

## Kontrolowanie gradacji korników (*Ips typographus*, *Dendroctonus* spp.) na obszarach chronionych w XXI wieku

Managing bark beetle outbreaks (*Ips typographus*, *Dendroctonus* spp.)  
in conservation areas in the 21<sup>st</sup> century

Dominik Kulakowski

Clark University, Graduate School of Geography, Department of Biology, USA, 950 Main Street, Worcester, MA 01610 USA

Tel. +1-508-793-7383, fax: +1-508-793-8881, e-mail: dkulakowski@clarku.edu

**Abstract.** Forests in Europe and North America are being affected by large and severe outbreaks of bark beetles (*Ips typographus*, *Dendroctonus* spp.), which have caused widespread concern about forest health and have led to proposals for tree removal in affected or susceptible forests. Any such intervention, as well as broader decisions of whether any active interventions are appropriate, should be based on the best available scientific data. This is true for all forests, including those whose purposes include timber production, watershed protection, biogeochemical function and recreation, and especially protected and conservation areas as the latter often provide particularly unique and important cultural, social, scientific and other ecosystem services. Here, I summarize peer-reviewed literature on the effects of bark beetle outbreaks and on silvicultural treatments aimed at mitigating beetle-induced tree mortality. From an objective scientific perspective, beetle outbreaks do not destroy forests. Instead, in many cases they play an important role in promoting wildlife, biodiversity and other ecological services. The best available data indicate that logging in conservation areas is unlikely to stop ongoing bark beetle outbreaks and instead may be more ecologically detrimental to the forests than the outbreaks themselves. If the purpose of a forest is timber production, then logging is desirable and can be planned based on appropriate analyses of timber yield and economic profit. However, in areas in which conservation is the determined goal, it is recommended that cutting trees be limited to removing hazards, such as trees that might fall in areas of high human activity in order to limit property damage and personal injury. Based on extensive research in Europe and North America, logging beetle-affected forests is inconsistent with most conservation goals.

**Keywords:** *Dendroctonus*, disturbances, ecosystem based management, *Ips typographus*, *Picea*, *Pinus*

### 1. Wstęp

Lasy w Europie (Seidl et al. 2011) i Ameryce Północnej (Raffa et al. 2008) narażone są na nasilone, masowe pojawy korników (*Ips typographus* i *Dendroctonus* spp.). Gradacje te stały się przyczyną powszechnego zaniepokojenia o stan zdrowotny lasów i dlatego proponuje się usuwanie drzew w lasach objętych gradacjami lub uważanych za podatne na takie klęski (np. United States Senate 2010; United States House of Representatives 2013; Polskie Ministerstwo Środowiska 2016). Zakłada się bowiem, że masowe pojawy korników szkodzą lasom i w związku z tym niezbędne jest przeciwdziałanie w celu ograniczenia lub zapobiegania klęskom gradacji, albo w celu odnowy lasów pokłękowych (Rocca, Romme 2009; Black et al. 2013). Stosuje się różne strategie zagospodarowania, tak przed wystąpieniem gradacji, jak w trakcie jej

trwania oraz po jej zakończeniu. Takie działania, jak każde o szerokim wydzwiku społecznym, powinny być podejmowane w oparciu o dostępną wiedzę. Dotyczy to wszystkich lasów, zarówno tych, które pełnią funkcje produkcyjne, wodochronne, biogeochemiczne, jak i tych, które pełnią funkcje rekreacyjne. Podejmowanie trudnych decyzji jest szczególnie ważne na obszarach, tzw. dzikiej przyrody, objętych ochroną prawną i innymi formami ochrony, gdyż te obszary są często źródłem unikatowych i istotnych świadczeń przyrodniczych, w tym kulturalnych, społecznych, naukowych i innych. Ponadto lasy na obszarach chronionych często różnią się od innych lasów tym, że przez względnie długi czas kształtowane były raczej przez siły przyrody niż przez człowieka.

W niniejszej pracy przeanalizowano literaturę, opublikowaną w czasopismach ISI (International Scientific Indexing – Międzynarodowa Indeksacja Naukowa), dotyczącą eko-

logicznych skutków gradacji korników oraz zabiegów hodowlano-leśnych, mających na celu ograniczenie zamierania drzew spowodowanego przez korniki. Wprawdzie artykuły publikowane w czasopismach ISI nie stanowią jedyne źródła cennych informacji, jednakże mają wysoki poziom w skali międzynarodowej i są powszechnie dostępne. Niniejszy przegląd jest krótki, żeby wyjaśnić wszystkie poruszane tu zagadnienia potrzebny byłby znacznie dłuższy artykuł. Jednakże celem niniejszego artykułu nie jest wyczerpujące omówienie wszelkich aspektów związanych z rozważanymi tu tematami, lecz przedstawienie zwięzłego przeglądu, który mógłby być przydatny dla zarządzających i decydentów politycznych. Gradacje korników i ich kontrola są istotnym problemem w Europie i Ameryce Północnej, dlatego też autor opierał się na literaturze z obu kontynentów. Głównym celem pracy było zebranie informacji dotyczących obecnie dyskutowanego problemu nt. kontroli pojawów kornika na obszarach chronionych.

W ostatnim stuleciu naukowcy i osoby odpowiedzialne za zarządzanie zasobami przyrody uznali, że ekosystemy są dynamiczne, a zmiany i brak stałości są nieodłącznie związane z ich funkcjonowaniem (Pickett, White 1985; Botkin 1990). Przedtem istniało powszechne przekonanie, że w przyrodzie istnieje równowaga, co znajdowało odzwierciedlenie w pojęciach podkreślających stabilność, takich jak pojęcie klimaksu lub homeostatycznej samoregulacji wielu właściwości ekosystemów. Obecnie zmienność ekosystemu traktowana jest jak norma, a rzeczą powszechną, także w Europie, stało się przewidywanie okresów powolnych zmian, jak również stosunkowo szybkich (w tym zaburzeń naturalnych) (Kulakowski et al. 2016). W związku z tym współczesne podejście do zarządzania ekosystemami opiera się na przekonaniu, że ekosystemy nie mają charakteru statycznego, a zmiany zachodzą pod wpływem czynników zarówno antropogenicznych, jak i naturalnych (Swanson et al. 1993; Morgan et al. 1994).

Mimo to w popularnej prasie, i nie tylko, wciąż opisuje się lasy objęte gradacjami kornika jako zniszczone, pozostawiając u czytelnika wrażenie, że korniki zabijają wszystkie drzewa i że takie lasy są, może nawet bezpowrotnie, stracone (Rocca, Romme 2009). Zamieranie drzew spowodowane przez korniki i wynikające z tego zmiany struktury drzewostanu są wybitnie heterogenne (Rocca, Romme 2009). Nawet w drzewostanach silnie uszkodzonych przez masowe pojawy pozostają żywe drzewa, co jest istotne, ponieważ pozostałe przy życiu okazy mają kluczowe znaczenie dla rozwoju lasu po gradacji. Korniki zabijają selektywnie grubsze drzewa zatakowanego gatunku, podczas gdy większość osobników innych gatunków, w tym również podrost i siewki opanowanego gatunku przeżywają. Z naukowego punktu widzenia inwazje korników nie powodują zagłady lasów, a w wielu przypadkach odgrywają one ważną rolę ekologiczną.

## 2. Ekologiczne skutki gradacji korników

Endemiczne i epidemiczne gradacje kornika to istotne źródło różnorodności strukturalnej i biologicznej lasów w Euro-

pie i Ameryce Północnej. Korniki stanowią ogniwo w wielu łańcuchach pokarmowych ekosystemów leśnych i mogą być powiązane z licznymi organizmami (Dahlsten 1982). Mogą być gospodarzami dla pasożytów oraz pożywieniem dla różnych zwierząt, w tym pajaków, ptaków, a także chrząszczy (Koplin, Baldwin 1970). Wpływ gradacji korników na różnorodność biologiczną lasu zależy od rodzaju gradacji, jej intensywności i wyjściowego stanu lasu, a także od typu rozważanych organizmów.

Wpływ korników na struktury ekologiczne i różnorodność biologiczną jest rozległy, co biorąc pod uwagę skalę oddziaływania (od pojedynczych drzew do całych krajobrazów) wskazuje na istotną rolę chrząszczy jako inżynierów ekosystemu. Widoczne jest to m.in. w skali pojedynczych chodników wydrążonych przez korniki, w których żyją liczne gatunki grzybów i bakterii. Tworzą one skomplikowaną sieć interakcji biosyntetycznych, warunkujących zarówno odporność drzewa, jak i sukces ataku korników. W wyniku osłabienia drzewa przez chrząszcze poprawiają warunki bytowania wielu konkurencyjnych saproksylicznych organizmów (Raffa et al. 2008). Same korniki stanowią ważne źródło pokarmu dla rozmaitych grup stawonogów i kręgowców, m.in. dla ptaków, zwłaszcza dla dzięciołów, które są wyjątkowo przystosowane do wydobywania larw owadów żerujących w drewnie. Masowy pojaw korników w krótkim czasie prowadzi do wzrostu populacji ptaków owadożernych (Saab et al. 2014). Porównując reakcje populacji ptaków w lasach objętych gradacjami korników, stwierdzono, że liczba gatunków, których liczebność populacji wzrosła, była dwa razy większa niż liczba tych, których liczebność populacji uległa zmniejszeniu (Saab et al. 2014). Nie zbadano długoterminowego wpływu masowych pojawów korników na różnorodność awifauny, lecz prawdopodobnie zależy on od liczby zamierających drzew oraz tempa regeneracji niezatakowanych drzew iglastych będących gospodarzami szkodnika, jak i drzew niebędących gospodarzami.

W skali drzewostanów zamieranie drzew uszkodzonych przez korniki wpływa na zwiększenie strukturalnej różnorodności, będące następstwem rozluźnienia okapu lasu i bujnego wzrostu podszytu i podrostu, co z kolei powinno sprzyjać tworzeniu odpowiednich siedlisk dla licznych bezkręgowców i kręgowców. W skali krajobrazu gradacje korników mogą wpływać na zmiany różnorodności biologicznej poprzez tworzenie nowych, bardziej urozmaiconych konfiguracji płatów roślinności i efektów brzegowych, sprzyjających bytowaniu niektórych gatunków fauny. Należy oczekiwać, że masowy pojaw korników będzie sprzyjał takim gatunkom zwierząt, jak jeleni iłoś (które wykorzystują podrost, podszyt i runo leśne), o ile tylko dolne piętra lasu zareagują na powstanie luk w okapie lasu (Saab et al. 2014). Skutki gradacji korników dla różnorodności biologicznej w skali dużych kompleksów leśnych i krajobrazów będą uzależnione zarówno od intensywności gradacji, jak i od struktury krajobrazów leśnych w okresie poprzedzającym gradację.

Innym, szczególnie istotnym, aspektem jest wpływ gradacji korników na strukturę ekosystemów i różnorodność

biologiczną siedlisk nadbrzeżnych w dolinach potoków górskich (Jackson, Wohl 2015). Drzewa zabite przez korniki, znoszone przez wodę, zwiększają pulę martwego drewna na terenach nadrzecznych i w sieci strumieni, co wpływa na retencję osadów i substancji organicznej oraz na siedliska w rzece i na jej brzegach. Konsekwencje tego odczuwane są przez liczne gatunki fauny, np. pstrągi. Gradacje korników dostarczają drewna, które przez całe dziesięciolecia po gradacji będzie znoszone z wodami w dół rzeki. Natomiast podczas wycinki lasu usuwa się czasem całe drewno z terenów przybrzeżnych i znacznie ogranicza jego dopływ na tereny położone w dole rzeki.

Po gradacji *Ips* spp. w lasach świerkowych (*Picea abies*), w południowo-zachodniej części Niemiec, bardzo wzrosło maksymalne stężenie azotanów w rzekach (użytkowanych jako woda pitna), ale wzrost ten był tylko czasowy w całej zlewni (Beudert et al. 2015). Maksymalne stężenie azotanów, będące kryterium jakości wody, pozostawało stale znacznie poniżej limitu zalecanego przez Światową Organizację Zdrowia. Jednocześnie na omawianym terenie wzrastała różnorodność biologiczna, w tym też udział licznych gatunków z Czerwonych list. Dlatego też Beudert i in. (2015) zalecali pozostawienie lasów górskich, szczególnie na obszarach chronionych, w których dominują gatunki drzew iglastych naturalnym procesom i umożliwienie im powrotu do stanu sprzed gradacji.

### 3. Strategie kontrolowania masowych pojawów korników

Mimo istotnej roli jaką odgrywają gradacje korników w procesach tworzenia się nowych siedlisk fauny, wzrostu różnorodności biologicznej oraz w innych świadczeniach przyrodniczych, zabiegi gospodarcze są stosowane przed, podczas, jak i po wystąpieniu gradacji. Zabiegi te mają na celu zarówno zapobieganie lub hamowanie rozwoju gradacji, jak i modyfikowanie skutków ich inwazji. Konieczność jednoczesnego zwalczania szkodników owadzych i potrzeb realizacji celów ochrony przyrody, szczególnie na obszarach chronionych, stała się powodem publicznej dyskusji nt. zagospodarowania lasów po gradacji.

#### 3.1. Przed wystąpieniem gradacji

Uznaje się, że skuteczność zabiegów trzebieżowych, prowadzonych w celu zmniejszenia podatności drzewostanu na atak korników, ma związek z witalnością drzew (Fettig et al. 2007). Może ona się zwiększać, o ile zmniejszy się stres wilgotnościowy, co z kolei poprawia odporność drzew na atak szkodnika. Pogląd ten oparty jest na założeniu, że drzewa zdrowe w pełni sił życiowych mogą się bronić przed atakami korników głównie poprzez zalewanie żywicą otworów wejściowych, powodując wypchnięcie lub zatopienie owada.

Badania Fettig i in. (2007) sugerują, że wskutek konkurencji o światło i wodę witalność drzew może być osłabiona, co dodatkowo zwiększa ich podatność na ataki korników. Trze-

bież może więc poprawić odporność drzewostanu na masowy atak tych owadów (Fettig et al. 2007). Z innych badań wynika, że drzewa osłabione nie są szczególnie atakowane przez korniki. W pewnych okolicznościach trzebież może łagodzić stres pojedynczych drzew, ale, co jest istotne, zabieg ten nie będzie na tyle efektywny by zmniejszyć podatność całych drzewostanów na atak w przypadku dużych lub nasilonych gradacji (Safranyik, Carroll 2006). Przykładem są drzewostany sosny wydmowej rosnące w Oregonie, które po trzebieży początkowo były nieatrakcyjne dla korników *Dendroctonus*, ale kiedy liczba chrząszczy rosła, tempo zasiedlania było podobne w drzewostanach po trzebieży i bez zabiegu (Preisler, Mitchell 1993). Śmiertelność drzew w wyniku gradacji korników w fazie endemicznej była niższa w drzewostanach o mniejszej powierzchni pierścniowego pola przekroju, lecz jeśli drzewostan był w już trakcie masowego ataku korników, więźba i zagęszczenie drzew nie miały większego wpływu na odporność drzewostanów (Amman et al. 1988).

Wprawdzie trzebież jest potencjalnie zabiegiem ograniczającym stres drzew, a tym samym zmniejszającym podatność drzewostanów na atak owadów w fazach endemicznych, jednak może ona także prowadzić do powstania takich warunków, w których podatność na atak zwiększy się. Na przykład podczas trzebieży może dojść do uszkodzenia drzew, a także ich korzeni, co sprzyja wnikananiu patogenów w rany i prowadzi do ograniczenia odporności drzewa na inne szkodliwe organizmy (Hagle, Schmitz 1993; Paine, Baker 1993; Goyer et al. 1998). Choć trzebież może być efektywna jako zabieg pozwalający na zachowanie odpowiedniej przestrzeni oraz zasobów niezbędnych do rozwoju drzew, to uszkodzenia drzew, ugniatanie gleby oraz okresowy stres spowodowany zmieniającymi się warunkami środowiska w wyniku trzebieży może zwiększyć podatność drzew na ataki korników i patogenów (Hagle, Schmitz 1993).

Z uwagi na potencjalne ryzyko związane z wycinką drzew, szczególnie na obszarach chronionych, zabiegi takie jak korowanie, zalecane są jako metoda kontroli szkodników. Masa drzewna pozostaje na miejscu, co minimalizuje skutki wycinki drzew. Zabiegi mechanicznej obróbki kory stosuje się zarówno przed wystąpieniem gradacji (kiedy populacje chrząszczy są jeszcze nieliczne), jak i wówczas, kiedy populacje osiągają poziomy epidemiczne. Zarówno całkowite korowanie, jak i oskrobywanie kory znacznie ograniczają liczbę wylatujących chrząszczy *Ips typographus* (Thorn et al. 2016). Korowanie znacznie ogranicza też zagęszczenie populacji gatunków grzybów zamieszkujących drewno, saproksylicznych chrząszczy i parazytoidów z grupy błonkówek. Natomiast oskrobywanie kory nie zmniejsza ogólnego zagęszczenia tych gatunków. Stosowanie takich technik jak oskrobywanie kory, szczególnie na obszarach chronionych, sprzyja zachowaniu integralności ekosystemu przy niższych kosztach gospodarczych w porównaniu z korowaniem. Jednakże oskrobywanie kory ma także negatywny wpływ, podobnie jak korowanie, co uwidacznia się znacznym ograniczeniem otworów wylotowych błonkówek i otworów zrobnionych przez dzięcioły. Korowanie i oskrobywanie kory są

więc zabiegami stosowanymi jako alternatywa dla wycinki drzew na obszarach chronionych. Thorn i in. (2016) stwierdzają, że nawet takie mało intensywne techniki mogą negatywnie wpływać na wyższe poziomy troficzne różnorodności biologicznej. Powinny być stosowane tylko wtedy, kiedy kontrola szkodników jest niezbędna i pilna.

Z punktu widzenia adaptacji ekosystemów leśnych do zmian klimatu najbardziej racjonalnym sposobem działania jest wykonywanie trzebieży lub innych mechanicznych zabiegów w odpowiednich warunkach (np. na obszarach już zdegradowanych wymagających restytucji), przy zapewnieniu odpowiednich mechanizmów kontrolnych, które mogłyby doprowadzić do zwiększenia świadomości na temat skuteczności konkretnego podejścia, szczególnie w warunkach zmieniającego się klimatu. Należy też koniecznie rozważyć, jak takie działania mogą zmieniać strukturę drzewostanu. Na przykład trzebież może prowadzić do powstania nowych nietypowych warunków dla ekosystemów odznaczających się naturalnie gęstymi drzewostanami. Należy podkreślić, że trzebież drzewostanów nie jest środkiem zapobiegającym występowaniu nasilonych gradacji (Preisler, Mitchell 1993; Amman et al. 1988), ponieważ to stres klimatyczny odgrywa główną rolę w masowym występowaniu kornika.

### 3.2. Podczas gradacji

Powszechnie uważa się, że zabiegi hodowlano-leśne nie mogą skutecznie zatrzymać gradacji, o ile doszło już do masowego pojawu szkodników. Hughes i Drever (2001) (oraz cytowane tam prace) stwierdzili, że większość zabiegów ma niewielki wpływ na wielkość gradacji. Romme i in. (2006) wskazują, że usuwanie drewna nie może zatrzymać masowego wystąpienia korników. Kontrola rozległych gradacji teoretycznie jest możliwa, ale wymagałaby zabiegów wykonanych na prawie każdym zaatakowanym drzewie (Hughes, Drever 2001), co w praktyce oznaczałoby wycięcie większej liczby drzew od tych, które zamarły by z powodu samej gradacji (Tempereli et al. 2014).

Zabiegi hodowlano-leśne zmierzające do zahamowania gradacji korników (*Ips spp*) w Europie nie przyniosły sukcesów z uwagi na dynamikę masowych pojawów, podobną do tej, która charakteryzuje masowe pojawy korników na innych kontynentach. Przykładowo, Stadelmann i in. (2013) zbadali efektywność zabiegu usuwania drzew w drzewostanie w celu zapobieżenia gradacji kornika (*Ips spp*) po zaburzeniach spowodowanych przez wiatr. Wprawdzie analiza powyższych autorów koncentruje się na szkodach pohuraganowych jako przyczynie inicjującej gradację, lecz wyniki ich badań można odnieść do dynamiki masowych pojawów, niezależnie od przyczyn ich powstawania. Stadelmann i in. (2013) stwierdzili, że zwiększona intensywność cięć sanitarnych obniża liczbę ognisk inwazji kornika (*Ips spp*), których można byłoby oczekiwać po zaburzeniach spowodowanych przez wiatr, lecz spadek ten jest niewielki. Ponadto cięcia sanitarne są skuteczne wtedy, gdy przeprowadza się je przed wylotem korników (*Ips spp*) (Wermelinger et al. 2012), co może być

trudne w realizacji, ponieważ pomiędzy zasiedleniem drzew a powstaniem widocznych objawów zazwyczaj upływa pewien czas. W związku z tym Stadelmann i in. (2013) doszli do wniosku, że nie ma możliwości zapobieżenia masowej inwazji przez korniki *Ips*, nawet przy zastosowaniu cięć przygodnych. Powszechnie uważa się, że gdy występowanie *Ips* osiąga fazę gradacji, dochodzi do tak głębokich zmian dynamiki biologicznej i ekologicznej (np. Økland et al. 2016), że bardzo trudne lub wręcz niemożliwe staje się kontrolowanie masowych pojawów. Jeśli powierzchnia drzewostanów opianowanych przez korniki jest ograniczona tylko do pewnego obszaru, oplacalne może być złagodzenie wpływu gradacji poprzez usuwanie zaatakowanych drzew z drzewostanów. Można też stosować trzebież w celu zminimalizowania stresu konkurencji drzew o składniki mineralne, światło i wodę.

Jednakże istnieje przekonanie, że po to, by inwazje korników osiągały poziomy epidemiczne, niezbędne są specyficzne warunki klimatyczne. Występowanie niewielkiej populacji chrząszczy nie musi prowadzić do gradacji. Natomiast w warunkach klimatycznych sprzyjających gradacjom ogniska inwazji kornika mogą się rozwinąć jednocześnie na wielu stanowiskach, rozrzuconych w różnych punktach krajobrazu. Tak więc, nawet jeśli skutecznie usunie się rosnącą populację chrząszczy z jednego drzewostanu lub przerzedzi się drzewostan by zwiększyć witalność drzew, w korzystnych dla inwazji warunkach klimatycznych, korniki z innych drzewostanów i tak mogą rozprzestrzenić się na cały obszar. Uwzględniając fakt, że to klimat jest zazwyczaj czynnikiem sprzyjającym rozwojowi populacji korników, a jednocześnie czynnikiem stresującym dla drzew, przeprowadzenie zabiegów w drzewostanach na rozległych obszarach, by miały one znaczący wpływ na ogólny zasięg inwazji, jest praktycznie pozbawione sensu i kosztowne.

### 3.3. Po gradacji

W lasach powszechnie stosuje się wycinanie i usuwanie drzew z terenu pokłeskowego, pozyskując drewno i inną biomasę w celach produkcyjnych. Ten rodzaj pozyskiwania zasobów jest potencjalnie drogą nieuchronnie prowadzącą do wzmożonej aktywności owadów (Nebeker 1989; Hughes, Drever 2001; Romme et al. 2006). Należy zwrócić uwagę na fakt, że posusz stojący i leżące kłody przyczyniają się do ochrony gleb i jakości wody oraz stanowią siedlisko dla licznych gatunków uzależnionych od dziupli i martwych drzew (Romme et al. 2006), szczególnie, że wiele z tych gatunków odżywia się kornikami i innymi gospodarczo szkodliwymi owadami. W związku z tym, przyczyną przedłużających się gradacji może być ograniczanie liczby naturalnych wrogów korników (Nebeker 1989), zarówno gatunków owadów, jak i ptaków, dla których kornik sosny górskiej jest pożywieniem (Koplin, Baldwin 1970; Shook, Baldwin 1970; Otvos 1979). Ponadto pozyskiwanie drewna po gradacji może prowadzić do uszkodzenia korzeni oraz gleby przez zgniatanie (Lindenmayer et al. 2008), powiększając stres wodny drzew, co może, z kolei, osłabić możliwości regeneracji gatunków igła-

stych z uwagi na zwiększoną śmiertelność podrostu (Donato et al. 2006). Pozyskanie drewna po gradacji może spowodować jeszcze więcej szkód w lesie niż w wyniku epizodów naturalnych zaburzeń (DellaSala et al. 2006).

#### 4. Wnioski

Zmiany klimatu i inne czynniki wywołują dramatyczne zmiany w ekosystemach leśnych. Jednym ze skutków obecnych i przewidywanych zmian klimatu jest zwiększona aktywność korników, prowadząca do zamierania drzew na wielkich obszarach Europy, Ameryki Północnej i innych. Wprawdzie gradacje budzą powszechne obawy, ale korniki nie niszczą lasów, a przeciwnie, tworzą nowe siedliska, sprzyjają różnorodności biologicznej i zachowaniu innych ważnych świadczeń przyrodniczych, szczególnie na obszarach chronionych. Z punktu widzenia zachowania powyższych cech, usuwanie drzew po gradacji jest zwykle niekorzystne, a nawet powoduje większe zniszczenia ekosystemów niż zaburzenia. Zabiegi ograniczające inwazje dają różne rezultaty i mogą być zagrożeniem dla ekosystemów leśnych. Wnioski płynące z dostępnej wiedzy wskazują, że wycinka drzew na obszarach chronionych nie może zahamować rozwoju gradacji korników, a nawet może się okazać bardziej szkodliwa niż sama inwazja. Jeśli głównym celem gospodarki leśnej jest produkcja drewna, wówczas wycinka jest wskazana. Należy ją zaplanować na podstawie odpowiedniej analizy kosztów pozyskania drewna i zysków ekonomicznych. Natomiast w obszarach, w których celem jest ochrona przyrody, zalecane jest ograniczenie wycinki tylko do usuwania drzew stwarzających zagrożenie w rejonach nasilonej penetracji ludzkiej. Ograniczyłoby to ewentualne straty materialne i ryzyko utraty życia. Jak wynika z wielu badań w Europie i Ameryce Północnej, usuwanie drzew na obszarach dotkniętych gradacją jest niezgodne z celami ochrony przyrody.

#### Konflikt interesów

Autor deklaruje brak potencjalnych konfliktów.

#### Źródła finansowania badań

Opracowanie sfinansowano ze środków własnych Autora.

#### Literatura

- Amman G.D., McGregor M.D., Schmitz R.F., Oaks R.D. 1988. Susceptibility of lodgepole pine to infestation by mountain pine beetles following partial cutting of stands. *Canadian Journal of Forest Research* 18: 688–695.
- Beudert B., Bässler C., Thorn S., Noss R., Schröder B., Dieffenbach-Fries H., Foullois N., Müller J. 2015. Bark Beetles Increase Biodiversity While Maintaining Drinking Water Quality. *Conservation Letters* 8(4): 272–281.
- Black S.H., Kulakowski D., Noon B.R., DellaSala D.A. 2013. Do bark beetle outbreaks increase wildfire risks in the central U.S. Rocky Mountains? Implications from recent research. *Natural Areas Journal* 33(1): 59–65.
- Botkin D.B. 1990. *Discordant harmonies: a new ecology for the twenty-first century*. Oxford University Press, New York.
- Dahlsten D.L. 1982. Relationships between bark beetles and their natural enemies, in: *Bark Beetles in North American Conifers* (eds. J.B. Mitton, K.B. Sturgeon). University of Texas Press, Austin, 140–182.
- DellaSala D.A., Karr J.R., Schoennagel T., Perry D., Noss R.F., Lindenmayer D., Beschta R., Hutto R.L., Swanson M.E., Evans J. 2006. Post-fire logging debate ignores many issues. *Science* 314: 51–52.
- Donato D.C., Fontaine J.B., Campbell J.L., Robinson W.D., Kaufman J.B., Law B.E. 2006. Post-wildfire logging hinders regeneration and increases fire risk. *Science* 311: 352.
- Fettig C.J., Klepzig K.D., Billings R.F., Munson A.S., Nebeker T.E., Negrón J.F., Nowak J.T. 2007. The effectiveness of vegetation management practices for prevention and control of bark beetle infestations in coniferous forests of the western and southern United States. *Forest Ecology and Management* 238: 24–53.
- Goyer R.A., Wagner M.R., Schowalter T.D. 1998. Current and proposed technologies for bark beetle management. *Journal of Forestry* 96(12): 29–33.
- Hagle S., Schmitz R. 1993. Managing root disease and bark beetles, in: *Beetle-Pathogen Interactions in Conifer Forests*. (eds. T.D. Schowalter, G.M. Filip), Academic Press, New York, 209–228.
- Hughes J., Drever R. 2001. Salvaging solutions: science-based management of B.C.'s pine beetle outbreak. David Suzuki Foundation, Forest Watch of British Columbia Society, and Canadian Parks and Wilderness Society, Vancouver, B.C.
- Jackson K.J., Wohl E. 2015. Instream wood loads in montane forest streams of the Colorado Front Range, USA. *Geomorphology* 234: 161–170.
- Koplin J.R., Baldwin P.H. 1970. Woodpecker predation on an endemic population of Engelmann spruce beetles. *American Midland Naturalist* 83: 510–515.
- Kulakowski D., Seidl R., Holeksa J., Kuuluvainen T., Nagel T., 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*. DOI 10.1016/j.foreco.2016.07.037.
- Lindenmayer D.B., Burton P., Franklin J.F. 2008. *Salvage Logging and its Ecological Consequences*. Island Press, Washington, D.C.
- Ministerstwo Środowiska. 2016. Program działań na rzecz Puszczy Białowieskiej podpisany. <https://www.mos.gov.pl/aktualnosci/szczegoly/news/program-dzialan-na-rzecz-puszczy-bialowieckiej-podpisany/> [7.06.2016].
- Morgan P., Aplet G.H., Hauffer J.B., Humphries H.C., Moore M.M., Wilson W.D. 1994. Historical range of variability: a useful tool for evaluating ecosystem change. *Journal of Sustainable Forestry* 2: 87–111.
- Nebeker T.E. 1989. Bark beetles, natural enemies, management selection interactions, in: *Potential for Biological Control of Dendroctonus and Ips Bark Beetles*. (eds. D.L. Kulhavy, M.C. Miller, F. Stephen). Austin State University, Nacogdoches, Tex., 71–80.
- Otvos I.S. 1979. The effects of insectivorous bird activities in forest ecosystems: an evaluation, in: *The Role of Insectivorous Birds in Forest Ecosystems*. (eds. J.G. Dickson, R.N. Conner, R.R. Fleet, J.A. Jackson, J.C. Kroll). Academic Press, New York, 341–374.

- Økland B., Nikolov C., Krokene P., Vakula J. 2016. Transition from windfall- to patch-driven outbreak dynamics of the spruce bark beetle *Ips typographus*. *Forest Ecology and Management* 363: 63–73.
- Paine T.D., Baker F.A. 1993. Abiotic and biotic predisposition, in: *Beetle Pathogen Interactions in Conifer Forests*. (eds. T.D. Schowalter, G.M. Filip) Academic Press, London, 61–73.
- Pickett S.T.A., White P.S. (eds.) 1985. *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. Academic Press, New York.
- Preisler H.K., Mitchell R.G. 1993. Colonization patterns of the mountain pine beetle in thinned and unthinned lodgepole pine stands. *Forest Science* 39: 528–545.
- Raffa K.F., Aukema B.H., Bentz B.J., Carroll A.L., Hicke J.A., Turner M.G., Romme W.H. 2008. Cross-scale drivers of natural disturbances prone to anthropogenic amplification: the dynamics of bark beetle eruptions. *Bioscience* 58: 501–517.
- Rocca M.E., Romme W. 2009. Beetle-infested forests are not “destroyed.” *Frontiers in Ecology and the Environment* 7(2): 71–72.
- Romme W.H., Clement J., Hicke J.A., Kulakowski D., MacDonald L.H., Schoennagel T., Veblen T.T. 2006. Recent forest insect outbreaks and fire risk in Colorado forests: a brief synthesis of relevant research. Colorado Forest Restoration Institute, Colorado State University, Fort Collins.
- Saab V.A., Latif Q.S., Rowland M.M., Johnson T.N., Chalfoun A.D., Buskirk S.W., Heyward J.E., Dresser M.A. 2014. Ecological consequences of mountain pine beetle outbreaks for wildlife in western North American forests. *Forest Science* 60: 539–559.
- Safranyik L., Carroll A.L. 2006. The biology and epidemiology of the mountain pine beetle in lodgepole pine forests, in: *The mountain pine beetle: a synthesis of biology, management, and impacts on lodgepole pine*. (eds. L. Safranyik, W.R. Wilson). Natural Resources Canada, Canadian Forest Service, Pacific Forestry Centre, Victoria, B.C., 3–66.
- Shook R.S., Baldwin P.H. 1970. Woodpecker predation on bark beetles in Engelmann spruce logs as related to stand density. *Canadian Entomologist* 102: 1345–1354.
- Seidl R., Schelhaas M.-J., Lexer M.J. 2011. Unraveling the drivers of intensifying forest disturbance regimes in Europe. *Global Change Biology* 17: 2842–2852.
- 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.
- Swanson F.J., Jones J.A., Wallin D.O., Cissel J.H. 1993. Natural variability - implications for ecosystem management, in: *Ecosystem management: principles and applications* (eds. M.E. Jensen, P.S. Bourgeron.) Volume II, Eastside Forest Health Assessment. USDA Forest Service, General Technical Report PNW-318, 89–103.
- Temperli C., Hart S., Veblen T.T., Kulakowski D., Hicks J., Andrus R. 2014. Are density reduction treatments effective at managing for resistance or resilience to spruce beetle disturbance in the southern Rocky Mountains? *Forest Ecology and Management* 334: 53–63.
- Thorn S., Bässler C., Bübler H., Lindenmayer D.B., Schmidt S., Seibold S., Wende B., Müller J. 2016. Bark-scratching of storm-felled trees preserves biodiversity at lower economic costs compared to debarking. *Forest Ecology and Management* 364: 10–16.
- United States Senate. 2010. National Forest Insect and Disease Emergency Act. Subcommittee on Public Lands and Forests of the Energy and Natural Resources Committee. Washington, DC, USA.
- United States House of Representatives. 2013. Depleting Risk from Insect Infestation, Soil Erosion, and Catastrophic Fire Act of 2013. Subcommittee on Public Lands and Environmental Regulation of the Committee on Natural Resources. Washington, DC, USA.
- Wermelinger B., Epper C., Kenis M., Ghosh S., Holdenrieder O. 2012. Emergence patterns of univoltine and bivoltine *Ips typographus* (L.) populations and associated natural enemies. *Journal of Applied Entomology* 136: 212–224.

## Managing bark beetle outbreaks (*Ips typographus*, *Dendroctonus* spp.) in conservation areas in the 21st century

Dominik Kulakowski

Graduate School of Geography, Clark University, MA, USA

E-mail: dkulakowski@clarku.edu

**Abstract.** Forests in Europe and North America are being affected by large and severe outbreaks of bark beetles, which have caused widespread concern about forest health and have led to proposals for tree removal in affected or susceptible forests. Any such intervention, as well as broader decisions of whether any active interventions are appropriate, should be based on the best scientific data. This is true for all forests, including those whose purposes include timber production, watershed protection, biogeochemical function and recreation, and especially protected and conservation areas as the latter often provide particularly unique and important cultural, social, scientific and other ecosystem services. Here, I summarize peer-reviewed literature on the effects of bark beetle outbreaks and on silvicultural treatments aimed at mitigating beetle-induced tree mortality. From an objective scientific perspective, beetle outbreaks do not destroy forests. Instead, in many cases they play an important role in promoting wildlife, biodiversity and other ecological services. The best available data indicate that logging in conservation areas is unlikely to stop ongoing bark beetle outbreaks and instead may be more ecologically detrimental to the forests than the outbreaks themselves. If the purpose of a forest is timber production, then logging is desirable and can be planned based on appropriate analyses of timber yield and economic profit. However, in areas in which conservation is the determined goal, it is recommended that cutting trees be limited to removing hazards, such as trees that might fall in areas of high human activity in order to limit property damage and personal injury. Based on extensive research in Europe and North America, logging beetle-affected forests is inconsistent with most conservation goals.

**Key words:** *Dendroctonus*, disturbances, ecosystem based management, *Ips typographus*, *Picea*, *Pinus*

### 1. Introduction

Forests in Europe (Seidl et al. 2011) and North America (Raffa et al. 2008) are being affected by large and severe outbreaks of bark beetles (*Ips typographus* and *Dendroctonus* species, respectively). These dramatic outbreaks have caused widespread concern about forest health and have led to proposals for tree removal in forests that have been affected by outbreaks or that are thought to be susceptible to outbreaks (e.g., United States Senate 2010; United States House of Representatives 2013; Polskje Ministerstwo Srodowiska 2016). Such proposals stem in part from perceptions that bark beetle outbreaks harm forests and that active intervention is therefo-

re necessary to stop or prevent outbreaks, or to restore beetle-affected forests (Rocca and Romme 2009; Black et al. 2013). Management strategies have been applied prior to, during, or after outbreaks to attempt to prevent or stop outbreaks or to modify their effects. Any such intervention, as well as the broader decision of whether any active interventions are appropriate, should be based on the best available science. This is true for all forests including those whose purposes include timber production, watershed protection, biogeochemical function, and recreation, but it may be especially important in wilderness, protected, and other conservation areas as these areas often provide particularly unique and important cultural, social, scientific, and other ecosystem services. Furthermore,

Submitted: 8.06.2016, reviewed: 21.07.2016, accepted after revision: 12.08.2016

conservation areas often differ from other forests in having been shaped by natural rather than anthropogenic forces for relatively long periods of time.

Here, I review peer-reviewed literature published in ISI (International Scientific Indexing) journals on the ecological effects of bark beetle outbreaks and on silvicultural treatments aimed at reducing beetle-caused tree mortality. Although articles published in ISI journals are certainly not the only sources of valuable information, they are internationally recognized as being at a high level and often are readily available to international audiences. The current overview is brief and a much longer article could be devoted to exploring and elucidating each topic considered here. However, the goal of this article is not to exhaustively examine all aspects of the topics considered here, but rather to provide a concise overview, which may be useful to managers and policy makers in its brevity. As outbreaks and questions of their management are important in Europe and North America, I draw on literature from both continents to optimize insight and understanding. The main aim of this manuscript is to review relevant literature in order to inform ongoing debates about managing bark beetle outbreaks in conservation areas.

The recognition that ecosystems are dynamic and that change and instability are inherent to ecosystem function has been a major shift in perception over the past century among scientists and resource managers (Pickett and White 1985, Botkin 1990). Formerly, there was a widespread expectation of a “balance of nature” that was reflected in concepts that stressed stability, such as the climax concept or homeostatic self-regulation of ecosystem properties. Today, ecosystem change is regarded as the norm, and periods of slow as well as relatively rapid change (including natural disturbances) are widely expected, including in Europe (Kulakowski et al. 2016). Consequently, modern ecosystem management is based on the recognition that ecosystems are not static and that change occurs due to both human and natural influences (Swanson et al. 1993, Morgan et al. 1994).

Nevertheless, in the popular press and elsewhere, forest affected by outbreaks continue to sometimes be described as having been destroyed, leaving readers with the impression that beetles kill every tree in their path and that beetle-affected forests are lost, perhaps forever (Rocca and Romme 2009). A closer look, however, reveals that the beetle-caused mortality and consequent changes in stand structure are extremely heterogeneous (Rocca and Romme 2009). Surviving trees are present even in stands that have been severely affected by outbreaks, which is important because these survivors are integral to forest development following the outbreak. Beetles selectively kill larger trees of target species, whereas most other species as well as smaller trees and saplings of the target species survive. From an objective scientific perspective, beetle outbreaks do not destroy forests and in many cases they play valuable ecological roles.

## 2. Ecological effects of bark beetle outbreaks

Endemic and epidemic bark beetle outbreaks are important sources of structural heterogeneity and biodiversity in the forests of Europe and North America. Bark beetles are parts of many forest food webs and can be associated with a large number of organisms (Dahlsten 1982). They can be hosts for parasites and food for a variety of animals, including spiders, birds and other beetles (Koplin and Baldwin 1970). The actual effect of any particular bark beetle outbreak on subsequent biodiversity depends on the initial forest conditions, the intensity of the outbreak and the types of organisms considered.

Bark beetles have far reaching impacts on ecological structures and biodiversity which, when considered across scales from individual trees to entire landscapes, reveal their important roles as ecosystem engineers. At the scale of individual beetle galleries they establish and maintain a microflora of fungi and bacteria that create a complex web of biosynthetic interactions affecting tree resistance and success of beetle attack. By reducing tree resistance, beetle attack creates opportunities for a wide diversity of saprogenic competitors (Raffa et al. 2008). Bark beetles themselves are an important food source for a diverse group of arthropods and vertebrates, including birds such as woodpeckers that are highly adapted to digging out larvae of wood boring insects. In general, a bark beetle outbreak initializes a release of resources that, in the short term, promotes the growth of populations of insectivorous birds (Saab et al. 2014). Overall, approximately twice as many bird species have been found to increase, as opposed to decrease, in forests with bark beetle outbreaks (Saab et al. 2014). The longer-term impact on avian diversity of large outbreaks has not been widely studied but is likely to depend on the amount of tree mortality and the rate of recovery of un-attacked host conifers as well as non-host trees.

At the scale of forest stands, bark beetle-caused tree mortality increases structural heterogeneity through the creation of canopy gaps and enhanced growth of understory plants, which is likely to create favorable habitat for many invertebrates and vertebrates. Outbreaks create snags that may be used by various birds and mammals (Saab et al. 2014). At a landscape scale, beetle outbreaks are likely to alter biodiversity through the creation of more diverse patch configurations and edge effects favoring some wildlife species. Wildlife associated with early seral habitats, such as deer and elk, are expected to be favorably influenced by an outbreak once there has been enough time for understory resources to respond to the creation of canopy openings (Saab et al. 2014). The consequences of a beetle outbreak for biodiversity at the scale of large stands and landscapes will depend both on the intensity of the outbreak and on the pre-outbreak forest landscape structure.

Another particularly important effect of beetle outbreaks on ecosystem structure and biodiversity is evident in ripa-

riean habitats of mountain streams (Jackson and Wohl 2015). Beetle-killed trees contribute to recruitment of large coarse woody debris into riparian areas and stream systems, which exerts important beneficial influences on storage of sediment and organic matter and on river and floodplain habitat for numerous animal species, including trout. In comparison to timber harvesting that can remove all riparian wood and severely deplete subsequent instream wood recruitment, beetle outbreaks provide a source of instream wood loads for decades following a beetle outbreak.

After large outbreaks of *Ips* in *Picea abies* forests in southeastern Germany, maximum nitrate concentrations in runoff used for drinking water increased significantly but only temporarily at the headwater scale (Beudert et al. 2015). Moreover, this major criterion of water quality remained consistently far below the limit recommended by the World Health Organization. At the same time, biodiversity, including numbers of Red-listed species, increased for most taxa across a broad range of lineages. Therefore, Beudert et al. (2015) recommended allowing natural disturbance-recovery processes to operate unimpeded in conifer-dominated mountain forests, especially within protected areas.

### 3. Strategies for controlling bark beetle outbreaks

Despite the important roles that bark beetle outbreaks play in creating wildlife habitat, promoting biodiversity and providing other ecological services, active management treatments are sometimes applied before, during or after outbreaks in order to attempt to prevent or stop outbreaks or to change their effects. The simultaneous goals of control of insect pests and compliance of conservation targets has intensified public debate about post-disturbance management, particularly in protected areas.

#### 3.1. Prior to Outbreaks

The effectiveness of thinning to reduce forest susceptibility to bark beetles is believed to be related to tree vigor (Fettig et al. 2007); which may increase as moisture stress is decreased, and which in turn may make trees less susceptible to insect infestation. The premise is that if trees are healthy and vigorous, they may be able to defend themselves against attacking beetles by essentially flooding the entrance site with resin that can push out or drown the beetle.

Some studies have suggested that competition for light and water may reduce the vigor of surviving trees and increase susceptibility to bark beetle attacks (Fettig et al. 2007) and that thinning may, therefore, improve outbreak resistance. However, studies that have looked directly at the effects of

thinning on tree vigor have shown mixed results. While some studies have found that thinning reduces stand susceptibility in some circumstances (Fettig et al. 2007), other research has found bark beetles do not preferentially infest trees with declining growth. Under some circumstances, thinning may alleviate tree stress at the stand level but importantly, it is unlikely to be effective at mitigating susceptibility against extensive or severe outbreaks (Safranyik and Carroll 2006). For example, thinned stands of lodgepole pine in Oregon were initially unattractive to mountain pine beetles (*Dendroctonus*); but when the number of attacking beetles became large, colonization rates were similar in thinned and un-thinned stands (Preisler and Mitchell 1993). Similarly, beetle-caused tree mortality with lower basal area under endemic conditions, but if the stand was in the path of an ongoing beetle outbreak, spacing and density of trees had little effect (Amman et al. 1988).

While thinning has the potential to reduce tree stress, which can reduce susceptibility to insect attack during endemic phases, it also has the potential to bring about other conditions that can increase susceptibility. For example, thinning may injure surviving trees and their roots, which can provide entry points for pathogens and ultimately reduce tree resistance to other organisms (Hagle and Schmitz 1993; Paine and Baker 1993; Goyer et al. 1998). Although thinning can be effective in maintaining adequate growing space and resources, tree injury, soil compaction, and temporary stress due to changed environmental conditions caused by thinning may increase susceptibility of trees to bark beetles and pathogens (Hagle and Schmitz 1993).

Given the potential risks of logging, especially in conservation areas, mechanical bark treatments, such as debarking, have been promoted as an on-site method of pest control that accounts for conservation targets because woody biomass is retained and some unintended consequences of logging are minimized. Mechanical bark treatments have been used prior to outbreaks (when beetle populations are still small) as well as after populations have erupted to epidemic levels. For example, both debarking and bark-scratching significantly decrease numbers of emerging *Ips typographus* (Thorn et al. 2016). Debarking also significantly reduces the species density of wood-inhabiting fungi, saproxylic beetles, and parasitoid wasps. By contrast, bark-scratching does not reduce the overall density of these other species. Using techniques such as bark scratching, particularly in protected areas, will foster ecosystem integrity at lower economic cost compared to debarking. However, bark-scratching does have some negative effects in common with debarking, such as the significant reduction of wood wasps emergence holes and the reduction of holes made by foraging woodpeckers. Therefore, while bark-scratching and debarking may be a preferred alternative to logging conservation areas, Thorn et al. (2016) concluded that even these relatively low-intensity techniques might

affect higher trophic levels of biodiversity and should be applied only if pest management is urgently needed.

From an adaptive management standpoint, it is most prudent to implement thinning or other mechanical treatments in appropriate settings (e.g., already degraded areas in need of restoration) with sufficient controls that would lead to an improved understanding of the efficacy of these approaches, particularly under a range of climatic conditions. It is also important to consider how such strategies may alter normal stand structure. For example, thinning can create novel conditions that can be atypical for some ecosystems in which tree density is naturally high. More importantly, thinning forest stands before epidemics is not likely to prevent major outbreaks (Preisler and Mitchell 1993; Amman et al. 1988), likely due to the overriding influence of climatic stress in driving outbreaks.

### 3.2. During Outbreaks

There is general agreement that silvicultural treatments cannot effectively stop outbreaks once a large-scale insect infestation has started. Citing multiple sources, Hughes and Drever (2001) found that most control efforts have had little effect on the final size of outbreaks. In another review, Romme et al. (2006) point out that once an extensive outbreak has started, timber management is unlikely to stop it. Control of such outbreaks is theoretically possible, but it would require treatment of almost all of the infected trees (Hughes and Drever 2001) and in practice, is likely to result in killing more trees than would have been killed by the outbreak itself (Tempereli et al. 2014).

Silvicultural efforts to stop developed outbreaks of *Ips* in Europe have not been successful due to similar dynamics as those that characterize bark beetle outbreaks on other continents. For example, Stadelmann et al. (2013) examined the efficacy of logging to prevent *Ips* outbreaks following wind disturbance. Although their analysis focuses on storm damage as initiating an outbreak, their results apply to outbreak dynamics regardless of the initial trigger. Stadelmann et al. (2013) found that higher intensity of sanitation felling decreases the number of infestation spots of *Ips* that are expected following wind disturbances, but this decrease is small. Furthermore, sanitation felling is only effective when carried out before *Ips* have emerged (Wermelinger et al. 2012), which may be difficult to achieve, because there is often a lag between infestation and its visual manifestation. Consequently, Stadelmann et al. (2013) concluded that mass infestations by *Ips* cannot be prevented even with thorough salvage logging. Indeed, the general consensus is that after *Ips* reach an outbreak phase, the biological and ecological dynamics change substantially (e.g., Økland et al. 2016) and outbreaks become impossible or difficult to control.

If a bark beetle infestation is relatively restricted and concentrated in a limited area, it may be feasible to reduce the impact of that outbreak by removing infested trees from a forest stand, or by thinning a stand to reduce stress of trees competing for limited nutrients, sunlight, and moisture. However, specific climatic conditions are believed to be required for beetle populations to reach epidemic levels. As such, a small population of beetles is not sufficient for an outbreak to occur and would not necessarily lead to an outbreak. Conversely, under climatic conditions favorable for an outbreak, bark beetle outbreaks can erupt simultaneously in numerous, dispersed stands across the landscape. Thus, even if a growing population of beetles is successfully removed from one stand or the stand is thinned to increase vigor, under climatic conditions suitable for outbreaks, beetles from other stands are likely to spread over a landscape. Given that climate typically favors beetle populations and stresses trees over very large areas, successfully identifying and treating stands over a large enough region to have a significant impact on the overall infestation is impractical and costly.

### 3.3 Following Outbreaks

Post-disturbance logging is common practice on forest lands and is designed to remove trees or other biomass in order to produce timber or other resources. This type of resource extraction has the potential to inadvertently lead to heightened insect activity (Nebeker 1989; Hughes and Drever 2001; Romme et al. 2006). In particular, snags and fallen logs contribute to the protection of soils and water quality and provide habitat for numerous cavity and snag-dependent species (Romme et al. 2006), many of which prey on bark beetles and other economically destructive insects. Therefore, outbreaks could be prolonged because of a reduction in the beetle's natural enemies (Nebeker 1989), including both insects and bird species that feed on mountain pine beetles (Koplin and Baldwin 1970; Shook and Baldwin 1970; Otvos 1979). Furthermore, post-disturbance harvest can damage soil and roots by compacting them (Lindenmayer et al. 2008) leading to greater water stress in trees, which may reduce conifer regeneration by increasing sapling mortality (Donato et al. 2006) and, in general, may cause more damage to forests than that caused by natural disturbance events (DellaSala et al. 2006).

## 4. Conclusions

Climate change and other factors are leading to dramatic changes in forest ecosystems. One consequence of recent and predicted climate change is increased bark beetle activity leading to tree mortality over large areas in Europe,

North America and elsewhere. While such outbreaks have led to widespread concern, beetles do not destroy forests, but instead create habitat, promote biodiversity, and preserve other important ecosystem services, especially in conservation areas. In contrast, logging following outbreaks often does not promote these attributes but instead often damages ecosystems more than the initial disturbance. Insect containment measures have yielded mixed results and may pose significant risks to forested ecosystems. The best available science indicates that logging in conservation areas is unlikely to stop ongoing bark beetle outbreaks and instead may be more ecologically detrimental to forests than the outbreaks themselves. If the desired purpose of a forest is timber production, then logging is desirable and can be planned based on appropriate analyses of timber yield and economic profit. But in areas in which conservation is that determined goal, it is recommended that cutting trees be limited to removing hazardous trees that might fall in areas of high human use in order to limit property damages and potential loss of life. Based on extensive research in Europe and North America, logging beetle-affected forests is ineffective at stopping ongoing outbreaks and is inconsistent with most conservation goals.

## References

- Amman G.D., McGregor M.D., Schmitz R.F., Oaks R.D. 1988. Susceptibility of lodgepole pine to infestation by mountain pine beetles following partial cutting of stands. *Canadian Journal of Forest Research* 18: 688–695.
- Beudert B., Bässler C., Thorn S., Noss R., Schröder B., Dieffenbach-Fries H., Foullois N., Müller J. 2015. Bark Beetles Increase Biodiversity While Maintaining Drinking Water Quality. *Conservation Letters* 8(4): 272–281.
- Black S.H., Kulakowski D., Noon B.R., DellaSala D.A. 2013. Do bark beetle outbreaks increase wildfire risks in the central U.S. Rocky Mountains? Implications from recent research. *Natural Areas Journal* 33(1): 59–65.
- Botkin D.B. 1990. *Discordant harmonies: a new ecology for the twenty-first century*. Oxford University Press, New York.
- Dahlsten D.L. 1982. Relationships between bark beetles and their natural enemies, in: *Bark Beetles in North American Conifers* (eds. J.B. Mitton, K.B. Sturgeon). University of Texas Press, Austin, 140–182.
- DellaSala D.A., Karr J.R., Schoennagel T., Perry D., Noss R.F., Lindenmayer D., Beschta R., Hutto R.L., Swanson M.E., Evans J. 2006. Post-fire logging debate ignores many issues. *Science* 314: 51–52.
- Donato D.C., Fontaine J.B., Campbell J.L., Robinson W.D., Kaufman J.B., Law B.E. 2006. Post-wildfire logging hinders regeneration and increases fire risk. *Science* 311: 352.
- Fettig C.J., Klepzig K.D., Billings R.F., Munson A.S., Nebeker T.E., Negron J.F., Nowak J.T. 2007. The effectiveness of vegetation management practices for prevention and control of bark beetle infestations in coniferous forests of the western and southern United States. *Forest Ecology and Management* 238: 24–53.
- Goyer R.A., Wagner M.R., Schowalter T.D. 1998. Current and proposed technologies for bark beetle management. *Journal of Forestry* 96(12): 29–33.
- Hagle S., Schmitz R. 1993. Managing root disease and bark beetles, in: *Beetle-Pathogen Interactions in Conifer Forests*. (eds. T.D. Schowalter, G.M. Filip), Academic Press, New York, 209–228.
- Hughes J., Drever R. 2001. *Salvaging solutions: science-based management of B.C.'s pine beetle outbreak*. David Suzuki Foundation, Forest Watch of British Columbia Society, and Canadian Parks and Wilderness Society, Vancouver, B.C.
- Jackson K.J., Wohl E. 2015. Instream wood loads in montane forest streams of the Colorado Front Range, USA. *Geomorphology* 234: 161–170.
- Koplin J.R., Baldwin P.H. 1970. Woodpecker predation on an endemic population of Engelmann spruce beetles. *American Midland Naturalist* 83: 510–515.
- Kulakowski D., Seidl R., Holeksa J., Kuuluvainen T., Nagel T., Pannayotov 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*. DOI 10.1016/j.foreco.2016.07.037.
- Lindenmayer D.B., Burton P., Franklin J.F. 2008. *Salvage Logging and its Ecological Consequences*. Island Press, Washington, D.C.
- Ministerstwo Środowiska. 2016. Program działań na rzecz Puszczy Białowieskiej podpisany. <https://www.mos.gov.pl/aktualnosci/szczegoly/news/program-dzialan-na-rzecz-puszczy-bialowieckiej-podpisany/> [7.06.2016].
- Morgan P., Aplet G.H., Hauffer J.B., Humphries H.C., Moore M.M., Wilson W.D. 1994. Historical range of variability: a useful tool for evaluating ecosystem change. *Journal of Sustainable Forestry* 2: 87–111.
- Nebeker T.E. 1989. Bark beetles, natural enemies, management selection interactions, in: *Potential for Biological Control of Dendroctonus and Ips Bark Beetles*. (eds. D.L. Kulhavy, M.C. Miller, F. Stephen). Austin State University, Nacogdoches, Tex., 71–80.
- Otvos I.S. 1979. The effects of insectivorous bird activities in forest ecosystems: an evaluation, in: *The Role of Insectivorous Birds in Forest Ecosystems*. (eds. J.G. Dickson, R.N. Conner, R.R. Fleet, J.A. Jackson, J.C. Kroll). Academic Press, New York, 341–374.
- Økland B., Nikolov C., Krokene P., Vakula J. 2016. Transition from windfall- to patch-driven outbreak dynamics of the spruce bark beetle *Ips typographus*. *Forest Ecology and Management* 363: 63–73.
- Paine T.D., Baker F.A. 1993. Abiotic and biotic predisposition, in: *Beetle Pathogen Interactions in Conifer Forests*. (eds. T.D. Schowalter, G.M. Filip) Academic Press, London, 61–73.
- Pickett S.T.A., White P.S. (eds.) 1985. *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. Academic Press, New York.
- Preisler H.K., Mitchell R.G. 1993. Colonization patterns of the mountain pine beetle in thinned and unthinned lodgepole pine stands. *Forest Science* 39: 528–545.

- Raffa K.F., Aukema B.H., Bentz B.J., Carroll A.L., Hicke J.A., Turner M.G., Romme W.H. 2008. Cross-scale drivers of natural disturbances prone to anthropogenic amplification: the dynamics of bark beetle eruptions. *Bioscience* 58: 501–517.
- Rocca M.E., Romme W. 2009. Beetle-infested forests are not “destroyed.” *Frontiers in Ecology and the Environment* 7(2): 71–72.
- Romme W.H., Clement J., Hicke J.A., Kulakowski D., MacDonald L.H., Schoennagel T., Veblen T.T. 2006. Recent forest insect outbreaks and fire risk in Colorado forests: a brief synthesis of relevant research. Colorado Forest Restoration Institute, Colorado State University, Fort Collins.
- Saab V.A., Latif Q.S., Rowland M.M., Johnson T.N., Chalfoun A.D., Buskirk S.W., Heyward J.E., Dresser M.A. 2014. Ecological consequences of mountain pine beetle outbreaks for wildlife in western North American forests. *Forest Science* 60: 539–559.
- Safranyik L., Carroll A.L. 2006. The biology and epidemiology of the mountain pine beetle in lodgepole pine forests, in: The mountain pine beetle: a synthesis of biology, management, and impacts on lodgepole pine. (eds. L. Safranyik, W.R. Wilson). Natural Resources Canada, Canadian Forest Service, Pacific Forestry Centre, Victoria, B.C., 3–66.
- Shook R.S., Baldwin P.H. 1970. Woodpecker predation on bark beetles in Engelmann spruce logs as related to stand density. *Canadian Entomologist* 102: 1345–1354.
- Seidl R., Schelhaas M.-J., Lexer M.J. 2011. Unraveling the drivers of intensifying forest disturbance regimes in Europe. *Global Change Biology* 17, 2842–2852.
- 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.
- Swanson F.J., Jones J.A., Wallin D.O., Cissel J.H. 1993. Natural variability - implications for ecosystem management, in: Ecosystem management: principles and applications (eds. M.E. Jensen, P.S. Bourgeron,) Volume II, Eastside Forest Health Assessment. USDA Forest Service, General Technical Report PNW-318, 89–103.
- Temperli C., Hart S., Veblen T.T., Kulakowski D., Hicks J., Andrus R. 2014. Are density reduction treatments effective at managing for resistance or resilience to spruce beetle disturbance in the southern Rocky Mountains? *Forest Ecology and Management* 334: 53–63.
- Thorn S., Bässler C., Bußler H., Lindenmayer D.B., Schmidt S., Seibold S., Wende B., Müller J. 2016. Bark-scratching of storm-felled trees preserves biodiversity at lower economic costs compared to debarking. *Forest Ecology and Management* 364: 10–16.
- United States Senate. 2010. National Forest Insect and Disease Emergency Act. Subcommittee on Public Lands and Forests of the Energy and Natural Resources Committee. Washington, DC, USA.
- United States House of Representatives. 2013. Depleting Risk from Insect Infestation, Soil Erosion, and Catastrophic Fire Act of 2013. Subcommittee on Public Lands and Environmental Regulation of the Committee on Natural Resources. Washington, DC, USA.
- Wermelinger B., Epper C., Kenis M., Ghosh S., Holdenrieder O. 2012. Emergence patterns of univoltine and bivoltine *Ips typographus* (L.) populations and associated natural enemies. *Journal of Applied Entomology* 136: 212–224.