Klub Przyrodników

ul. 1 Maja 22, 66-200-Świebodzin
Konto: Santander Bank SA o. Świebodzin 28 1090 1593 0000 0001 0243 0645
tel./fax 68 3828236, e-mail: kp@kp.org.pl, http:// www.kp.org.pl

Świebodzin, 17 stycznia 2020 r.

Regionalna Dyrekcja
Ochrony Środowiska
w Białymstoku

W związku z projektem planu ochrony rezerwatu przyrody Las Cieliczański, przekazuję następujące uwagi:

W przypadku drzewostanów zniszczonych wskutek wichury z dnia 17 czerwca 2016 r., zasadne jest ich pozostawienie do naturalnej sukcesji, natomiast niewłaściwe jest uprzątanie pozostałości drzewostanu, tj. uprzątnięcie i zagospodarowanie drewna. Zbędne i niewłaściwe jest „przygotowanie" powstałych luk do naturalnej sukcesji. Zwracam uwagę, że sukcesja na „przygotowanym" gruncie nie będzie naturalna.

Bogata literatura na temat skutków wielkoskalowych zaburzeń w ekosystemach leśnych wskazuje na kluczową rolę tzw. *disturbance legacy,* czyli pozostałości zniszczonego lasu, dla procesów sukcesji oraz dla różnorodności biologicznej. W literaturze podkreślane jest, że uprzątnięcie zniszczonych partii drzewostanu z punktu widzenia przyrody bywa bardziej destrukcyjne od samego wiatrołomu. W załączeniu pozwalam sobie przesłać przegląd literatury na ten temat, zestawiony w 2017 r.

Wątpliwości budzi także działanie „Ochrona stanowiska czosnku niedźwiedziego *Allium ursinum* – uprzątnięcie wywrotów i złomów, wyrób i wywóz drewna". Nie wydaje się by wykroty i złomy mogły stanowić zagrożenie dla tego gatunku. Co do zasady, wykroty i złomy nie powinny być usuwane z rezerwatów przyrody.

.

z poważaniem

z up. Zarządu

Paweł Pawlaczyk

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 68 3828236, e-mail: kp@kp.org.pl, http:// www.kp.org.pl

Funkcje przyrodnicze lasu po wielkoskalowych zaburzeniach

Przegląd literatury – przyczynek do wyboru strategii postępowania

Świebodzin, sierpień 2017 r.
Opracowanie: Paweł Pawlaczyk

Zjawiska katastroficzne, takie jak pożary czy wiatrołomy, zdarzają się zarówno w krajobrazach naturalnych, jak i przekształconych przez człowieka. Wywierają oczywisty wpływ na kształtowanie się ekosystemów, których dotykają. W ekologii określane są one jako „wielkoskalowe zaburzenia" (*large scale disturbances*), a ich badaniu poświęca się wiele uwagi (por. Pickett and White 1985, Szwagrzyk 2000, Frelich 2002, Johnson i Miyanishi 2007, Dobrowolska 2010, Seidl i in. 2011, Rykowski 2012, Pawlaczyk 2016, Kulakowski i in. 2016 i lit. tam cyt.). Współczesna wiedza ekologiczna sugeruje, że wielkoskalowe zaburzenia występują częściej, niż to się dawniej wydawało – są raczej czynnikiem ekologicznym kształtującym także naturalne ekosystemy, niż zjawiskami nadzwyczajnymi. Różne rodzaje ekosystemów mogą różnić się jednak pod względem rozkładu prawdopodobieństwa, częstotliwości, charakteru i rozległości zdarzających się w nich zaburzeń, co może determinować ich funkcjonowanie.

Takie „katastrofy naturalne" powodują oczywiście zniszczenie drzew, a w konsekwencji istotne zakłócenie funkcjonowania ekosystemu leśnego i przynajmniej czasowe pogorszenie wielu jego funkcji. Zniszczenie drzewostanu przez pożar czy huragan oznacza zniszczenie podstawowego elementu strukturalnego siedlisk przyrodniczych, siedlisk flory, mykobioty i fauny; może oznaczać bezpośrednie zniszczenie roślin, grzybów i zwierząt, cennych drzew, w tym drzew pomnikowych, biocenotycznych itp. – postrzegane jest więc nie bez racji jako strata przyrodnicza.

Długofalowy, albo rozważany w większej skali przestrzennej, wpływ zaburzeń na różnorodność biologiczną i usługi ekosystemowe, nie jest już jednak tak oczywisty. Thom i Seidl (2016) na podstawie przeglądu niemal dwóch tysięcy, a szczegółowej analizy niemal pięciuset światowych publikacji sugerują, że naturalne wielkoskalowe zaburzenia mają zwykle negatywny wpływ na usługi ekosystemów, ale zwykle pozytywny wpływ na różnorodność biologiczną – mimo, że na zaburzanym obszarze wiele elementów tej bioróżnorodności ulega zniszczeniu. Bouget i Duelli (2004) na podstawie obszernego przeglądu literatury wykazali, że w przypadku wiatrołomów, ale także i gradacji kornika, to właśnie lasy zaburzone i „zniszczone" są paradoksalnie głównymi ostojami zagrożonych gdzie indziej gatunków. Te tezy znajdują potwierdzenie w wielu przykładach, także pochodzących z lasów Europy.

Rozważania na temat pozytywów i negatywów wielkoobszarowych zaburzeń z punktu widzenia ochrony przyrody i środowiska są jednak raczej teoretyczne i nie przekładają się bezpośrednio na decyzje w zakresie ochrony przyrody. Naturalnym podejściem są próby chronienia cennych obiektów przyrodniczych przed zniszczeniem, np. przed pożarem. Z samej natury zjawisk katastroficznych wynika jednak, że w znacznej części pozostają one poza możliwością kontroli. Choć metodami kształtowania ekosystemów można w jakimś zakresie wpłynąć na „odporność" drzewostanów, to nie ma sposobów, by takim katastrofom skutecznie i zupełnie zapobiec. Wielkoskalowe zaburzenia zdarzają się i będą się zdarzać – zarówno w lasach gospodarczych, jak i w lasach położonych w formach ochrony przyrody. Nawet gdyby najlepiej byłoby takich zniszczeń uniknąć, nie jest to możliwe w praktyce.

Istotnym problemem decyzyjnym jest natomiast sposób reakcji na już zaistniałe zaburzenie.

W warunkach naturalnych, przy braku ingerencji człowieka, z reguły po zaburzeniu następuje spontaniczna regeneracja lasu. W wielu przypadkach jest ona szybka. Szwagrzyk (2000) słusznie zwraca uwagę, że możliwości takiej regeneracji są często niedoceniane, a opinie o „całkowitym zniszczeniu" lasu są często raczej psychologicznym wynikiem wstrząsu na widok lasu po przejściu pożaru, huraganu czy powodzi.

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.

Nawet gdy las po katastrofie sprawia wrażenie zupełnie zniszczonego, część drzew zwykle przeżywa, nawet gdy są mniej lub bardziej uszkodzone. Oprócz żywych drzew, pozostałości po katastrofie to także powstałe złomy, wywroty, opalone pnie, martwe fragmenty drzew (szczegóły zależą od rodzaju zaburzenia, np. pożar, wiatrołom). W ekologii są one określane jako *disturbance legacy*. Stanowią one ważne elementy struktury odtwarzającego się ekosystemu i mogą mieć na przyszłość duże znaczenie dla funkcjonowania ekosystemu i dla różnorodności biologicznej; tymczasem uprzątnięcie zniszczonego drzewostanu takie elementy eliminuje.

Wiele badań w tym zakresie, w tym wiele przytoczonych dalej danych literaturowych, pochodzi z lasów Ameryki Północnej, tam bowiem historia badania ekologicznych skutków wielkoskalowych zaburzeń jest najdłuższa, a samych przykładów takich zaburzeń jest więcej. Mimo odmienności uwarunkowań północnoamerykańskich, wydaje się jednak, że stwierdzane prawidłowości ekologiczne są bardziej uniwersalne. Przykłady europejskie, choć mniej liczne, także jednak są dostępne.

Napi i in. (2004) w przeglądowej analizie pokazali wysoką różnorodność biologiczną lasów zniszczonych przez pożar, wykazując że *disturbance legacies* (zwłaszcza w postaci opalonych pni) mają ważne znaczenie dla różnorodności fauny i sugerując, że zrównoważona gospodarka leśna powinna uwzględniać ich maksymalne pozostawianie.

Thorn i in. (2017) w metaanalizie ponad 200 przypadków wykazali, że wiele grup organizmów reaguje negatywnie na *salvage loging*, 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.

Seidl i in. (2014) na przykładzie krajobrazu leśnego Oregonu w Ameryce Północnej pokazali, jakie znaczenie mogą mieć pozostałości po zaburzeniach (*disturbance legacies*) dla struktury, funkcjonowania i odporności lasu na przyszłe zaburzenia.

Waldron i in. (2013a, 2013b) pokazali szczegółowo, że uprzątnięcie wiatrołomu znacząco redukuje obecność w przyszłym drzewostanie elementów kluczowych dla różnorodności biologicznej. Elementami takimi są m. in. same złomy, martwe drewno na dnie lasu, mikrotopografia dna lasu. Autorzy ci sugerują, że technika „cięć uprzątających po katastrofie" może i powinna być adaptacyjnie dostosowywana tak, by ograniczyć ten niekorzystny efekt – zwłaszcza przez pozostawianie, wśród uprzątanych i odnawianych powierzchni, „biogrup powiatrołomowych" i większych powierzchni (*retention patches*)

zawierających leżące i połamane drzewa. Potrzeby w tym zakresie Autorzy oszacowali aż na 30% zniszczonej powierzchni.

Wiele publikacji (por. np. Kuuluvainen i Juntunen 1998, Ulanova 2000, Vodde i in. 2010, Vodde i in. 2011 i lit. tam cyt.) zwraca uwagę, że wiatrowały i wiatrołomy generują mikrosiedliska, które mogą być ważne dla procesów odnawiania się drzew – w postaci mikrorzeźby wykrotowej, ale także pozostałości drzew. Zależności takie są szczególnie ewidentne w drzewostanach ze świerkiem (gatunek ten znany jest z dobrego odnawiania się na rozkładających się kłodach wcześniej powalonych drzew i na pagórkach wykrotowych). Uprzątanie wiatrołomów może prowadzić do usuwania takich mikrosiedlisk.

Thorn i in. (2014) w zniszczonych przez huragan Kyrill w 2007 r. świerczynach Lasu Bawarskiego wykazali, że uprzątanie pozostałości powiatrołomowych wywiera negatywny wpływ na różnorodność biologiczną chrząszczy saproksylicznych, i to nie tylko poprzez oczywiste ograniczanie zasobów rozkładającego się drewna. Dla ograniczania negatywnych skutków przyrodniczych uprzątania wiatrołomów, autorzy ci sugerują, także w gospodarce leśnej, pozostawianie niektórych złamanych drzew jako „drzew biocenotycznych", jak również rozszerzenie koncepcji pozostawiania „biogrup" żywych drzew (*green-tree retention*) na pozostawianie także „biogrup" powiatrołomowych.

W Szwajcarii w 3 obiektach badawczych, reprezentujących różne typy lasów zniszczonych przez huragan Vivian w 1990 r. 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). Uprzątnięcie 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 lawinami, 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 należy uprzątać, a które pozostawiać bez ingerencji (Angst i Volz 2002).

Michalova i in. (2017) w świerczynach w Tatrach zniszczonych przez wiatr wykazali, że uprzątnięcie wiatrołomu prowadzi do strukturalnej i funkcjonalnej homogenizacji roślinności, rozwoju traworośli trzcinnikowych i utrudnia odtworzenie drzewostanu świerkowego. Autorzy rekomendują odstąpienie od uprzątania wiatrołomów na obszarach chronionych. Podobne wyniki uzyskali i podobne rekomendacje zaproponowali wcześniej, także na przykładzie świerczyn w Tatrach, Jonašova i in. (2010).

Kramer i in. (2014), na podstawie analizy 89 przypadków lasów zniszczonych przez huragany Vivian i Lothar w Szwajcarii, sugerują jednak, że dla odnowienia kolejnego pokolenia lasu, uprzątnięcie wiatrołomu nie ma znaczenia, a intensywność powstających odnowień skorelowana jest za to z warunkami siedliskowymi (pH gleby i roślinnością runa). Niewielki efekt uprzątnięcia wiatrołomów na odnowienie znaleźli też Peterson i Leach (2008) w badaniach w lasach Tenessee w USA.

Wiele badań naukowych poświęcono regeneracji zniszczonych lasów świerkowych w obszarze Las Bawarski / Szumawa. Wprawdzie „wielkopowierzchniowym zaburzeniem" odpowiedzialnym za zniszczenie lasu była tam głównie rozległa gradacja kornika drukarza (a na Szumawie także próby zwalczania kornika), ale wnioski z badań porównujących strategię

uprzątania zniszczonych drzewostanów ze strategią pozostawiania ich do naturalnej sukcesji mogą być pośrednio pomocne także przy interpretacji odtwarzania się lasu po zniszczeniach spowodowanych czynnikami abiotycznymi. Literaturę dotyczącą tego przypadku zestawił i omówił Pawlaczyk (2016). Żadne publikacje nie wykazały zalet uprzątania zniszczonego drzewostanu - ani z punktu widzenia szybkości odtwarzania się lasu, ani z punktu widzenia usług ekosystemowych, ani wreszcie z punktu widzenia różnorodności biologicznej. Wielu autorów wskazywało natomiast na korzyści z przyjęcia strategii nieingerencyjnej. Thorn i in. (2016), na podstawie obszernego przeglądu wieloaspektowych badań wykonanych w Lesie Bawarskim, sugerują wręcz, że wiatrołomy i gradacja kornika w dłuższej perspektywie czasowej skutecznie unaturalniły ekosystem Lasu Bawarskiego – a unaturalnieniu temu przeszkadzały przypadki, w których pozostałości po zaburzeniu były uprzątane.

W Polsce, znanym obiektem umożliwiającym badanie spontanicznej regeneracji lasu po wielkoskalowym zaburzeniu – w tym przypadku po wiatrołomie – jest tzw. Las Ochronny Szast w Nadleśnictwie Pisz. Ze względu na swój charakter – dominację drzewostanów sosnowych – jest on bardziej reprezentatywny dla niżu Polski, niż przytaczane poprzednio przykłady świerczyn górskich lub borealnych, albo lasów Ameryki Północnej. Po huraganie w 2002 r., który spowodował m. in. zniszczenie 17 tys. ha drzewostanów w północno-wschodniej Polsce, powstała koncepcja pozostawienia do całkowicie spontanicznej regeneracji wraz z powalonymi drzewami ok. 3 tys. ha powierzchni dotkniętej żywiołem, wraz z powalonymi drzewami, jako tzw. lasu referencyjnego, który umożliwi śledzenie i badanie reakcji ekosystemu na zaburzenie. Ostatecznie pozostawiono 475 ha uznanych za „lasy ochronne o szczególnym znaczeniu naukowym i przyrodniczym" (Rykowski 2012), co i tak było pionierskim i unikatowym rozwiązaniem. Dało to okazję do badania naturalnej regeneracji ekosystemu po wielkoskalowym zaburzeniu oraz do porównania jej efektów z wynikami tradycyjnego podejścia, zastosowanego w sąsiednich drzewostanach, polegającego na usunięciu uszkodzonych i zniszczonych drzewostanów i sztucznym odnowieniu lasu. Badania objęły różne aspekty różnorodności biologicznej i stanu lasu.

Porównanie lasu spontaniczne regenerującego się po wiatrołomie w tym obiekcie z lasem sztucznie odnowionym w Puszczy Piskiej stało się przedmiotem wielu publikacji (Dobrowolska 2007, Żmihorski 2008, Żmihorski 2010, Gutowski i in. 2010, Żmihorski i Durska 2011, Rykowski 2012, Sławski 2014, Skłodowski, Buszyniewicz i Domański 2014, Dobrowolska 2015, Sierota 2015). Jak się okazało, mimo fizjonomicznego wrażenia „zupełnie zniszczonego lasu", ponad 50% drzew przeżyło huragan (Szwagrzyk i in. 2016, Szwagrzyk i in. 2017b). Tam, gdzie pozostawiono połamane przez wiatr drzewa i pozwolono na regenerację ekosystemu na drodze naturalnych procesów, odnowienia są wprawdzie mniej liczne i mniejszych rozmiarów, ale zdrowsze i lepiej zmikoryzowane, zróżnicowane wiekowo i przestrzennie, o bardziej zróżnicowanym składzie. Można przypuszczać, że za kilkanaście lat spontanicznie powstanie nowy las z odnowienia naturalnego, przyrodniczo i strukturalnie bogatszy i o lepszej odporności na zniekształcenia. Silniejszy okazał się opór środowiska przeciw wnikaniu gatunków synantropijnych i patogenicznych, w tym huby korzeni. Powierzchnie z pozostawionymi martwymi drzewami okazały się także cenne pod względem fauny chrząszczy, mikoflory i lichenflory. Wśród badanych grup były jednak zarówno gatunki preferujące las regenerujący się naturalnie, jak i gatunki preferujące las uprzątnięty i odnowiony sztucznie, jak i wreszcie gatunki nie wykazujące wyraźnej preferencji.

Generalnie jednak strategia nieingerowania w procesy naturalne po wielkopowierzchniowym zaburzeniu okazuje się w tym obiekcie dobrą drogą do odbudowy ekosystemu, a pozostawienie drzew połamanych przez huragan pozytywnie wpływa na

wartości przyrodnicze terenu. W podsumowaniu badań zrealizowanych przez IBL na zalecenie DGLP (Sierota 2015) wyrażono konkluzję: *„Huraganowe wiatry w lasach i powodowane przez nie uszkodzenia drzewostanów nie powinny być traktowane jako klęski ekologiczne, ale jako naturalne zaburzenia. Mogą one prowadzić do uruchomienia procesów adaptacyjnych biocenozy do zmieniających się warunków środowiska*".

W innych miejscach Polski po zdarzeniach katastroficznych w Lasach Państwowych pozostawiono mniejsze powierzchnie referencyjne, umożliwiające śledzenie spontanicznej regeneracji ekosystemu – niemal 300 ha uszkodzonych przez huragan w Nadleśnictwie Krzystkowice, ok. 30 ha po pożarze w Nadleśnictwie Myszyniec, 8 ha po huraganie w Nadleśnictwie Trzebciny. Nie są jednak dostępne pochodzące z tych powierzchni wyniki badań.

Powierzchnia powiatrołomowa pozostawiona do spontanicznej regeneracji w Roztoczańskim Parku Narodowym jest przedmiotem badań w ramach projektu badawczego „Mechanizmy i tempo spontanicznej regeneracji zbiorowisk leśnych po zaburzeniach wywołanych przez wiatr", realizowanego na Wydziale Leśnym UR w Krakowie (obejmującego także omówiony wyżej Las Szast). Uszkodzeniu przez wiatr uległ tu drzewostan sztucznego pochodzenia, w którym pod okapem sosny i dębu powoli regenerował się las liściasty z dominacją buka. Wstępne wyniki badań (Maciejewski i Szwagrzyk 2016, Szwagrzyk i in. 2017a) sugerują bardzo szybkie tempo regeneracji lasu silnie zróżnicowanego gatunkowo i strukturalnie, przy czym wiatrołom przełączył kierunek rozwoju fitocenozy w kierunku dominacji jaworu i graba; udział gatunków światłożądnych w odnowieniu po wiatrołomie jest prawdopodobnie tylko chwilowy.

W rezerwacie przyrody Bembeńskie w Małopolsce, w listopadzie 2014 roku, huragan całkowicie zniszczył drzewostan; przyjęto ochronę bierną w celu śledzenia naturalnych procesów sukcesji. Przykłady powierzchni pozostawionych do naturalnej regeneracji po „katastrofach ekologicznych" w postaci pożaru lub wiatrołomów znaleźć można także w kilku innych rezerwatach i parkach narodowych Polski (Pawlaczyk i in. 2016).

Przedstawiona powyżej wiedza sugeruje, że z punktu widzenia różnorodności biologicznej i funkcjonowania ekosystemów, strategia pozostawiania pozostałości powiatrołomowych do naturalnej regeneracji lasu jest przynajmniej godna uwagi. Odejście takie może i powinno znaleźć szersze zastosowanie przede wszystkim w przyrodniczych obszarach chronionych. W ograniczonej i kompromisowej wersji – jako pozostawianie pojedynczych uszkodzonych drzew, biogrup, lub wyznaczanie i pozostawianie rozleglejszych części wiatrołomów jako powierzchni referencyjnych – powinna znaleźć zastosowanie także jako element wielofunkcyjnej, troszczącej się o zasoby przyrodnicze gospodarki leśnej.

Literatura:

Angst Ch., Volz R. 2002. A decision-support tool for managing storm-damaged forests. For. Snow Landsc. Res. 77, 1/2: 217–224.

Bouget Ch., Duelli P. 2004. The Effects of Windthrow on Forest Insect Communities: a Literature Review. Biol. Conserv. 118: 281–299.

Dobrowolska D. 2007. Odnowienie naturalne lasu w drzewostanach uszkodzonych przez wiatr na terenie północnowschodniej Polski. Leśne Prace Badawcze, 2: 45–60.

Dobrowolska D. 2010. Rola zaburzeń w regeneracji lasu. Leśne Prace Badawcze 71, 4: 391–405.

Dobrowolska D. 2015. Forest regeneration in northeastern Poland following a catastrophic blowdown. Can J. For. Res. 45: 1172–1182.

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.

Frelich, L.E., 2002. Forest Dynamics and Disturbance Regimes: Studies from Temperate Evergreen-Deciduous Forests. Cambridge University Press, Cambridge, 266 str.

Gutowski J. M., Kubisz D., Sućko K., Zub K. 2010. Sukcesja saproksylicznych chrząszczy (Coleoptera) na powierzchniach pohuraganowych w drzewostanach sosnowych Puszczy Piskiej. Leśne Prace Badawcze 71, 3: 279–298.

Johnson, E.A., Miyanishi, K. (red.) 2007. Plant Disturbance Ecology. Academic Press, San Diego, 720 str.

Jonašova M., Vavroca E., Cudlin P. 2010. Western Carpathian mountain spruce forest after a windthrow: Natural regeneration in cleared and uncleared areas. Forest Ecology and Management 259, 6: 1127–1134.

Kramer K., Brang P., Bachofen H., Bugmann H., Wohlgemuth T. 2014. Site factors are more important than salvage logging for tree regeneration after wind disturbance in Central European forests. Forest Ecology and Management 331: 116–128.

Kuuluvainen T., Juntunen P. 1998. Seedling establishment in relation to microhabitat variation in a windthrow gap in a boreal Pinus sylvestris forest. J. Veg. Sci. 9: 551–562.

Kulakowski D., Bebi P., Svoboda M. (red.) 2016. Ecology of Mountain Forest Ecosystems in Europe. Forest Ecology and Management, Special Issue, 388: 1–132.

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.

Lindenmayear 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.

Maciejewski Z., Szwagrzyk J. 2016. Rola naturalnych zaburzeń w dynamice lasów chronionych. Monitoring Środowiska Przyrodniczego 18, 2: 67–75.

Michalova Z., Morrissey R. C., Wohlgemuth T., Bače R., Fleischer P., Svoboda M. 2017. Salvage-Logging after Windstorm Leads to Structural and Functional Homogenization of Understory Layer and Delayed Spruce Tree Recovery in Tatra Mts., Slovakia. Forests 8, 88; doi:10.3390/f8030088.

Nappi A., Drapeau P., Savard J-P. L. 2004. Salvage logging after wildfire in the boreal forest: Is it becoming a hot issue for wildlife? The Forestry Chronicle 80, 1: 67–74.

Pawlaczyk P. 2016. Martwe drzewa w ochronie żywej przyrody. W: Wikło A. (red.) 2016. Stan ekosystemów leśnych Puszczy Białowieskiej. Ogólnopolska Konferencja Naukowa Ministerstwa Środowiska i Generalnej Dyrekcji Lasów Państwowych, Warszawa, 28 października 2015; str. 59–86.

Pawlaczyk P., Bohdan A., Grzegorz A. 2016. Próba oceny zarządzania najcenniejszymi lasami w Polsce. Stowarzyszenie Pracownia na rzecz Wszystkich Istot Oddział Podlaski, 96 str. http://www.kp.org.pl/pdf/raport_zarzadzanie_lasami_2016.pdf

Peterson Ch J., Leach A. D. 2008. Limited salvage logging effects on forest regeneration after moderate-severity windthrow. Ecological Applications, 18, 2: 407–420.

Pickett S. T. A., White P. S. 1985. The ecology of natural disturbance and patch dynamics. Academic Press, Orlando, Florida, 472 str.

Rykowski K. 2012. Huragan w lasach: klęska czy zakłócenie rozwoju? Nadleśnictwo Pisz, 4 lipca 2002 roku – studium przypadku. Instytut Badawczy Leśnictwa, Warszawa, 191 str.

Schönenberger W., Fischer A., Innes J. L. (red.) 2002. Vivian's Legacy in Switzerland - impact of windthrow on forest dynamics. For. Snow Landsc. Res. 77, 1/2: 1–224.

Seidl R., Fernandes P. M., Fonseca T. F., Gillet F., Jönsson A. M., Merganičová K., Netherer S., Arpaci A., Bontemps J. D., Bugmann H., González−Olabarria J. R., Lasch P., Meredieu C., Moreira F., Schelhaas M. J., Mohren F. 2011. Modelling natural disturbances in forest ecosystems: a review. Ecological Modelling 222: 903−924.

Seidl R., Rammer W., Spies T. A. 2014. Disturbance legacies increase the resilience of forest ecosystem structure, composition, and functioning. Ecol Appl. 24, 8: 2063–2077.

Sierota Z. (red.) 2015. Przyrodniczo-ekonomiczny monitoring naturalnej i sztucznej regeneracji lasu w Nadleśnictwie Pisz po huraganie w 2002 r. Sprawozdanie końcowe z realizacji tematu BLP-359. Mscr. dla Dyrekcji Generalnej Lasów Państwowych, 211 str.

Simon A., Gratzer G., Sieghart M. 2011. The influence of windthrow microsites on tree regeneration and establishment in an old growth mountain forest. Forest Ecology and Management 262: 1289–1297.

Skłodowski J. W., Buszyniewicz J., Domański M. 2014. Spontaniczne odnowienie drzewostanu zaburzonego huraganem w lipcu 2002 roku. Sylwan 158, 7: 499−508.

Sławski M. 2014. Zmiany składu gatunkowego i stopnia pokrycia przez rośliny na powierzchniach zaburzonych przez huragan na terenie Puszczy Piskiej w 2002 roku. Sylwan 158, 9: 661−668.

Szwagrzyk J. 2000. Rozlegle naturalne zaburzenia w ekosystemach leśnych: ich zasięg, charakter i znaczenie dla dynamiki lasu. Wiad. Ekol. 46, 1: 4–19.

Szwagrzyk J., Muter E., Chećko E., Zaremba J. 2016. Growth reactions of trees which survived a hurricane in the Pisz Forest, north-eastern Poland. Poster, Tree Rings in Archaeology, Climatology and Ecology conference, 11-15 May 2016, Białowieża, Poland.

Szwagrzyk J. , Maciejewski Z., Maciejewska E., Gazda A. 2017a. High rates of forest regeneration after wind disturbance in a mixed temperate forest in SE Poland. Prezentacja, ResearchGate, dostęp 20.08.2017.

Szwagrzyk J., Gazda A., Dobrowolska D., Chećko E., Zaremba J., Tomski A. 2017b. Tree mortality after wind disturbance differs among tree species more than among habitat types in a lowland forest in northeastern Poland. Forest Ecology and Management 398: 174–184.

Thom D., Seidl R. 2016. Natural disturbance impacts on ecosystem services and biodiversity in temperate and boreal forests. Biological Reviews 91: 760–781.

Thorn S., Bässler C., Svoboda M., Müller J. 2016. 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., Żmihorski M., Müller J., 2017. Impacts of salvage logging on biodiversity – a meta-analysis. J. of Applied Ecology doi: 10.1111/1365-2664.12945.

Ulanova N. G. 2000. The effects of windthrow on forests at different spatial scales: a review. Forest Ecology and Management 135; 1-3: 55–167.

Vodde F., Jŏgiste K., Gruson L., Ilisson T. Köster K., Stanturf J. A. 2011. Regeneration in windthrow areas in hemiboreal forests: the influence of microsite on the height growths of different tree species. J. For. Res. 15: 55–64.

Vodde F., Jŏgiste K., Kubota Y., Kuuluvainen T., Köster K., Lukjanova A., Metslaid M., Yoshida T. 2011. The influence of storm-induced microsites to tree regeneration patterns in boreal and hemiboreal forest. J For Res (2011) 16:155–167.

Waldron K., Ruel J.-C., Gauthier S. 2013a. Forest structural attributes after windthrow and consequences of salvage logging. Forest Ecology and Management 289: 28–37.

Waldron K., Ruel J.-C., Gauthier S., Grandpre L., Peterson Ch. J. 2013b. Effects of post-windthrow salvage logging on microsites, plant composition and regeneration. Applied Vegetation Science 17: 323–337.

Żmihorski M. 2008. Zespół ptaków lęgowych wiatrołomu w Puszczy Piskiej. Notatki Ornitologiczne 49: 39–56.

Żmihorski M. 2010. The effect of windthrow and its management on breeding bird communities in a managed forest. Biodiversity and Conservation 19:1871–1882.

Żmihorski M., Durska E. 2011. The effect of contrasting management types on two distinct taxonomic groups in a large-scaled windthrow. Eur. J. Forest Res. 130: 589–600.