie polskiej, jak i słowackiej, znaczne powierzchnie atakowanych przez kornika świerczyn (w tym powierzchnie po wcześniejszych wiatrołomach) w strefie ochrony ścisłej są pozostawiane bez ingerencji – i jak na razie, choć obserwuje się wielkopowierzchniowe procesy zamierania świerka, nie odnotowano znaczących negatywnych skutków tych procesów dla różnorodności biologicznej.

Mniej jednoznaczne są wprawdzie oceny dotyczące wpływu wielkoobszarowych zaburzeń w świerczynach na funkcje ekosystemów, w tym na tzw. usługi ekologiczne – wykraczające poza przyrodnicze obszary chronione.

W rejonie Davos w Szwajcarii, Bebi i in. [2012] stwierdzili negatywny wpływ gradacji kornika w wysokogórskich borach świerkowych na ochronę przed lawinami, jakiej dostarczały świerczyny w górnej granicy lasu. Podobnie, Brang i in. [2006] wskazują, że zamieranie drzewostanów w wyniku gradacji kornika, o ile ma charakter wielkoobszarowy, upośledza funkcję ochronną lasów górskich, np. przed lawinami. Zdaniem Autorów, bierna ochrona górskich świerkowych lasów ochronnych zawiera element niepewności, gdyż wskutek naturalnych procesów sprawność pełnienia funkcji ochronnej przez taki las może podlegać fluktuacjom – dlatego podejście takie jest zasadne tylko tam, gdzie chronione przez las wartości nie są wielkie.

W Szwajcarii, w 3 innych obiektach badawczych reprezentujących różne typy lasów zniszczonych przez huragan Vivian w 1990 r., w tym także w świerczynach dodatkowo uszkodzonych przez korniki, przeprowadzono wieloaspektowe badania porównujące: powierzchnię pozostawioną bez ingerencji, powierzchnię uprzątniętą i pozostawioną do naturalnego odnowienia, powierzchnię uprzątniętą i odnowioną. Wyniki opublikowano w 2002 r., jako specjalny zeszyt czasopisma naukowego *Forest Snow and Landscape Research* [Schönenberger i in. 2002]. Uprzątniecie i odnowienie powierzchni przyspieszało rozwój nowego pokolenia drzewostanu, ale negatywnie wpływało na gleby. Pozostawienie nieuprzątniętych pozostałości drzewostanu pozwoliło przynajmniej przez 10 lat zachować funkcję ochrony przed

lavinami, podczas gdy tam, gdzie wiatrołomy uprzątnięto, trzeba było zbudować ciężkie techniczne zabezpieczenia przeciwlawinowe. Dla zachowania różnorodności faunistycznej potrzebne były (najlepiej w proporcji 50:50) zarówno powierzchnie uprzątnięte, jak i nieuprzątnięte. Na podstawie tych i innych doświadczeń, Szwajcarska Służba Leśna wypracowała algorytmy wspierające decyzje, które wiatrołomy (także narażone na korniki) należy uprzątać, a które pozostawiać bez ingerencji [Angst i Volz 2002].

Efekt upośledzenia usług ekosystemowych w przypadku gradacji kornika nie zawsze jest jednoznaczny. Nie jest na przykład oczywiste, jaki wpływ ma takie zaburzenie na bilans węgla. Bradford i in. [2013] zwracają uwagę, że coraz powszechniejsze, w warunkach zmieniającego się klimatu, wielkopowierzchniowe zaburzenia mogą upośledzić skuteczność wiązania węgla przez ekosystemy leśne. Seidl i in. [2008] próbowali modelować akumulację węgla przez drzewostany świerkowe w Karyntii, w różnych scenariuszach zmian klimatu i nasilenia gradacji, w wariantach prowadzenia gospodarki leśnej i w wariacie pozostawienia świerczyn naturalnym procesom. Użyte modele pokazały, że oczekiwane zmiany klimatyczne rzeczywiście zwiększą częstość gradacji korników. O ile jednak w symulowanych warunkach stabilnego klimatu drzewostany poddane gospodarce leśnej okazywały się nieco skuteczniejsze w akumulowaniu węgla od drzewostanów rozwijających się spontanicznie, to w symulowanych warunkach nasilających się zmian klimatu i w konsekwencji zwiększającej się częstotliwości zaburzeń, akumulacja węgla w drzewostanach zagospodarowanych była silnie ograniczana, podczas gdy w drzewostanach pozostawionych naturalnym procesom – wzrastała.

Nawet jeśli zniszczenie drzewostanów przez kornika upośledza przynajmniej czasowo niektóre funkcje ekologiczne lasu, to nie jest wcale pewne, czy za pomocą usuwania drzew można temu upośledzeniu zapobiec, wcale nie zawsze za pomocą usuwania drzew zasiedlonych udaje się bowiem ograniczyć gradację (por wyżej).

Dynamika populacji kornika i procesów zamierania drzew w krajobrazie, w którym sąsiadują ze sobą płaty świerczyn pozostawionych bez ingerencji i płaty czynnie chronione przed kornikiem, jest w ogóle interesującym i złożonym zagadnieniem. Intuicyjnie wydaje się, że drzewostany chronione biernie będą w takich warunkach „wylęgarnią kornika”, negatywnie oddziałując na świerczyny sąsiednie. Przekonanie to jest szeroko rozpowszechnione. Dlatego często, pozostawiając dla ochrony przyrody kornikowe świerczyny bez ingerencji, zaleca się jednak usuwanie zasiedlonych świerków w 200–500-metrowych strefach styku lasów chronionych z lasami gospodarczymi [Nationalparkverwaltung Harz 2011, Nationalpark Austria 2013].

Dostępne, choć skąpe wyniki badań sugerują jednak, że intuicyjne przewidywania nie zawsze się sprawdzają: Montano i in. [2016] na podstawie badań genetycznych sugerują, że lokalne migracje korników w czasie gradacji zachodzą raczej z drzewostanów, w których usuwa się drzewa kornikowe w kierunku drzewostanów pozostawionych bez ingerencji. Gutowski i Krzysztofiak [2005] na podstawie badań w Puszczy Białowieskiej i Augustowskiej (co prawda na nizinach) również pokazali, że kierunki i intensywność migracji korników są zmienne. Nie ma istotnej statystycznie przewagi migracji korników z drzewostanów pozostawionych bez ingerencji, na drzewostany sąsiednie, choć w niektórych miejscach i latach takie zjawisko jednak wystąpiło. Z drugiej strony zamierające od korników drzewostany mogą także być źródłem namnażania się antagonistów kornika i następnie źródłem ich rozprzestrzeniania się na drzewostany sąsiednie. Grodzki i in. [2006] sugerują, że przy wzajemnym sąsiedztwie drzewostanów biernie i czynnie chronionych, usuwanie zasiedlonych drzew w tych drugich może wręcz zwiększać ich podatność na gradację, tworząc na odsłanianych ścianach lasu siedliska zwabiające korniki z pobliskich drzewostanów pozostawionych procesom naturalnym.

Warto też zwrócić uwagę, że współczesna ekologia wyraźnie skłania się do przekonania, że wielkoobszarowe zaburzenia – w tym gradacje kornika – były, są i pozostaną ważnym mechanizmem naturalnej dynamiki świerczyn górskich Europy Środkowej, a w związku z tym powinny być uwzględniane także w założeniach ochrony tych ekosystemów (Kulakowski, Bebi i Svoboda 2016, Kulakowski i in. 2016, Holeksa i in 2016).

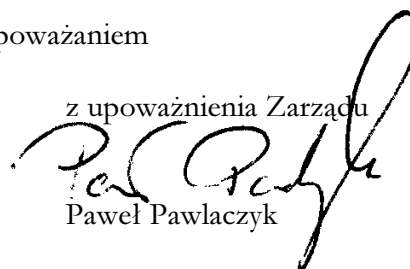
Powyższa wiedza skłania do wniosku, że zagadnienie ewentualnego zwalczania kornika w obszarach chronionych górskie świerczyny Europy nie jest wcale jednoznaczne. Wyniki badań w wielu przypadkach okazują się zaskakujące: sprzeczne z przeciętną intuicją leśnika i wyuczoną w przeszłości „sztuką jego zawodu” – skłaniając także leśników do głębszej refleksji i rewizji niektórych utartych poglądów.

Nie jest też prawdą, że „leśnicy wszędzie tam, gdzie las toczy kornikowy nowotwór, czynią to samo [robiąc wszystko by ograniczyć gradacje kornika]”. Przeciwnie, w wielu parkach narodowych Europy, ich zarządcy – także leśnicy – uczą się żyć z kornikiem i dostrzegać różne, w tym pozytywne dla naturalności ekosystemów i różnorodności biologicznej, konsekwencje jego okresowych gradacji. Jak pokazaliśmy, współczesny dorobek nauk ekologicznych i leśnych w tym zakresie nie jest bynajmniej tak jednostronny, jak się Panu wydaje.

Parkowi Narodowemu Gór Stołowych życzymy takiej refleksji także ze strony jego kadry i kierownictwa.

z poważaniem

z upoważnienia Zarządu



Paweł Pawlaczyk

do wiadomości:

prof. Cezary Kabała, Przewodniczący Rady Naukowej Parku Narodowego Gór Stołowych

Literatura

- ANGST CH., VOLZ R. 2002. A decision-support tool for managing storm-damaged forests. For. Snow Landsc. Res. 77, 1/2: 217-224.
- BÄSSLER C., MÜLLER J. 2010. Importance of natural disturbance for recovery of the rare polypore *Antrodiella citrinella* Niemelä & Ryvarden. Fungial Biology 114: 129-133.
- BÄSSLER C., MÜLLER J., CADOTTE M. W., HEIBL CH., BRADTKA J. H., THORN S., HALBWACH S. 2015. Functional response of lignicolous fungal guilds to bark beetle deforestation. Ecological Indicators, <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.07.008> 1470-160X.
- BEBI P., TEICH M., HAGEDORN F., ZURBRIGGEN N., BRUNNER S. H., GRËT-REGAMEY, A., 2012, Changes in Forest Cover and Ecosystem Services in Davos under Climate Change, Schweiz. Zeitschrift Forstw. 163, 12: 493-501.
- BRADFORD J..B., JENSEN N. R., DOMKE G. M., D'AMATO A.W. 2013. Potential Increases In Natural Disturbance Rates Could Offset Forest Management Impacts On Ecosystem Carbon Stocks. Forest Ecology and Management 308: 178-187.
- BRANG P., SCHÖNENBERGER W., FREHNER M., SCHWITTER R., THORMANN J.-J., WASSER B. 2006. Management of protection forests in the European Alps: an overview. For. Snow Landsc. Res. 80, 1: 23-44.
- ČADA W., MORRISSEY R. C., MICHALOVÁ Z., BAČE R., JANDA P., SVOBODA M. 2016. Frequent severe natural disturbances and non-equilibrium landscape dynamics shaped the mountain spruce forest in central Europe. Forest Ecology and Management 363: 169-178.
- ČIŽKOVA P., SVOBODA M., KŘENOVA Z. 2011. Natural regeneration of acidophilous spruce mountain forests in non-intervention management areas of the Šumava National Park – the first results of the Biomonitoring project. Silva Gabreta 17, 1: 19-35.
- DOUNTCEV A. D., TSVETANOV N. A., ZHELEV P.S., PANAYOTOV M. P. 2014. Challenges for the Conservation of the Norway Spruce Forests in Vitosha Nature Park after Large-scale Natural Disturbances. Ecologia Balcanica 2014, 5: 61-69.
- FETTIG C.J., HILSZCZAŃSKI J. 2015. Management strategies for bark beetles in conifer forests, in: F. Vega, R. Hofstetter (eds.) Bark beetles: Biology and ecology of native and invasive species. Elsevier, 555-584.
- FISCHER A., FISCHER H. S., KOPECKÝ M., MACEK M., WILD J. 2015. Small changes in species composition despite stand-replacing bark beetle outbreak in *Picea abies* mountain forests. Can. J. For. Res. 45 dx.doi.org/10.1139/cjfr-2014-0474
- FOSTER D. R., ORWIG D. A. 2006. Preemptive and salvage harvesting of New England forests: when doing nothing is a viable alternative. Biol. Conserv. 20: 959-970.
- FORSTER B., MEIER F., GALL R. 2002. Bark Beetle Management After a Mass Attack — Some Swiss Experiences. W: McManus M., Liebhold A. M. (red.). Proceedings Ecology, Survey and Management of Forest Insects. USDA Forest Service, Northeastern Research Station, General Technical Report NE-311: 10-15.
- GRODZKI W., GUZIK M. 2009. Wiatro- i śniegołomy oraz gradacje kornika drukarza w Tatrzańskim Parku Narodowym na przestrzeni ostatnich 100 lat. Próba charakterystyki przestrzennej. W: Guzik M. (red.). Długookresowe zmiany w przyrodzie i użytkowaniu TPN, Wydawnictwa Tatrzańskiego Parku Narodowego, Zakopane: 33-46.
- GRODZKI W., JAKUŠ R., LAJZOVA E., SITKOVA Z., MACZKA T., ŠKVARENINA J. 2006. 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, 1: 55-61.

- GUTOWSKI J. M., KRZYSZTOFIAK L. 2005: Directions and intensity of migration of the spruce bark beetle and accompanying species at the border between strict reserves and managed forests in north-eastern Poland. *Ecological Questions* 6: 81-92.
- HOLEKSA J., JALOVIAK P., KUCBEL S., SANIGA M., SVOBODA M., SZEWCZYK J., SZWAGRZYK J., ZIELONKA T., ŻYWIEC M. 2016. Models of disturbance driven dynamics in the West Carpathian spruce forests. *Forest Ecology and Management*
<http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2016.08.026>
- HUBER CH. 2004. Long lasting nitrate leaching after bark beetle attack in the highlands of the Bavarian Forest National Park. *J. Environm. Quality* 34, 5: 1772-1779.
- HUBLEIN M., KIENER H., KŘENOVA Z., ŠOLAR M. 2008 (eds.). The appropriateness of non-intervention management for protected areas and Natura 2000 sites. Conference Report, January 2009, Srní, Czech Republic. Nationalpark Bayerischer Wald & Narodni Park Sumava.
- JONÁŠOVÁ M. PRAH K. 2004. Central-European mountain spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) forests: regeneration of tree species after a bark beetle outbreak. *Ecological Engineering* 23: 15-27.
- JONÁŠOVÁ M. PRAH K. 2008. The influence of bark beetles outbreak vs. salvage logging on ground layer vegetation in Central European mountain spruce forests. *Biol. Conserv.* 141: 1525-1535.
- JONÁŠOVÁ M., MATĪJKOVÁ I. 2007. Natural regeneration and vegetation changes in wet spruce forests after natural and artificial disturbances. *Canadian J. For. Res.* 37, 10: 1907-1914.
- KIENER H., HUBLEIN M., ENGLMAYER K.H. (eds.). 2008. Natura 2000 management im Nationalpark Bayerischer Wald. *Wissenschaftliche Reihe* 17: 1-252.
- KOLK A., GRODZKI W. 2013. Metody i strategie ograniczania liczebności populacji kornika drukarza w drzewostanach zagrożonych, w: W. Grodzki (red.) *Kornik drukarz i jego rola w ekosystemach leśnych*. Centrum Informacyjne Lasów Państwowych, Warszawa, 149-160.
- KŘENOVA Z., KINDLMANN P. 2015. Natura 2000 – Solution for Eastern Europe or just a good start? The Šumava National Park as a test case. *Biol. Conserv.* 186: 268-275.
- KUITERS A.T., KUN Z., MCINTOSH N., POIRTERS, C. VAN APELDOORN R.C., VANCURA V. 2011. Guidelines for the management of wilderness and wild areas in Natura 2000. European Commission, 96 str.
- KULAKOWSKI D., BEBI P., SVOBODA M. (eds.). 2016. Ecology of Mountain Forest Ecosystems in Europe. *Forest Ecology and Management, Special Issue*, 388: 1-132.
- KULAKOWSKI D., SEIDL R., HOLEKSA J., KUULUVAINEN T., NAGEL T. A., PANAYOTOV M., SVOBODA M., THORN S., VACCHIANO G., WHITLOCK C., WOHLGEMUTH T., BEBI P. 2016. A Walk on the wild side: Disturbance dynamics and the conservation and management of European mountain forest ecosystems. *Forest Ecology and Management*
<http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2016.07.037>
- KULAKOWSKI D. 2016. Kontrolowanie gradacji korników (*Ips typographus*, *Dendroctonus spp.*) na obszarach chronionych w XXI wieku. *Leśne Prace Badawcze* 77, 4: 352-357.
- LEHNERT, L. W., C. BÄSSLER, R. BRANDL, BURTON P. J., MÜLLER. J. 2013. Conservation value of forests attacked by bark beetles: Highest number of indicator species is found in the early successional stages after bark beetle attack. *J. Nature Conserv.* 21: 97-104.
- LEVERKUS A. B., GUSTAFSSON L., BENAYAS J. M. R., CASTRO J. 2015. Does post-disturbance salvage logging affect the provision of ecosystem services? A systematic review protocol. *Environ Evid.* 4, 16: 1-7.
- LINDENMAYER D. B., BURTON PH. J., FRANKLIN J. F. 2012. *Salvage Logging and Its Ecological Consequences*. Island Press, 246 str.
- LINDENMAYER D. B., NOSS R. F. 2006. Salvage logging, ecosystem processes, and biodiversity conservation. *Conserv. Biol.* 20, 4: 949–958.

- LINDENMAYER D. B., FOSTER D., R., FRANKLIN J. F., HUNTER M. L., NOSS R. F., SCHMIEGELOW F. A., PERRY D. 2004. Salvage harvesting policies after natural disturbance. *Science* 303: 1303.
- LOCH J. 2002. Świerczyny górnoreglowe Gorczańskiego Parku Narodowego – stan zachowania i dynamika zmian. *Problemy Zagospodarowania Ziemi Górskich* 48: 185-193.
- LOCH J., CHWISTEK P., WEŻYK P., MALEK S., PAJAK M. 2001. Natural regeneration vs tree planting in the subalpine spruce forest *Plagiothecnio-Piceetum tatricum* of the Gorce National Park. *Nature Conserv.* 58: 5-15.
- LOCH J., RÓŻAŃSKI W., TOMASIEWICZ J. 2000. Założenia i strategia ochrony biernej i czynnej w Gorczańskim Parku Narodowym. *Szczeliniec* 4: 313-327.
- MONTANO V., BERTHEAU C., DOLEŻAL P., KRUMBÖCK S., OKROUHLÍK J. STAUFFER CH., MOODLEY Y. 2016. How differential management strategies affect *Ips typographus* L. dispersal. *Forest Ecol. Managem.* 360: 195-204.
- MÜLLER J., NOSS R. F., BUSSLER H., BRANDL R. 2010. Learning from a „benign neglect strategy” in a national park: Response of saproxylic beetles to dead wood accumulation. *Biol. Conserv.* 143: 2559-2569.
- MÜLLER M. 2011. How natural disturbance triggers political conflict: Bark beetles and the meaning of landscape in the Bavarian Forest. *Global Environmental Change* 21: 935-946.
- MÜLLER M., JOB H., 2009. Managing natural disturbance in protected areas: Tourists’ attitude towards the bark beetle in a German national park. *Biol. Conserv.* 142, 2: 375-383.
- NATIONALPARKS AUSTRIA 2013. Position Paper of the Expert Committee for Bark Beetle Management. Wien, 10 str.
- NATIONALPARKVERWALTUNG HARZ 2011. Nationalparkplan für den Nationalpark Harz 2011 – 2020. Wernigerode, 141 str.
- PETERSON CH J., LEACH A. D. 2008. Limited salvage logging effects on forest regeneration after moderate-severity windthrow. *Ecological Applications*, 18, 2: 407-420.
- RALL H., PÖHLMANN R., WANNINGER J. (eds.). 2010. The regional economic impact of Bavarian Forest National Park. Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald, Grafenau, 21 str.
- SCHÖNENBERGER W., FISCHER A., INNES J. L. (eds.). 2002. Vivian's Legacy in Switzerland - impact of windthrow on forest dynamics. *For. Snow Landsc. Res.* 77, 1/2: 1-224.
- SEIDL R., RAMMER W., JÄGER, G., LEXER M. J. 2008. Impact of bark beetle (*Ips typographus* L.) disturbance on timber production and carbon sequestration in different management strategies under climate change. *Forest Ecol. Managem.* 256: 209-220.
- STADELMANN G., BUGMANN H., MEIER F., WERMELINGER B., BIGLER CH. 2013. Effects of salvage logging and sanitation felling on bark beetle (*Ips typographus* L.) infestations. *Forest Ecol. Managem.* 305: 273-281.
- SUDA M., BECK, R. ZORMAIER R. 2000. Making forest restoration politically feasible. W: Hasenauer H. (Red.). *Forest ecosystem restoration – Proceedings of the International Conference held in Vienna, Austria 10-12 April 2000*, str. 264-270.
- SVOBODA M., FRAVER S., JANDA P., BAČE R., ZENAHLIKOVA J. 2010. Natural development and regeneration of a Central European montane spruce forest. *Forest Ecol. Managem.* 260: 707-714.
- THORN S., BÄSSLER C., GOTTSCHALK T., HOTHORN T., BUSSLER H., RAFFA K., MÜLLER J. 2014. New Insights into the Consequences of Post-Windthrow Salvage Logging Revealed by Functional Structure of Saproxylic Beetles Assemblages. *PLoS ONE* 9(7): e101757. doi:10.1371/journal.pone.0101757
- THORN S., BÄSSLER C., BÜBLER H., LINDENMAYER D. B., SCHMIDT S., SEIBOLD S., WENDE B., MÜLLER J. 2016A. Bark-scratching of storm-felled trees preserves biodiversity at lower economic costs compared to debarking. *Forest Ecology and Management* 364: 10-16.

- THORN S., BÄSSLER C., SVOBODA M., MÜLLER J. 2016B. Effects of natural disturbances and salvage logging on biodiversity – Lessons from the Bohemian Forest. *Forest Ecology and Management* <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2016.06.006>
- THORN S., BÄSSLER C., BRANDL R., BURTON PH. J., CAHALL R., CAMPBELL J.L., CASTRO J., CHOI CH-Y., COBB T., DONATO D. C., DURSKA E., FONTAINE J. B., GAUTHIER S., HEBERT CH., HOTHORN T., HUTTO R. L., LEE, E-J., LEVERKUS. A. B., LINDENMAYER D. B., OBRIST M. K., ROST J., SEIBOLD S., SEIDL R., THOM D., WALDRON K., WERMELINGER B., WINTER M. B., ŽMIHORSKI M., MÜLLER J., 2017. Impacts of salvage logging on biodiversity – a meta-analysis. *J. of Applied Ecology* doi: 10.1111/1365-2664.12945.
- WILD J., KOPECKY M., SVOBODA M., ZENAHLIKOVÁ J., EDWARDS-JONASOVA M., HERBEB T. 2014. Spatial patterns with memory: Tree regeneration after stand-replacing disturbance in *Picea abies* mountain forests. *Journal of Vegetation Science* 25:1327-1340.
- ZEPPENFELD T., SVOBODA M., DEROSE R.J., HEURICH M., MÜLLER J., CIŽKOVA P., STARY M., BACE R., DONATO D. C. 2015. Response of mountain *Picea abies* forests to stand-replacing bark beetle outbreaks: neighbourhood effects lead to self-replacement. *Journal of Applied Ecology* 52: 1402-1411.
- ŽMIHORSKI M. 2010. The effect of windthrow and its management on breeding bird communities in a managed forest. *Biodiversity and Conservation* 19:1871-1882.