

GRZEGORZ ISZKUŁO, LILIANA ARMATYS, MONIKA DERING, MAREK KSEPKO,  
DOMINIK TOMASZEWSKI, AGNIESZKA WAŻNA, MARIAN J. GIERTYCH

## Jemioła jako zagrożenie dla zdrowotności drzewostanów iglastych

Mistletoe as a threat to the health state of coniferous forest

### ABSTRACT

Iszkuło G., Armatys L., Dering M., Ksepko M., Tomaszewski D., Ważna A., Giertych M. J. 2020. Jemioła jako zagrożenie dla zdrowotności drzewostanów iglastych. Sylwan 164 (3): 226-236. DOI: <https://doi.org/10.26202/sylwan.2019121>.

The forest area infected by mistletoe (*Viscum album* L.) in Europe has been increasing in recent years. The highest potential threat is posed by *Viscum album* subsp. *austriacum*, a parasite of *Pinus sylvestris*, and *V. album* subsp. *abietis*, a parasite of *Abies alba*. The paper presents a literature review related to biology, ecology and possible methods of limiting the negative impact of mistletoe on forest management. The vast majority of studies indicate that the presence of mistletoe negatively affects the growth as well as defensive and reproductive capabilities of trees. Due to the wasteful water management of the parasite, infected trees are particularly vulnerable to weakening during periods of drought. Mistletoe is a heliophilous taxon and forest breeding treatments should reduce light intensity in the forest canopy. Foresters should resign from leaving individual and group seed trees in forest stands inhabited by mistletoe after the cuts, because they may be a source of seeds for the parasite invasion to the neighboring stands. The most effective method against mistletoe is cutting out the infected trees. However, removal of individual trees in forest stand may be difficult, because the most often they are the dominant and hence the most vulnerable trees in the forest management. Mistletoe is also noticeable when the number of infected trees is already very large and they cannot be removed without disturbing the stability of the forest stand. Therefore, there is an urgent need to develop methods for monitoring stands for early detection of threat. Remote sensing methods can be very useful. It is also necessary to develop management strategies with mistletoe infected stands.

### KEY WORDS

*Viscum album*, parasitic plant, infestation, biotic forest disturbance

### ADDRESSES

Grzegorz Iszkuło <sup>(1, 2)</sup> – e-mail: [iszkuło@man.poznan.pl](mailto:iszkuło@man.poznan.pl)

Liliana Armatys <sup>(3)</sup>, Monika Dering <sup>(1, 4)</sup>, Marek Ksepko <sup>(5)</sup>, Dominik Tomaszewski <sup>(1)</sup>, Agnieszka Ważna <sup>(2)</sup>, Marian J. Giertych <sup>(1, 2)</sup>

<sup>(1)</sup> Instytut Dendrologii Polskiej Akademii Nauk; ul. Parkowa 5, 62-035 Kórnik

<sup>(2)</sup> Wydział Nauk Biologicznych, Uniwersytet Zielonogórski; ul. Szafrana 1, 65-516 Zielona Góra

<sup>(3)</sup> Regionalna Dyrekcja Lasów Państwowych w Katowicach; ul. św. Huberta 43/45, 40-543 Katowice

<sup>(4)</sup> Wydział Leśny, Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu; ul. Wojska Polskiego 85, 60-637 Poznań

<sup>(5)</sup> Biuro Urządzania Lasu i Geodezji Leśnej, Oddział w Białymstoku; ul. Lipowa 51, 15-424 Białystok

## Wstęp

Obecnie lasy doświadczają wielu zagrożeń, które nie występowały jeszcze kilkadziesiąt czy nawet kilka lat temu [Trumbore i in. 2015]. Wiele z nich pośrednio lub bezpośrednio związanych jest z działalnością człowieka. Precyzyjne określenie przyczyn tych zagrożeń jest bardzo często utrudnione, ponieważ zazwyczaj za problem odpowiada wiele nakładających się czynników [Anderegg i in. 2015], przez co zapobieganie przyczynom jest najczęściej utrudnione lub wręcz niemożliwe.

W ostatnich latach na zachodzie i południu Polski zauważono masowe pojawianie się jemioli, a straty gospodarcze w lasach w Europie i na świecie są coraz dotkliwsze. Mimo panującego w świadomości społecznej przekonania o małej szkodliwości jemioli jej negatywny wpływ jest dobrze udokumentowany w literaturze naukowej, przez co gatunek ten, do tej pory traktowany zaledwie jako ciekawy element zwiększający bioróżnorodność ekosystemów leśnych, zaczął być postrzegany jako realne zagrożenie dla stabilności drzewostanów sosnowych i jodłowych. Jeśli chcemy właściwie ocenić skalę zagrożenia, konieczny jest wgląd w dotychczasowy stan wiedzy: przegląd literatury naukowej i danych leśnych na temat jemioli w kontekście jej wpływu na środowisko przyrodnicze oraz możliwości ograniczania jej ekspansji.

## Systematyka i zróżnicowanie genetyczne

W aktualnym ujęciu systematycznym jemiola jest klasyfikowana w rodzinie sandałowcowatych (Santalaceae), w rzędzie sandałowców (Santalales). Do rodzaju jemiola (*Viscum*) należy około 100 gatunków półpaszytów, z których większość występuje w gorących rejonach Starego Świata, głównie w Afryce i na Madagaskarze [Zuber 2004]. W języku angielskim terminem „mistletoe” zwykło się określać nie tylko jemiolę pospolitą, lecz ogólnie nadrzewnych przedstawicieli sandałowcowatych oraz wszystkie gatunki z rodziny gązewnikowatych (Loranthaceae) [Mabberley 2008], co wynika z podobieństw morfologicznych i ekologicznych. Ułatwia to podejście praktyczne w leśnictwie amerykańskim, ponieważ można traktować te pasożyty zbiorczo bez wyszczególniania szeregu taksonów z różnych rodzajów.

Jemiola pospolita (*Viscum album* L.) jest dwupiennym epifitem pasożytującym na roślinach o zdrewniałych pędach. W Polsce spotykamy jej trzy podgatunki: typowy (*Viscum album* L. subsp. *album*), jemiolę pospolitą rozpierschłą (*V. album* subsp. *austriacum* (Wiesb.) Voll.) oraz jemiolę pospolitą jodłową (*V. album* subsp. *abietis* (Wiesb.) Janch.). Podgatunki są do siebie na tyle morfologicznie zbliżone, że ich rozróżnienie może sprawiać kłopoty. Są one jednak ściśle powiązane z konkretnymi gatunkami żywicieli. Zestawy roślin żywicielskich zasadniczo się nie pokrywają, co ułatwia ich identyfikację. Jak rozpoznano [Barney i in. 1998], *V. album* subsp. *album* ma w Europie 384 żywicieli z grupy drzew i krzewów liściastych, z czego 190 to gatunki introdukowane. Dwa pozostałe podgatunki występują na drzewach iglastych: zasadniczo na sośnie pospolitej (rzadko na świerku i modrzewiu) spotykamy *V. album* subsp. *austriacum*, a na jodłach *V. album* subsp. *abietis*.

Obserwowane ściśle przywiązanie jemioli do gatunku gospodarza ma nie tylko implikacje taksonomiczne, ale również znajduje potwierdzenie na poziomie genetycznym. Badania wykorzystujące jądrowe (nDNA) i chloroplastowe sekwencje DNA (cpDNA) wyraźnie potwierdzają odrębność podgatunków jemioli wyróżnianych na podstawie specyficzności w stosunku do gatunku gospodarza [Zuber, Widmer 2000; Piotrowski i in. 2003]. Również analizy biochemiczne wskazują na odmiennosc pomiędzy taksonami [Schaller i in. 1998]. Nie do końca wyjaśniona jest kwestia izolacji reprodukcyjnej pomiędzy podgatunkami. Dotychczasowe nieliczne przypadki hybrydyzacji zanotowano jedynie na południu Europy [Zuber, Widmer 2000; Piotrowski i in. 2003].

## Wpływ jemioli na drzewa i drzewostany

Obecność jemioli oddziałuje na zbiorowiska roślinne bezpośrednio, poprzez skrócenie życia rośliny gospodarza, albo pośrednio, przez wpływ na cechy związane z siedliskiem (na przykład dostępność zasobów). Zależność pomiędzy jemiolą i gospodarzem trwa wiele lat (jemiola żyje stosunkowo długo, do 30 lat) i może być intensyfikowana przez to, że na tym samym drzewie-gospodarzu pojawiają się kolejne osobniki pasożyta [Zuber 2004; Mellado, Zamora 2017]. Specyficzny wpływ jemioli na ekosystemy leśne objawia się także tym, że struktura drzewostanu zmienia się stopniowo: osłabienie drzew skutkuje przerzedzeniem korony oraz skróceniem życia żywiciela, co z kolei zwiększa dostępność światła i umożliwia odnowienie naturalne wielu gatunków roślin [Mellado, Zamora 2017].

Jemiola oddziałuje na ekosystem także w ten sposób, że wpływa na obecność ptaków zjadających jej owoce, co z kolei nasila pojawianie się innych gatunków roślin przenoszonych w wyniku endo- i egzo-zoohorii [Hódar i in. 2018]. Ptaki również istotnie wpływają na depozycję ekskrementów bogatych w składniki mineralne, co istotnie zwiększa zasobność siedliska [Mellado i in. 2016]. Długotrwały wpływ jemioli na drzewostany jest jednak trudny do przewidzenia w konkretnych warunkach siedliskowych, dlatego jest to zagadnienie wymagające szczegółowych badań [Griebel i in. 2017].

Negatywny wpływ jemioli na drzewa i drzewostany jest stosunkowo dobrze udokumentowany w badaniach naukowych. Jemioli mają zdolność asymilacji i dlatego ich wpływ na żywiciela jest często umniejszany. Pobieranie wody i soli mineralnych nie pozostaje jednak bez wpływu na drzewo, a trzeba zauważyć, że jemiola gospodaruje wodą bardzo rozrzutnie. W okresach silnej suszy szparki na liściach drzewa są zamykane, podczas gdy intensywność wymiany gazowej jemioli jest nadal bardzo wysoka [Zweifel i in. 2012]. Zwiększa to deficyt wody u żywiciela i może przyczynić się do jego osłabienia [Schulze, Ehleringer 1984; Zweifel i in. 2012]. Ze względu na intensywną transpirację jemioli susza jest szczególnie niebezpieczna dla drzew rosnących w warunkach niedoboru wody [Page 1981; Geils i in. 2002; Tsopelas i in. 2004; Durand-Gillmann i in. 2014; Mutlu i in. 2016]. Sosna zwyczajna porażona jemiolą znacznie gorzej reaguje na występujące susze, co objawia się znacznym przerzedzeniem koron, a nawet zamieraniem całego drzewa [Dobbertin, Rigling 2006; Rigling i in. 2010; Sanguesa-Barreda i in. 2012; Kollas i in. 2017]. W warunkach suszy ryzyko śmierci osobników porażonych przez jemiolę jest czterokrotnie wyższe w porównaniu z drzewami wolnymi od pasożyta [Geils i in. 2002]. W dobie globalnych zmian klimatycznych, w tym również częstego występowania suszy, może to spowodować istotne zwiększenie śmiertelności drzew [Griebel i in. 2017].

Wbrew powszechnej opinii jemiola pobiera również asymilaty pochodzące od rośliny-gospodarza. Badania naukowe wskazują, że między 23 a 45% węgla w organach jemioli może pochodzić od żywiciela [Richter, Popp 1992]. Miejsce wnikania pasożyta do żywiciela jest bramą dla innych patogenów, co powoduje koinfekcje, przede wszystkim przez grzyby [Geils i in. 2002; Noetzli i in. 2003; Zuber 2004]. Zwiększanie deficytu wody u gospodarza, pobieranie asymilatów od żywiciela oraz koinfekcje wpływają na upośledzone działanie trzech omówionych poniżej podstawowych obszarów życia roślin: reprodukcji, wzrostu i obrony.

Jemiola wyraźnie obniża możliwości reprodukcyjne drzewa-gospodarza. W przypadku amerykańskich gatunków drzew iglastych wykazano negatywny wpływ jemioli na obfitość obradzenia, kiełkowanie, wielkość nasion, szyszek oraz jakość siewek [Munns 1919; Schaffer 1983; Singh, Carew 1989]. Podobnie badania w wyłączonym drzewostanie nasiennym sosny w Nadleśnictwie Bolewice wykazały mniejszą masę nasion, mniejsze szyszki, mniejszą liczbę nasion w szyszce

oraz niższą wysokość i masę siewek pochodzących z drzew porażonych jemiolą rozpierzchlą w porównaniu z drzewami wolnymi od pasożyta [Jasiczek i in. 2017].

Wpływ jemioli na wzrost żywiciela związany jest z wieloma czynnikami, takimi jak zasobność siedliska, gatunek drzewa, wiek, stopień porażenia, warunki klimatyczne czy występowanie organizmów chorobotwórczych [Geils i in. 2002]. Najczęściej wykazywane jest istotnie negatywne oddziaływanie porażenia jemiolą na przyrost radialny drzew, zarówno w przypadku północnoamerykańskich gatunków iglastych [Geils i in. 2002], jak i eurazjatyckich: *Pinus nigra* [Catal, Carus 2011], *Abies alba* [Noetzli i in. 2003; Bukowiec, Bednarz 2017] czy sosny zwyczajnej. W Hiszpanii wykazano znaczną redukcję przyrostów, sięgającą 65%, porażonych drzew *Pinus sylvestris* [Sanguesa-Barreda i in. 2012; Camarero i in. 2019]. W pozostałych badaniach przeprowadzonych na terenie Turcji przyrost sosen był zredukowany o 40% [Sönmez 2014], a w Niemczech o 32% [Kollas i in. 2017]. Badania w warunkach polskich wykazały nawet o 37% niższy przyrost radialny u drzew porażonych w porównaniu z nieporażonymi [Pilichowski i in. 2018].

Oddziaływanie czynników stresowych (zarówno abiotycznych, jak i biotycznych) na drzewa ma najczęściej charakter incydentalny lub krótkotrwały i zwykle jest związane z indukowanymi reakcjami obronnymi, które wygasają po ustąpieniu stresu. W przypadku jemioli sytuacja jest odmienna: drzewo raz zaatakowane zmagają się z pasożytem, a właściwie z eskalacją porażenia, aż do śmierci. Występowanie jemioli wywołuje cały szereg zmian w metabolizmie gospodarza, co z kolei wpływa na obecność i życie owadów na danym drzewie. Wykazano zwiększoną zawartość metabolitów obronnych (związków fenolowych i skondensowanych tanin) oraz mniejszą zawartość azotu w igłach sosny czarnej (*Pinus nigra* subsp. *salzmannii*) u drzew porażonych jemiolą rozpierzchlą [Lazaro-Gonzalez i in. 2019a]. Z kolei liczba odżywiających się igłami motyli z rodzaju *Thaumetopoea* i chrząszczy ryjkowcowatych (Curculionidae) była negatywnie skorelowana ze stopniem porażenia jemiolą, podczas gdy liczba mszyc była skorelowana pozytywnie. Wiązano to z pogorszeniem się jakości pokarmu (igieł) [Lazaro-Gonzalez i in. 2019b].

Występowanie jemioli i innych gatunków pasożytniczych o podobnej biologii jest, podobnie jak susza, czynnikiem osłabiającym drzewa, co sprzyja gradacjom szkodników wtórnych. Takie zależności stwierdzono dla jemiolopodobnych pasożytów z rodzaju *Arceuthobium* na amerykańskich sosnach *Pinus edulis* i kornika *Ips confusus* [Negron, Wilson 2003] oraz sośnie żółtej (*Pinus ponderosa*) i kilku gatunków z rodzaju *Ips* [Kenaley i in. 2006]. Stwierdzono również, że obecność *Arceuthobium americanum* modyfikuje konkurencję między kornikami żerującymi na sośnie żółtej [Klutsch i in. 2016]. Tsopelas i in. [2004] donoszą, że żerujące pod korą larwy chrząszcza *Phaenops knoteki* są czynnikiem odpowiedzialnym za zamieranie jodeł porażonych przez jemiolę. Jest więc bardzo prawdopodobne, że podobne zależności występują u sosny w przypadku kornika ostrozębnego (*Ips acuminatus*) i jemioli rozpierzchłej.

Niejasne jest, czy osłabienie drzewa wpływa na stopień porażenia przez pasożyta. Istnieją informacje, że nasiona jemioli kiełkują i rosną bez względu na stan zdrowotny gospodarza [Durand-Gillmann i in. 2014], na co wskazuje również częstsze jej występowanie na drzewach dominujących [Sanguesa-Barreda i in. 2012; Pilichowski i in. 2018]. W warunkach eksperymentalnych jemiola może kiełkować na wszystkich typach powierzchni, takich jak szkło, papier czy drewno [Stopp 1961 za Zuber 2004]. Ponadto kiełkowanie jest niezależne od fenologii gospodarza [Tubeuf 1923]. Jednak w innych badaniach obserwowano większą podatność na infekcje pasożyta u drzew osłabionych. Sosny z chlorozą są częściej porażane przez jemiolę [Hartmann 1990 za Zuber 2004]. Notowane jest także intensywniejsze porażenie jemiolą na obszarach z większym zanieczyszczeniem powietrza [Hofstetter 1988 za Zuber 2004]. Podobnie w przypadku badań sosny nadmorskiej (*Pinus pinaster*) w Hiszpanii wykazano, że defoliacja wywołana

czynnikami abiotycznymi może wpływać na podatność na porażenie jemiolą [Gea-Izquierdo i in. 2019]. Chronosekwencję porażenia najczęściej trudno ustalić, więc odróżnienie przyczyny od skutku bywa niemożliwe [Page 1981; Rigling i in. 2010]. Badania sosny zwyczajnej w Hiszpanii wskazują na wpływ gradacji brudnicy mniszki w 1953 roku na obecny stopień porażenia jemiolą. Drzewa, które na skutek gradacji miały silną redukcję przyrostów rocznych, były silnie zasiedlane przez jemiolę [Camarero i in. 2019]. Przyczyną mogła być zaburzona gospodarka wodna sosny, ponieważ drewno osobników silnie porażonych przez brudnicę mniszkę miało znacznie mniejszą średnicę cewek w porównaniu z drzewami o małym stopniu redukcji przyrostów rocznych [Camarero i in. 2019]. Podobną zależność zaobserwowano w porażonym przez jemiolę drzewostanie w Nadleśnictwie Bolewice, gdzie wykazano silną redukcję przyrostów rocznych sosny spowodowaną przez brudnicę mniszkę na początku lat 80. ubiegłego wieku [Pilichowski i in. 2018].

### Wpływ na jakość drewna

Negatywny wpływ jemioli jest najczęściej wiązany z współwystępującymi infekcjami grzybowymi i żerowaniem owadów. Obecność organizmów powodujących zgniliznę drewna może drastycznie obniżyć jego właściwości [Geils i in. 2002; Noetzli i in. 2003], jednak istnieją badania wskazujące na istotny bezpośredni wpływ jemioli na jakość drewna. Zmiany obserwowane są najczęściej w miejscach porażenia; są to zniekształcenia i zgrubienia na gałęziach oraz na strzale [Zuber 2004]. W przypadku północnoamerykańskich gatunków jemioli udowodniono negatywny wpływ na właściwości fizyczne i fizykochemiczne drewna [Piirto i in. 1974; Geils i in. 2002]. W przypadku sosny wydmowej (*Pinus contorta*) wykazano gorsze właściwości techniczne drewna również poza miejscami porażenia. Zauważono u tego gatunku mniejszy udział drewna późnego, krótsze cewki oraz większy kąt mikrowłókien drzewnych [Piirto i in. 1974]. Drewno południowoamerykańskiego gatunku *Tapirira guianensis* porażone przez pasożytniczy *Phoradendron crassifolium* (gatunek, który można uznać za odpowiednik jemioli) ma większą liczbę naczyń z przerwany słupem wody (embolizm), mniejsze światło komórek naczyń, większe zagęszczenie naczyń, dłuższe i szersze promienie rdzeniowe oraz węższe ściany komórkowe włókien drzewnych [Teixeira-Costa, Ceccantini 2015]. Wpływ pasożyta na jakość drewna nie jest jednak dobrze udokumentowany u jemioli występujących w Europie, choć na podstawie powyższych przykładów można założyć, że może być on istotny. Szczególnie wrażliwe może być drewno jodły. Istnieją doniesienia o wyraźnych przebarwieniach, a nawet zgniliznie twardej występującej w drewnie osobników porażonych przez jemiolę (inf. ustna L. Armatus).

### Rozprzestrzenianie się jemioli

Jemiola jest gatunkiem ornitochorycznym. Watson [2001] wymienia 58 rodzin ptaków, do których należą gatunki żywiące się owocami jemioli (w rozumieniu angielskiego terminu „mistletoe”). W realiach europejskich żywią się nimi głównie jemioluszki i drozdy, w tym przede wszystkim paszkot, którego łacińska nazwa *Turdus viscivorus* wskazuje, że żywi się on jemiolą. Według Watsona [2001] owoce jemioli (szeroko rozumianych) są z wielu względów atrakcyjne dla ptaków: bardzo długo nie opadają – od kilku miesięcy nawet do roku u niektórych gatunków, zwykle występują w dużej obfitości oraz zawierają nawet do kilkudziesięciu procent węglowodanów w suchej masie. To wszystko sprawia, że zwłaszcza zimą, kiedy pokarmu dla owocożernych ptaków jest mało, krzewy jemioli są aktywnie bronione przez paszkoty [Skórka, Wójcik 2015]. Terytorializm zimowy paszkota ogranicza dyspersję nasion na większe odległości, ale z kolei w dłuższej perspektywie czasowej zwiększa zagęszczenie jemioli w obszarach jej występowania.

Odnotowywane obecnie masowe występowanie jemioli w Europie środkowej jest najprawdopodobniej powiązane ze wzrostem liczebności paszka, który w Polsce w ostatnich dwóch dekadach podwoił swoją liczebność [Chylarecki i in. 2018]. Pytanie, co jest skutkiem, a co przyczyną w tej zależności, może nie mieć odpowiedzi. Faktem jest, że ptaki pojawiają się tam, gdzie jest odpowiedni dla nich pokarm.

Mimo że w porównaniu z innymi patogenami drzew jemiola ma stosunkowo wolne tempo rozwoju i rozprzestrzeniania się, to jej bardzo często obfite występowanie może być sporym zaskoczeniem. Początkowo, przez kilka lub kilkanaście lat, obserwowane jest sporadyczne występowanie jemioli (tzw. faza zastoju), z powodu stosunkowo długiego rozwoju i późnego wieku dojrzwania płciowego [Noetzli i in. 2003; Kollas i in. 2017], po czym następuje eksplozja jej liczebności. Wynika to z wykładniczego wzrostu liczebności i tempa rozprzestrzeniania się pasożyta, co wiąże się z bardzo ograniczoną grupą naturalnych wrogów, którzy w istotny sposób mogliby kontrolować jego rozprzestrzenianie się. Jedynie śmierć gospodarza lub gałęzi, na której bytuje pasożyt, może spowodować jego zamieranie [Reid i in. 1995].

Jemiola pospolita typowa introdukowana do Stanów Zjednoczonych przemieszczała się w tempie 0,03 km/rok w 1971 roku, 0,26 km w 1984 roku i 0,35 km w 1991 roku. Powierzchnia zajęta przez pasożyta wzrosła w tym czasie z 26 do 184 km<sup>2</sup> [Hawksworth i in. 1991]. W Europie brak jest badań wskazujących na tempo rozprzestrzeniania się jemioli, jednak wyraźny wzrost liczebności jej trzech głównych podgatunków jest obserwowany bardzo wyraźnie. W przypadku jemioli rozpięchłej w Brandenburgii wskaźnik porażenia sosen wzrósł z 1% w 2009 roku do 11% w 2015 roku [Kollas i in. 2017].

W Polsce prowadzono najczęściej obserwacje związane z występowaniem jemioli pospolitej typowej [Stypiński 1997]. Jedne z pierwszych badań analizujących masowe pojawianie się jemioli na sosnie zwyczajnej ukazały się dopiero w 2013 roku. Donoszono wówczas o porażeniu 46% z ponad 300 analizowanych drzew w Nadleśnictwie Turek (wschodnia Wielkopolska) [Kołodziejek, Kołodziejek 2013]. Wstępna inwentaryzacja wykonana przez Lasy Państwowe w całej Polsce mówiła o 166 tys. ha porażonych drzewostanów [Perlińska 2019]. Na terenie RDLP w Katowicach wykonano trzykrotnie inwentaryzację powierzchni leśnej porażonej przez jemiolę. Latem 2018 roku wykazano 7,5 tys. ha, zimą (gdy podszyt gatunków liściastych jest bezlistny i ułatwia obserwację koron drzew) tego samego roku – 9,1 tys. ha i latem 2019 roku – 12,5 tys. ha. Wzrost powierzchni zasiedlonej przez jemiolę w kolejnych inwentaryzacjach jest najprawdopodobniej efektem lepszego rozpoznawania zasiedlenia jemioli przez leśników. Należy więc spodziewać się, że wyniki podawane przez Lasy Państwowe są znacznie zaniżone i problem jest szerszy, niż zostało to wykazane w statystykach. Świadczyć o tym może wzrastająca powierzchnia zrębów sanitarnych drzewostanów porażonych przez jemiolę [Iszkuło i in. 2019; Perlińska 2019].

## Metody monitorowania stanu porażenia drzewostanów przez jemiolę

Ze względu na cechy ekologiczne jemioli kluczowe znaczenie dla możliwości ograniczania jej rozprzestrzeniania ma jak najwcześniejsze jej zaobserwowanie w drzewostanie, czyli w tzw. fazie utajenia. Tradycyjnym sposobem wykrywania jemioli jest monitoring koron drzew z poziomu gruntu [Noetzli i in. 2003; Barbu 2009], czasem z wykorzystaniem lornetki [Idżoitić i in. 2008]. Jednak w przypadku jemioli tradycyjne metody mogą okazać się niewystarczające ze względu na duży obszar monitoringu oraz trudności z identyfikacją tego pasożyta we wczesnych fazach jego rozwoju w drzewostanach iglastych. Wskazane jest więc zastosowanie metod dających szybko i precyzyjnie, lecz porównywalne jakościowo rezultaty na dużym obszarze. Takie możliwości

stwarzają techniki pozyskiwania danych z wysokorozdzielczych zobrażeń satelitarnych, skanowania laserowego, zdjęć lotniczych czy wielkoskalowego obrazowania z małych wysokości (do 100 m). Istnieje wiele specjalistycznych technik obrazowania i badania stanu lasu w oparciu o pół-automatyczne lub automatyczne metody klasyfikacji danych obrazowych pozyskanych w różnych zakresach częstotliwości, ale tylko wybrane z nich testowano w warunkach europejskich w odniesieniu do wykrywania jemioli: we Francji z użyciem danych lotniczych i satelitarnych [Thapa 2013], a w Chorwacji w oparciu o hiperspektralne zdjęcia lotnicze [Ančić i in. 2014]. Szczególnie obiecujące rezultaty uzyskano za pomocą obrazów hiperspektralnych, dzięki którym z dużą dokładnością zobrazowano rozmieszczenie jemioli w drzewostanach jodłowych [Ančić i in. 2014].

### Istotne cechy jemioli dla gospodarki leśnej

Jemiola jest pasożytem obligatoryjnym, co oznacza, że nie może żyć poza rośliną-gospodarzem. Można ją usunąć i zostawić w lesie bez zagrożenia dla innych drzew [Geils i in. 2002].

Wybiórczość gospodarza polega na tym, że jeden takson jemioli (w Polsce są to podgatunki) najczęściej poraża jeden gatunek lub ich grupę [Zuber 2004]. Próby „infekowania” gatunków niespecyficznych kończyły się porażką. Siewki kiełkowały, ale po krótkim czasie zamierały [Tubueuf, Wangerin 1937 za Zuber 2004]. Hybrydyzacja między taksonami jest najprawdopodobniej bardzo rzadka [Piotrowski i in. 2003; Zuber, Widmer 2009]. Brak możliwości porażenia gospodarza spoza określonej grupy stwarza możliwości ograniczania szkód poprzez przebudowę składu gatunkowego drzewostanów w rejonach narażonych na występowanie jemioli.

Jemiolę cechuje stosunkowo długi cykl życiowy, szczególnie w porównaniu z innymi patogenami (np. owadami). Dotyczy to rozwoju (czas od kiełkowania do pierwszego kwitnienia i owocowania to minimum pięć lat) i możliwości rozprzestrzeniania się w obrębie korony lub rozsiewania na inne drzewa [Geils i in. 2002; Zuber 2004], dlatego aby wpływ na pojedyncze drzewo i cały drzewostan był istotny, potrzeba lat. Daje to czas na podjęcie odpowiednich działań. Z drugiej jednak strony dostrzeżenie jemioli we wczesnych fazach rozwojowych na gatunkach iglastych jest utrudnione, szczególnie na sośnie (ze względu na zbliżoną kolorystykę), co skraca czas na reakcję leśników.

Stwierdzono też preferowanie drzew dominujących. Wykazane to zostało w przypadku badań północnoamerykańskich gatunków iglastych [Geils i in. 2002; Shaw i in. 2005], jodły pospolitej [Tsopelas i in. 2004; Durand-Gillmann i in. 2014] czy sosny zwyczajnej w Hiszpanii [Sanguesa-Barreda i in. 2012] i w Polsce [Kołodziejek, Kołodziejek 2013; Pilichowski i in. 2018]. Wynika to najprawdopodobniej z tego, że większe drzewa mają najczęściej więcej grubszych gałęzi, co sprzyja kolonizacji przez jemiolę [Overton 1994], są one również chętniej odwiedzane przez ptaki, które ją rozsiewają [Aukema, Rio 2002; Mellado, Zamora 2017]. Ponieważ najefektywniejszą metodą walki z jemiolą jest usuwanie porażonych drzew, fakt ten może bardzo utrudniać skuteczne działania.

### Możliwości ograniczania i zwalczania jemioli

Mimo że istnieją organizmy będące patogenami czy owadami żerującymi na jemioli (i gatunkach do niej zbliżonych), to obecnie żaden z nich nie wpływa w istotny sposób na ograniczenie jej liczebności – ani w Europie [Zuber 2004], ani w Ameryce Północnej [Geils i in. 2002] – a jedynym realnym zagrożeniem dla jemioli jest człowiek [Reid i in. 1995].

Wśród sposobów prewencji lub walki z jemiolą wymienia się w literaturze niewykorzystywanie do odnawiania lasu gatunków wrażliwych na tego pasożyta oraz unikanie dużych obszarów

drzewostanów jednogatunkowych i jednowiekowych. Dowiedziono, że poziom porażenia jemiolą rozprzeczłą drzewostanów zróżnicowanych gatunkowo jest niższy w porównaniu z jednogatunkowymi drzewostanami sosny zwyczajnej [van Halder i in. 2019]. Wskazane jest również sadzenie gatunków czy odmian (np. topól) odpornych na jemiolę [Geils i in. 2002]. Są to działania długoterminowe i nie zawsze możliwe do zastosowania w konkretnych warunkach.

Innym działaniem hodowlanym jest utrzymywanie dużego zwarcia w celu ograniczenia ilości światła oraz możliwości rozprzeczzenia się jemioli. Jednak w zasadzie najskuteczniejszą i najczęściej jedyną metodą jej zwalczania jest usuwanie porażonych gałęzi i drzew [Hawksworth 1983]. W leśnictwie usuwanie pojedynczych gałęzi jest trudne do przeprowadzenia. W wyjątkowych przypadkach podczas prowadzenia takich zabiegów należy pamiętać, że usuwanie pędów jemioli nie rozwiązuje problemu całkowicie, ponieważ roślina odradza się z haustorium (korzeni ukrytych w tkance gospodarza), tworząc pędy odroślowe [Zuber 2004]. W arborystyce stosuje się wtedy owijanie zarażonej części drzewa ciemną włókniną. Metoda ta może być stosowana w leśnictwie w przypadku drzew matecznych czy pomników przyrody [Iškuło i in. 2019]. Dowiedziono, że eksperymentalne usuwanie zarażonych przez jemiolę gałęzi pozytywnie wpływa na wzrost i rozwój sosny zwyczajnej [Yan i in. 2016].

Usuwanie całych drzew jest bardzo skuteczną metodą, jednak w przypadku jemioli za każdym razem należy ocenić możliwości i celowość wykonania tego typu zabiegów. Może to mieć znaczenie w przypadku porażenia pojedynczych drzew. W praktyce porażana bywa ich znacznie większa liczba i to najczęściej dominujących osobników [Shaw i in. 2005; Sanguesa-Barreda i in. 2012; Durand-Gillmann i in. 2014; Pilichowski i in. 2018], więc zabiegi takie mogą być trudne do wykonania. Dodatkowo zwiększenie dostępności światła polepsza warunki rozprzeczzenia się, wzrostu i rozwoju jemioli. Każdy przypadek musi być więc rozpatrywany indywidualnie i istnieje pilna potrzeba opracowania systemu wspomagania decyzji dla drzewostanów porażonych przez jemiolę. Najważniejsze wydaje się monitorowanie drzewostanów pod kątem wczesnego wykrywania. Zwiększy to szanse na skuteczną walkę z pasożytem.

Próby zwalczania chemicznego jemioli były przeprowadzane przede wszystkim w Ameryce Północnej [Geils i in. 2002; Zuber 2004; Hoyt i in. 2017]. Stosowane są popularne w rolnictwie herbicydy systemiczne: 2,4-D, 2,4,5-T, 2,4-MCPB oraz etefon [Geils i in. 2002; Zuber 2004]. Skuteczność zabiegów zależy od rodzaju oraz stężenia środka chemicznego [Livingston i in. 1985; Baker i in. 1989; Hoyt i in. 2017]. Dawki herbicydu uznawane za bezpieczne najczęściej nie niszczą endofitycznego systemu pasożyta, co powoduje, że odrasta on po krótkim czasie [Geils i in. 2002]. Wykorzystanie środków chemicznych w celu zwalczania jemioli jest często kwestionowane [Adams i in. 1993]. Kluczowe jest zminimalizowanie negatywnego wpływu herbicydu na drzewa i inne elementy środowiska [Wood, Reilly 2004].

## Podziękowania

Autorzy dziękują regionalnym dyrekcjom Lasów Państwowych w Szczecinie, Wrocławiu oraz Katowicach, nadleśnictwom Bolewice i Międzychód, a w szczególności Panom Krzysztofowi Sieleckiemu, Grzegorzowi Roszkowiakowi i Lechowi Jankowiakowi za inspirację i pomoc w realizacji badań.

## Literatura

- Adams D. H., Frankel S. J., Lichter J. M. 1993. Considerations when using ethephon for suppressing dwarf and leafy mistletoe infestations in ornamental landscapes. *Journal of Arboriculture* 19 (6): 351-357.
- Ančić M., Pernar R., Bajić M., Seletković, A., Kolić J. 2014. Detecting mistletoe infestation on silver fir using hyperspectral images. *iForest* 7: 85-91.



- Anderegg W. R. L., Hicke J. A., Fisher R. A., Allen C. D., Aukema J., Bentz B., Zeppel M. 2015. Tree mortality from drought, insects, and their interactions in a changing climate. *New Phytologist* 208 (3): 674-683. DOI: <https://doi.org/10.1111/nph.13477>.
- Aukema J. E., Rio C. M. D. 2002. Variation in mistletoe seed deposition: effects of intra- and interspecific host characteristics. *Ecography* 25: 139-144. DOI: <https://doi.org/10.1034/j.1600-0587.2002.250202.x>.
- Baker F. A., Knowles K., Meyer T. R., French D. W. 1989. Aerial applications of ethylene-releasing chemicals fail to promote abscission of dwarf mistletoe aerial shoots on jack pine. *The Forestry Chronicle* 65 (3): 194-195. DOI: <https://doi.org/10.5558/tfc65194-3>.
- Barbu C. 2009. Impact of mistletoe attack (*Viscum album* ssp. *abietis*) on the radial growth of silver fir. A case study in the North of Eastern Carpathians. *Annals of Forest Research* 52: 89-96.
- Barney C. W., Hawksworth F. G., Geils B. W. 1998. Hosts of *Viscum album*. *European Journal of Forest Pathology* 28: 187-208.
- Bukowiec G., Bednarz B. 2017. Wpływ jemioli pospolitej jodłowej (*Viscum album* ssp. *abietis*) na przyrosty roczne jodły pospolitej (*Abies alba*). *Acta Sci. Pol. Silv. Colendar. Ratio Ind. Lignar.* 16 (2): 77-83.
- Camarero J. J., González de Andrés E., Sangüesa-Barreda G., Rita A., Colangelo M. 2019. Long- and short-term impacts of a defoliating moth plus mistletoe on tree growth, wood anatomy and water-use efficiency. *Dendrochronologia* 56: 125598. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.dendro.2019.05.002>.
- Catal Y., Carus S. 2011. Effect of pine mistletoe on radial growth of Crimean pine (*Pinus nigra*) in Turkey. *Journal of Environmental Biology* 32: 263-270.
- Chodkiewicz T., Kuczyński L., Sikora A., Chylarecki P., Neubauer G., Ławicki Ł., Stawarczyk T. 2018. Trendy liczebności ptaków w Polsce. GIOŚ, Warszawa.
- Dobbertin M., Rigling A. 2006. Pine mistletoe (*Viscum album* ssp. *austriacum*) contributes to Scots pine (*Pinus sylvestris*) mortality in the Rhone valley of Switzerland. *Forest Pathology* 36 (5): 309-322. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1439-0329.2006.00457.x>.
- Durand-Gillmann M., Cailleret M., Boivin T., Nageleisen L.-M., Davi H. 2014. Individual vulnerability factors of Silver fir (*Abies alba* Mill.) to parasitism by two contrasting biotic agents: mistletoe (*Viscum album* L. ssp. *abietis*) and bark beetles (Coleoptera: Curculionidae: Scolytinae) during a decline process. *Annals of Forest Science* 71 (6): 659-673. DOI: <https://doi.org/10.1007/s13595-012-0251-y>.
- Gea-Izquierdo G., Ferriz M., García-Garrido S., Aguín O., Elvira-Recuenco M., Hernandez-Escribano L., Raposo R. 2019. Synergistic abiotic and biotic stressors explain widespread decline of *Pinus pinaster* in a mixed forest. *Science of The Total Environment* 685: 963-975. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.378>.
- Geils B. W., Cibrian-Tovar J., Moody B. 2002. Mistletoes of North American conifers. USDA For. Serv., Gen. Tech. Rep. RMRSGTR-98, Rocky Mountain Research Station, Ogden, UT.
- Griebel A., Watson D., Pendall E. 2017. Mistletoe, friend and foe: synthesizing ecosystem implications of mistletoe infection. *Environmental Research Letters* 12 (11): 115012. DOI: <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aa8fff>.
- van Halder I., Castagnérol B., Ordóñez C., Bravo F., del Río M., Perrot L., Jactel H. 2019. Tree diversity reduces pine infestation by mistletoe. *Forest Ecology and Management* 449: 117470. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117470>.
- Hawksworth F. G. 1983. Mistletoes as forest parasites. W: Calder M., Bernhardt P. [red.]. *The biology of mistletoes*. Sydney: Academic Press. 317-333.
- Hawksworth F., Scharpf R., Marosy M. 1991. European mistletoe continues to spread in Sonoma County. *California Agriculture* 45 (6): 39-40.
- Hódar J. A., Lázaro-González A., Zamora R. 2018. Beneath the mistletoe: parasitized trees host a more diverse herbaceous vegetation and are more visited by rabbits. *Annals of Forest Science* 75 (3): 77. DOI: <https://doi.org/10.1007/s13595-018-0761-3>.
- Hoyt H. M., Hornsby W., Huang C.-H., Jacobs J. J., Mathiasen R. L. 2017. Dwarf mistletoe control on the Mescalero Apache Indian Reservation, New Mexico. *Journal of Forestry* 115 (5): 379-384. DOI: <https://doi.org/10.5849/jof.16-049>.
- Idžojić M., Pernar R., Glavaš M., Zebec M., Diminić D. 2008. The incidence of mistletoe (*Viscum album* L. ssp. *abietis* (Wiesb.) Abrom.) on silver fir (*Abies alba* Mill.) in Croatia. *Biologia* 63 (1): 81-85. DOI: <https://doi.org/10.2478/s11756-008-0014-2>.
- Iszkuło G., Armatus L., Ksepko M., Tomaszewski D., Giertych M. J. 2019. Jemiola – coraz poważniejsze zagrożenie dla polskich lasów. *Las Polski* 13-14: 13-15.
- Jasiczek N., Giertych J. M., Suszka J. 2017. Wpływ jemioli (*Viscum album*) na jakość nasion sosny zwyczajnej (*Pinus sylvestris*). *Sylwan* 161 (7): 558-564. DOI: <https://doi.org/10.26202/sylwan.2017055>.
- Jeffree C. E., Jeffree E. P. 1996. Redistribution of the potential geographical ranges of mistletoe and Colorado beetle in Europe in response to the temperature component of climate change. *Functional Ecology* 10 (5): 562. DOI: <https://doi.org/10.2307/2390166>.
- Kenaley S. N. C., Mathiasen R. L., Daugherty C. M. 2006. Selection of dwarf mistletoe-infected ponderosa pines by *Ips* species (Coleoptera: Scolytidae) in northern Arizona. *Western North American Naturalist* 66: 279-284.

- Klutsch J. G., Najar A., Cale J. A., Erbilgin N. 2016. Direction of interaction between mountain pine beetle (*Dendroctonus ponderosae*) and resource-sharing wood-boring beetles depends on plant parasite infection. *Oecologia* 182: 1-12.
- Kollas C., Gutsch M., Hommel R., Lasch-Born P., Suckow F. 2017. Mistletoe-induced growth reductions at the forest stand scale. *Tree Physiology* 38 (5): 735-744. DOI: <https://doi.org/10.1093/treephys/tpx150>.
- Kołodziejek J., Kołodziejek A. 2013. The spatial distribution of pine mistletoe *Viscum album* ssp. *austriacum* (Wiesb.) Volmann in a Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) stand in Central Poland. *Polish Journal of Ecology* 61 (4): 705-714.
- Lazaro-Gonzalez A., Hodar J. A., Zamora R. 2019a. Mistletoe generates non-trophic and trait-mediated indirect interactions through a shared host of herbivore consumers. *Ecosphere* 10 (3): e02564. DOI: <https://doi.org/10.1002/ecss.2.2564>.
- Lazaro-Gonzalez A., Hodar J. A., Zamora R. 2019b. Mistletoe versus host pine: does increased parasite load alter the host chemical profile? *Journal of Chemical Ecology* 45: 95-105. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10886-018-1039-9>.
- Livingston W. H., Blanchette R. A., Brenner M. L., Zuzek K. J. 1985. Effective use of ethylene-releasing agents to prevent spread of eastern dwarf mistletoe on black spruce. *Canadian Journal of Forest Research* 15 (5): 872-876. DOI: <https://doi.org/10.1139/x85-140>.
- Mabberley D. J. 2008. *Mabberley's Plant-book: a portable dictionary of plants, their classifications, and uses*. Cambridge, New York Cambridge University Press.
- Mellado A., Morillas L., Gallardo A., Zamora R. 2016. Temporal dynamic of parasite-mediated linkages between the forest canopy and soil processes and the microbial community. *New Phytologist* 211 (4): 1382-1392. DOI: <https://doi.org/10.1111/nph.13984>.
- Mellado A., Zamora R. 2017. Parasites structuring ecological communities: The mistletoe footprint in Mediterranean pine forests. *Functional Ecology* 31 (11): 2167-2176. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2435.12907>.
- Munns E. N. 1919. Effect of fertilization on the seed of Jeffrey pine. *The Plant World* 22 (5): 138-144.
- Mutlu S., Ilhan V., Turkoglu H. I. 2016. Mistletoe (*Viscum album*) infestation in the Scots pine stimulates drought-dependent oxidative damage in summer. *Tree Physiology* 36(4): 479-489. DOI: <https://doi.org/10.1093/treephys/tpv135>.
- Negron J. F., Wilson J. L. 2003. Attributes associated with probability of infestation by the pinon *Ips*, *Ips confusus* (Coleoptera: Scolytidae), in pinon pine, *Pinus edulis*. *Western North American Naturalist* 63: 440-451.
- Noetzli K. P., Muller B., Sieber T. N. 2003. Impact of population dynamics of white mistletoe (*Viscum album* ssp. *abietis*) on European silver fir (*Abies alba*). *Annals of Forest Science* 60 (8): 773-779. DOI: <https://doi.org/10.1051/forest:2003072>.
- Overton J. M. C. 1994. Dispersal and infection in mistletoe metapopulations. *Journal of Ecology* 82: 711-723. DOI: <https://doi.org/10.2307/2261437>.
- Page J. M. 1981. Drought-accelerated parasitism of conifers in the mountain ranges of Northern California. *Environmental Conservation* 8 (3): 217-226. DOI: <https://doi.org/10.1017/S0376892900027661>.
- Perlińska A. 2019. Zamieranie drzewostanów w Polsce – sytuacja aktualna, zagrożenia i prognoza. Materiały konferencyjne. Instytut Badawczy Leśnictwa. <https://www.ibles.pl/web/konfochr/published/2019>.
- Piirto D. D., Crews D. L., Troxel, H. E. 1974. The effects of dwarf mistletoe on the wood properties of lodgepole pine. *Wood and Fiber Science* 6 (1): 26-35.
- Pilichowski S., Filip R., Kościelska A., Żaroffe G., Żyźniewska A., Iszkuło G. 2018. Wpływ *Viscum album* ssp. *austriacum* (Wiesb.) Vollm. na przyrost radialny *Pinus sylvestris* L. *Sylwan* 162 (6): 452-459. DOI: <https://doi.org/10.26202/sylwan.2018009>.
- Piotrowski A., Ochocka J. R., Stefanowicz J., Łuczkiwicz M. 2003. Molecular genetic survey of European mistletoe (*Viscum album*) subspecies with allele-specific and dCAPS type markers specific for chloroplast and nuclear DNA sequences. *Planta Medica* 69 (10): 939-944. DOI: <https://doi.org/10.1055/s-2003-45104>.
- Reid N., Smith N. M., Yan Z. 1995. Ecology and population biology of mistletoes. W: Lowman M. D., Nadkarni N. M. [red.]. *Forest parasites*. Academic Press, San Diego, CA. 285-310.
- Richter A., Popp M. 1992. The physiological importance of accumulation of cyclitols in *Viscum album* L. *New Phytologist* 121 (3): 431-438. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.1992.tb02943.x>.
- Rigling A., Eilmann B., Koehli R., Dobbertin M. 2010. Mistletoe-induced crown degradation in Scots pine in a xeric environment. *Tree Physiology* 30 (7): 845-852. DOI: <https://doi.org/10.1093/treephys/tpq038>.
- Sanguesa-Barreda G., Linares J. C., Camarero J. J. 2012. Mistletoe effects on Scots pine decline following drought events: insights from within-tree spatial patterns, growth and carbohydrates. *Tree Physiology* 32 (5): 585-598. DOI: <https://doi.org/10.1093/treephys/tps031>.
- Schaffer B. 1983. Effects of comandra blister rust and dwarf mistletoe on cone and seed production of lodgepole pine. *Plant Disease* 67 (2): 215. DOI: <https://doi.org/10.1094/PD-67-215>.
- Schaller G., Urech K., Grazi G., Giannattasio M. 1998. Viscotoxin composition of the three European subspecies of *Viscum album*. *Planta Medica* 64 (7): 677-678. DOI: <https://doi.org/10.1055/s-2006-957553>.
- Schulze E. D., Ehleringer J. R. 1984. The effect of nitrogen supply on growth and water-use efficiency of xylem-tapping mistletoes. *Planta* 162 (3): 268-275. DOI: <https://doi.org/10.1007/BF00397449>.

- Shaw D. C., Chen J., Freeman E. A., Braun D. M. 2005. Spatial and population characteristics of dwarf mistletoe infected trees in an old-growth Douglas-fir – western hemlock forest. *Canadian Journal of Forest Research* 35: 990-1001.
- Singh P., Carew G. C. 1989. Impact of eastern dwarf mistletoe in black spruce forests of Newfoundland. *Forest Pathology* 19 (5-6): 305-322. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1439-0329.1989.tb00266.x>.
- Skórka P., Wojcik J. D. 2005. Population dynamics and social behavior of the Mistle Thrush *Turdus viscivorus* during winter. *Acta Ornithologica* 40: 35-42.
- Sönmez T. 2014. Effect of Mistletoe on Growth of Scotch Pine (*Pinus sylvestris* L.). *Artvin Coruh University Journal of Forestry Faculty* 15 (1): 64-72. DOI: <https://doi.org/10.17474/acuofd.40147>.
- Stypiński P. T. 1997. Biologia i ekologia jemioli polspolitej (*Viscum album*, Viscaceae) w Polsce. *Fragmenta Floristica et Geobotanica, seria Polonica Suppl.* 1: 1-117.
- Teixeira-Costa L., Ceccantini G. 2015. Embolism increase and anatomical modifications caused by a parasitic plant: *Phoradendron crassifolium* (Santalaceae) on *Tapirira guianensis* (Anacardiaceae). *IAWA Journal* 36 (2): 138-151. DOI: <https://doi.org/10.1163/22941932-00000091>.
- Thapa S. 2013. Detection and mapping of incidence of *Viscum album* in *Pinus sylvestris* forest of Southern French Alps using satellite and airborne optical imagery. Thesis submitted to the Faculty of Geo-Information Science and Earth Observation of the University of Twente. <https://itc.academia.edu/SunilThapa>
- Trumbore S., Brando P., Hartmann H. 2015. Forest health and global change. *Science* 349 (6250): 814-818. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.aac6759>.
- Tsopelas P., Angelopoulos A., Economou A., Soulioti N. 2004. Mistletoe (*Viscum album*) in the fir forest of Mount Parnis, Greece. *Forest Ecology and Management* 202 (1-3): 59-65. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.06.032>.
- Tubeuf K. V. 1923. Monographie der Mistel. R. Oldenbourg, München.
- Watson D. M. 2001. Mistletoe – A keystone resource in forests and woodlands worldwide. *Annual Review of Ecology and Systematics* 32: 219-249.
- Wood B. W., Reilly C. C. 2004. Control of mistletoe in pecan trees. *HortScience* 39 (1): 110-114. DOI: <https://doi.org/10.21273/HORTSCI.39.1.110>.
- Yan C. F., Gessler A., Rigling A., Dobbertin M., Han X. G., Li M. H. 2016. Effects of mistletoe removal on growth, N and C reserves, and carbon and oxygen isotope composition in Scots pine hosts. *Tree Physiology* 36: 562-575. DOI: <https://doi.org/10.1093/treephys/tpw024>.
- Zuber D. 2004. Biological flora of Central Europe: *Viscum album* L. Flora – Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants 199 (3): 181-203. DOI: <https://doi.org/10.1078/0367-2530-00147>.
- Zuber D., Widmer A. 2009. Phylogeography and host race differentiation in the European mistletoe (*Viscum album* L.). *Molecular Ecology* 18 (9): 1946-1962. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-294X.2009.04168.x>.
- Zweifel R., Bangerter S., Rigling A., Sterck F. J. 2012. Pine and mistletoes: how to live with a leak in the water flow and storage system? *Journal of Experimental Botany* 63 (7): 2565-2578. DOI: <https://doi.org/10.1093/jxb/err432>.