

WPŁYW ZMIAN KLIMATYCZNYCH NA BIOLOGIĘ, EPIDEMIOLOGIĘ I STRATEGIĘ OCHRONY PRZED *HETEROBASIDION* SPP. W LASACH POLSKI – PRZEGLĄD LITERATURY

Wojciech Szewczyk✉

Katedra Entomologii i Fitopatologii Leśnej, Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu
ul. Wojska Polskiego 71C, 60-625 Poznań

ABSTRAKT

Korzeniowiec (*Heterobasidion* spp.) należy do najgroźniejszych patogenów drzew leśnych strefy umiarkowanej, gdyż powoduje istotne straty gospodarcze i ekologiczne. Celem niniejszej pracy jest przegląd aktualnej literatury dotyczącej wpływu zmian klimatycznych na biologię, epidemiologię oraz strategię ochrony przed tym patogenem w warunkach Polski. Omówiono główne czynniki meteorologiczne i klimatyczne – wzrost średnich temperatur, łagodniejsze zimy, wydłużające się okresy bezopadowe oraz silne wiatry powodujące wiatrołomy – które sprzyjają wydłużeniu okresu aktywności patogena i zwiększeniu liczby infekcji pniaków oraz korzeni. Zwrócono uwagę na sezonowość infekcji zarodnikowej, dynamikę rozprzestrzeniania się patogenu poprzez systemy korzeniowe i wiatrołomy oraz na znaczenie zmian struktury drzewostanów w kształtowaniu ognisk chorobowych. Przeanalizowano wpływ anomalii przebiegu temperatury powietrza i gleby oraz opadów, tj. czynników prowadzących do okresowego osłabienia drzew i wzrostu podatności na infekcje. Przedstawiono aktualny stan wiedzy dotyczący warunków optymalnych dla zarodnikowania oraz wzrostu grzybni i owocników, a także potencjalnych zmian ryzyka infekcji w kontekście ocieplania się klimatu. Wskazano również na konieczność doskonalenia metod profilaktyki biologicznej w ochronie lasu, zwłaszcza poprzez powszechne stosowanie preparatów zawierających *Phlebiopsis gigantea*, które stanowią obecnie podstawowy i zalecany sposób ograniczania infekcji pniaków przez *Heterobasidion annosum* s.l. Podkreślono potrzebę zintegrowanych działań hodowlano-ochronnych opartych na prognozach klimatycznych i regionalnych scenariuszach presji patogenów, obejmujących w szczególności działania profilaktyczne, mające na celu ograniczenie ryzyka infekcji patogenów korzeniowych. Wskazano także znaczenie dostosowania składu gatunkowego drzewostanów do lokalnych warunków siedliskowych, unikania zakładania monokultur sosnowych i świerkowych na siedliskach nieodpowiednich oraz przebudowy drzewostanów jednowiekowych na bardziej zróżnicowane, wielogatunkowe i wielopiętrowe, o większej odporności ekologicznej i stabilności w zmieniającym się klimacie. Praca może stanowić podstawę do opracowania strategii adaptacyjnych dla gospodarki leśnej wobec nasilających się zmian środowiskowych i epidemiologicznych zagrożeń ze strony *Heterobasidion* spp.

Słowa kluczowe: *Heterobasidion* spp., zmiany klimatyczne, patogeny korzeni, pniaki, ochrona drzewostanów, grzyby leśne

WSTĘP

Choroby korzeni należą do najpoważniejszych zagrożeń dla trwałości lasów w strefie umiarkowanej.

Wśród nich szczególne znaczenie ma huba korzeni, wywoływana grzybami rodzaju *Heterobasidion* spp.,

✉ wojciech.szewczyk@up.poznan.pl; <https://orcid.org/0000-0001-9846-9971>

sprawcami zamierania drzew, rozkładu drewna i strat gospodarczych szacowanych w Europie na ok. 1 mld euro strat rocznie (Korhonen i Stenlid, 1998; Garbelotto i Gonthier, 2013; Kovalchuk i in., 2022). W opracowaniu Instytutu Badawczego Leśnictwa *Krótkoterminowa prognoza występowania ważniejszych szkodników i chorób infekcyjnych drzew leśnych w Polsce w 2024 roku* podano, że powierzchnia drzewostanów uszkodzonych przez hubę korzeni wyniosła 87,4 tys. ha, co czyni ją jedną z najczęściej występujących chorób infekcyjnych w lasach Polski. Patogen ten odznacza się szerokim spektrum żywicieli – od sosny zwyczajnej (*Pinus sylvestris*) po świerka pospolitego (*Picea abies*) i jodłę (*Abies alba*) – oraz zdolnością do długoletniego przetrwania w korzeniach (Woodward i in., 1998; Wang, 2012).

Zmiany klimatyczne obserwowane w ostatnich dekadach w istotny sposób modyfikują warunki środowiskowe sprzyjające rozwojowi chorób korzeniowych. Wzrost średnich rocznych temperatur, łagodniejsze zimy oraz skrócenie okresu zalegania pokrywy śnieżnej wydłużają czas, w którym patogeny mogą rozwijać się i rozprzestrzeniać, a zwiększona częstość susz i wichur powoduje powstawanie licznych ran oraz osłabienie drzew. W konsekwencji wydłuża się okres aktywności patogena i rośnie częstość infekcji pniaków (Venäläinen i in., 2020; Grodzki i Łakomy, 2021). Zjawiska te mają nie tylko wymiar ekologiczny, związany z zaburzeniem równowagi ekosystemów leśnych, zmianą składu gatunkowego i ograniczeniem różnorodności biologicznej, ale także wymiar gospodarczy, gdyż wpływają na trwałość drzewostanów i planowanie zabiegów hodowlanych w leśnictwie.

W ostatnich latach coraz częściej podkreśla się konieczność integrowania wiedzy o biologii *Heterobasidion* spp. z prognozami zmian klimatycznych (Shen i in., 2024). Modele rozwoju europejskich gatunków z kompleksu *Heterobasidion annosum* sensu lato (*H. annosum* s.str., *H. parviporum*, *H. abietinum*) wskazują na możliwe przesunięcia ich zasięgów ku północy i w wyższe partie gór (Möykkynen i Pukkala, 2011; Shen i in., 2024), a także na wzrost presji infekcyjnej w strefie środkowej i południowej Europy w związku z ociepleniem klimatu. W przeszłości stosowano chemiczne metody ochrony, głównie roztwory mocznika (urea), które ograniczały kiełkowanie zarodników *Heterobasidion* spp. Obecnie jednak są one używane

jedynie lokalnie, przede wszystkim w niektórych krajach skandynawskich, podczas gdy w większości Europy – w tym w Polsce – zostały zastąpione biologicznymi preparatami zawierającymi *Phlebiopsis gigantea* (Rotstop®). Współcześnie to właśnie metody biologiczne i działania prewencyjne stanowią podstawę ochrony przed infekcjami pniaków (Gonthier i in., 2005; Kärhä i in., 2018; Instrukcja Ochrony Lasu, 2024). W Polsce skala zagrożenia ze strony huby korzeni jest bardzo duża. Według danych Instytutu Badawczego Leśnictwa oraz Lasów Państwowych, powierzchnia drzewostanów zagrożonych przez *Heterobasidion* spp. przekracza 400 tys. ha, z czego największy udział przypada na drzewostany sosnowe i świerkowe. Szczególnie wysoką podatność na infekcje obserwuje się na gruntach porolnych, gdzie warunki siedliskowe i przekształcona struktura gleb sprzyjają rozwojowi patogena (Sierota, 1987, 1996, 2013; Krawczyk i in., 2021). Straty gospodarcze wynikają nie tylko z przedwczesnego zamierania drzew, ale także ze spadku jakości technicznej drewna, co obniża jego wartość rynkową. W drzewostanach świerkowych, nawet jeśli korona pozostaje zielona i pozornie zdrowa, infekcja *H. parviporum* może prowadzić do znacznej degradacji technicznej drewna – m.in. murżu części przyrdzeniowej pnia do wysokości kilku metrów – co obniża wartość drewna i powoduje duże straty gospodarcze (Szczepkowski i in., 2022). Najsilniej porażone powierzchnie występują w północno-wschodniej i centralnej Polsce (m.in. RDLP Olsztyn, RDLP Toruń, RDLP Piła), gdzie udział gleb porolnych i intensywne gospodarstwo sprzyjają infekcjom (Łakomy i in., 2012; Skrzecz i Sikora, 2023).

Celem niniejszej pracy jest przegląd literatury dotyczącej wpływu zmian klimatycznych na biologię i epidemiologię *Heterobasidion* spp. ze szczególnym uwzględnieniem warunków Polski. Przedstawiono tu najważniejsze mechanizmy związane z temperaturą, sezonowością sporulacji i stresem środowiskowym, a także konsekwencje dla praktyki leśnej i perspektywę przyszłych badań.

CHARAKTERYSTYKA PATOGENA

Rodzaj *Heterobasidion* obejmuje jedne z najgroźniejszych patogenów drzew leśnych w strefie umiarkowanej i borealnej. Występują one powszechnie w Europie,

Ameryce Północnej i Azji, wywołując chorobę znaną jako zgnilizna korzeni i odziomków (Korhonen i Stenlid, 1998; Garbelotto i Gonthier, 2013). W Polsce największe znaczenie gospodarcze mają trzy gatunki: *Heterobasidion annosum* sensu stricto, *H. parviporum* oraz *H. abietinum* (Łakomy i in., 2012). Rodzaj *Heterobasidion* należy do typu *Basidiomycota*, rzędu *Russulales*, rodziny *Bondarzewiaceae* (Niemelä i Korhonen, 1998). Charakteryzują się szerokim zasięgiem geograficznym – występują w całej Eurazji, Ameryce Północnej oraz zostały zawleczone lokalnie na półkulę południową (Woodward i in., 1998; Dai i in., 2003; Asiegbu i in., 2005; Dai i in., 2006). Rozmnażają się przy pomocy basydiospor – odpowiedzialnych za infekcje pierwotne, głównie świeżych pniaków po cięciach (Rishbeth, 1951). Oprócz zarodników podstawkowych *Heterobasidion* wytwarza również zarodniki konidialne, powstające na strzępkach konidiotwórczych. Mają one charakter propagul wegetatywnych, które łatwo kiełkują i mogą przyczyniać się do szybkiej kolonizacji już zajętego substratu. W odróżnieniu od basydiospor, prawdopodobnie nie odgrywają istotnej roli w rozprzestrzenianiu choroby na duże odległości, lecz wspomagają raczej lokalne utrzymanie się i ekspansję grzybni w obrębie pniaków i korzeni (Stenlid i Redfern, 1998, Asiegbu i in., 2005). W warunkach laboratoryjnych konidia są często wykorzystywane jako materiał do namnażania kultur, jednak ich znaczenie epidemiologiczne w ekosystemach leśnych uznaje się za ograniczone.

Grzyb dokonuje infekcji zarówno poprzez zarodniki, jak i grzybnię, która rozprzestrzenia się w systemach korzeniowych, przerastając z korzeni porażonych na zdrowe drzewa (Stenlid i Redfern, 1998). Wniknięcie strzępek z kiełkujących zarodników *Heterobasidion* do drewna następuje zazwyczaj poprzez świeżo odsłoniętą powierzchnię ścięcia pniaka lub zranienia korowiny; grzyb wnika w tkanki przewodzące i miękiszowe, wykorzystując mikroskopijne pęknięcia oraz naczynia lub jamki lejkowate. Po zakotwiczeniu się w drewnie patogen stopniowo kolonizuje ksylem i kambium korzeni oraz odziomka żywych drzew, wydzielając zestaw enzymów hydrolitycznych i oksydoredukcyjnych (m.in. ligninazy, celulazy, hemicelulazy, lakazy, manganowe peroksydazy), które degradują składniki ścian komórkowych – ligninę, celulozę i hemicelulozę – oraz metabolity komórkowe

parenchymy drzewnej. W wyniku tych procesów dochodzi do dezintegracji struktury drewna, utraty jego funkcji mechanicznych i przewodzących oraz powstania charakterystycznej zgnilizny białej, prowadzącej do stopniowego zamierania systemu korzeniowego i podstawy pnia (Karlssohn i in., 2003, Yakovlev i in., 2008, Garbelotto i Gonthier, 2013).

Rozwój grzybni w systemie korzeniowym prowadzi do zniszczenia ksylemu i kambium, co powoduje przerwanie ciągłości transportu wody i soli mineralnych oraz zaburzenie dopływu asymilatów z części nadziemnej do korzeni. Niedostateczny dopływ cukrów prostych ogranicza aktywność grzybni mikoryzowej, która w normalnych warunkach wykazuje zwiększoną efektywność pobierania składników pokarmowych z roztworu glebowego. Wraz z regresją mikoryzy i utratą drobnych korzeni ssących drzewo traci zdolność do efektywnego pobierania wody i związków mineralnych, co prowadzi do spadku potencjału wodnego w tkankach, zamykania aparatów szparkowych i obniżenia intensywności fotosyntezy.

Skutkiem kumulacji tych procesów jest postępujący deficyt asymilatów, który ogranicza wzrost pędów i przyrost radialny, a także hamuje procesy regeneracyjne. Zmniejszony dopływ wody i jonów mineralnych skutkuje chlorozą igieł i liści, ich przedwczesnym zrzućaniem (defoliacją) oraz ogólnym spadkiem wigoru drzew. W konsekwencji drzewa osłabione fizjologicznie stają się bardziej podatne na infekcje wtórne i czynniki abiotyczne; w dłuższej perspektywie dochodzi do stopniowego obumierania pojedynczych osobników, a następnie całych drzewostanów (Korhonen i Stenlid, 1998; Stenlid i Redfern, 1998).

W wyniku porażenia następuje zamieranie drzew w grupach lub kępach. Objawem porażenia przez patogena i rozwoju choroby jest również obecność owocników u podstawy pnia – wieloletnich, konsolowatych, o białym hymenoforze (Ryvarden i Gilbertson, 1993). Drewno ulega zgniliznie białej typu jamkowatego, obejmującej odziomek i korzenie. W rezultacie porażenia następuje zmniejszony przyrost radialny i osłabienie odporności na czynniki stresowe, w tym suszę i wiatrolomy (Asiegbu i in., 2005). Patogen charakteryzuje się wyjątkową zdolnością do wieloletniego przetrwania w korzeniach i pniakach – grzybnia może pozostawać aktywna nawet przez 40–50 lat (Rishbeth, 1951; Stenlid i Redfern, 1998).

Straty gospodarcze powodowane przez *Heterobasidion* w Europie – głównie w drzewostanach sosnowych i świerkowych, gdzie huba korzeni ogranicza produkcję biomasy, obniża jakość techniczną drewna i zwiększa podatność lasów na czynniki abiotyczne – przekraczają rocznie setki milionów euro (Korhonen i Stenlid, 1998; Garbelotto i Gonthier, 2013).

WPŁYW ZMIAN KLIMATYCZNYCH

Zmiany klimatyczne w strefie umiarkowanej przejawiają się przede wszystkim systematycznym wzrostem średnich rocznych temperatur, łagodniejszym przebiegiem zim, skróceniem okresu zalegania pokrywy śnieżnej oraz nasileniem epizodów susz i wicher (Sierota i in., 2019; Venäläinen i in., 2020; Grodzki i Łakomy, 2021). Ocieplenie klimatu prowadzi do wydłużenia okresu wegetacyjnego oraz zwiększenia liczby dni z temperaturami dodatnimi w miesiącach zimowych, co eliminuje naturalną barierę ograniczającą aktywność wielu patogenów glebowych. Skrócenie okresu zalegania pokrywy śnieżnej sprzyja infekcjom pniaków, które dawniej były chronione przez warstwę śniegu i niskie temperatury. Równocześnie większa częstotliwość zjawisk ekstremalnych – silnych wiatrów i huraganów – powoduje powstawanie świeżych ran o dużych powierzchniach oraz pniaków, stanowiących potencjalne miejsca infekcji dla huby korzeni (*Heterobasidion annosum* s.l.). Przykładem może być huragan z 11–12 sierpnia 2017 r., który spowodował zniszczenie ok. 80 tys. ha lasów w środkowo-zachodniej Polsce, głównie w Borach Tucholskich, przy porywach wiatru przekraczających 40 m/s (Chojnacka-Ożga i Ożga, 2018). Epizody susz obniżają odporność fizjologiczną drzew, prowadząc do ograniczenia fotosyntezy, spadku produkcji związków obronnych (m.in. fenoli i żywic) oraz obumierania drobnych korzeni i mikoryz. Tak osłabione drzewa wykazują mniejszą zdolność do blokowania infekcji i stają się bardziej podatne na porażenie przez patogeny korzeni i pni, takie jak *Heterobasidion* spp. (Desprez-Loustau i in., 2006).

Czynniki i ich anomalie w istotny sposób modyfikują warunki siedliskowe w lasach, co bezpośrednio przekłada się na charakter wzrostu drzew, biologię oraz epidemiologię *Heterobasidion*, determinując zarówno tempo rozwoju grzybni, dynamikę zarodnikowania, jak i intensywność rozprzestrzeniania się infekcji

(Stenlid i Redfern, 1998; Garbelotto i Gonthier, 2013). *Heterobasidion* wykazuje szeroką tolerancję termiczną – grzybnia rozwija się już przy 0–2°C, a optimum wzrostu mieści się w zakresie 22–28°C (Korhonen i Stenlid, 1998). Dzięki temu patogen jest w stanie przetrwać i rozwijać się w zróżnicowanych warunkach klimatycznych, od chłodnych lasów borealnych po cieplejsze drzewostany Europy Południowej. Łagodniejsze zimy sprzyjają całorocznej aktywności grzybni i wydłużają sezon zarodnikowania, zwiększając liczbę infekcji pniaków nawet po cięciach zimowych (Venäläinen i in., 2020). W przeszłości, gdy zimy były dłuższe i chłodniejsze, a pokrywa śnieżna oraz ujemne temperatury ograniczały możliwość infekcji pniaków, ryzyko zakażeń było niższe. Obecnie ta naturalna bariera zanika, a wydłużenie okresu aktywności patogena zbiega się z prowadzonymi przez cały rok cięciami, w tym letnimi, które – choć determinowane koniecznością zapewnienia ciągłości dostaw surowca dla przemysłu drzewnego – sprzyjają infekcjom pniaków przez *Heterobasidion* spp.

Cieplejsze lata z jednej strony przyspieszają rozwój grzybni w glebie i korzeniach, co skutkuje szybszym zajmowaniem nowych tkanek, z drugiej jednak – przy temperaturach powyżej 32–35°C – dochodzi do denaturacji enzymów metabolicznych i zaburzeń funkcjonowania cytoplazmy, a przy > 38°C do obumierania strzępek grzybni (Korhonen i Stenlid, 1998). W strefie umiarkowanej oznacza to przesunięcie optimum aktywności patogena w kierunku wiosny i jesieni, czyli okresów, w których drzewa są aktywne fizjologicznie, ale jednocześnie bardziej narażone na stres wodny i uszkodzenia związane z zabiegami hodowlanymi.

Dodatkowo, wzrost średnich temperatur zwiększa potencjał infekcyjny zarodników – badania wykazały, że ich kiełkowanie zachodzi najefektywniej w zakresie 15–25°C, co przy wydłużającym się sezonie wegetacyjnym oznacza dłuższe okna czasowe dla infekcji pniaków i ran. W praktyce leśnej skutkuje to koniecznością zmiany tradycyjnych zaleceń dotyczących terminów cięć – okresy dawniej uważane za bezpieczne (późna jesień i zima) coraz częściej wiążą się z ryzykiem zakażeń.

W perspektywie długoterminowej przewidywane ocieplenie klimatu może także zmieniać regionalny obraz choroby: w Europie Północnej wzrost temperatur umożliwi intensywniejsze rozprzestrzenianie się

H. parviporum i *H. annosum* s.str., natomiast w strefie śródziemnomorskiej wysokie temperatury latem mogą ograniczać rozwój patogena do okresów przejściowych – wiosny i jesieni (Möykkynen i in., 2017; Shen i in., 2024). Odmienne zachowuje się *H. irregulare*, gatunek pochodzenia północnoamerykańskiego zawleczony do południowej Europy, który wykazuje większą tolerancję na wysokie temperatury i jest w stanie aktywnie kolonizować drewno w warunkach śródziemnomorskich (Garbelotto i in., 2022; Möykkynen i in., 2017; Shen i in., 2024).

Tworzenie i rozwój owocników *Heterobasidion* spp. są silnie zależne od warunków siedliskowych i mikroklimatycznych, w tym temperatury, wilgotności, nasłonecznienia oraz dostępu tlenu w strefie przykorzeniowej. Owocniki najczęściej powstają w miejscach, gdzie drewno ma kontakt z powietrzem – przy podstawie pniaków lub na odsłoniętych korzeniach – co zapewnia odpowiednie warunki tlenowe do rozwoju i dojrzewania zarodników (Otrosina i Garbelotto, 2010). W regionach mezofilnych pojawiają się one najczęściej u podstawy drzew, na szyi korzeniowej lub na powierzchni pniaków, gdzie warunki wilgotnościowe sprzyjają rozwojowi grzybni. W siedliskach suchych owocniki mogą tworzyć się w mniej typowych lokalizacjach – pod korą lub w zagłębieniach rozkładanego drewna, gdzie środowisko zapewnia wyższą wilgotność. Zmienność klimatyczna, zwłaszcza na poziomie sezonowym, istotnie kształtuje ich obfitość: w wilgotnych latach owocniki mogą występować masowo, często otaczając nasady młodych drzew i siewek, co prowadzi do ich szybkiego zamierania (Garbelotto i Gonthier, 2013). Natomiast długotrwałe susze ograniczają rozwój owocników i prowadzą do ich zasychania bądź niepełnego wykształcenia. Rozmiary owocników są bardzo zróżnicowane – od dużych kilkudziesięciocentymetrowych o kształcie półkolistym po drobne, nieregularne formy pojawiające się w warunkach niekorzystnych (Greig, 1998, Otrosina i Garbelotto, 2010). Taka plastyczność fenotypowa w tworzeniu owocników odzwierciedla zdolność patogenu do reagowania na zróżnicowane warunki siedliskowe, co sprzyja jego skutecznemu rozprzestrzenianiu. Tworzenie się zarodników podstawkowych w Europie trwa zasadniczo od wiosny do jesieni, osiągając maksimum w miesiącach letnich (Rishbeth, 1951; Stenlid i Redfern, 1998).

Proces ten jest silnie zależny od przebiegu warunków mikroklimatycznych – przede wszystkim temperatury i wilgotności powietrza. Optymalne warunki dla sporulacji występują, gdy temperatura utrzymuje się powyżej 10–12°C i gdy towarzyszy jej wysoka wilgotność względna, co sprzyja zarówno dojrzewaniu zarodników, jak i ich skutecznemu rozsiewaniu (Möykkynen i Pukkala, 2011). Zmienność sezonowa znacząco wpływa na obfitość zarodników *Heterobasidion* spp. – w wilgotnych i ciepłych okresach lata oraz wczesnej jesieni obserwuje się zwiększoną sporulację (Lione i in., 2025). Liczba zarodników wzrasta wiosną i osiąga maksimum jesienią, natomiast w okresach gorących i suchych spada nawet o dwa rzędy wielkości (Dálya i in., 2022).

Wraz z postępującym ociepleniem klimatu obserwuje się wydłużanie okresu sprzyjającego aktywności owocników. W badaniach terenowych w Wisconsin wykazano, że zarodniki *H. irregulare* występowały niemal przez cały rok, z największą aktywnością w końcu lata i jesienią, ale także przy temperaturach sięgających 0°C. Wyniki te sugerują, że łagodniejsze zimy mogą sprzyjać wydłużaniu okresu aktywności owocników i sporulacji tego patogenu (Stanosz i in., 2016). Coraz częściej stwierdza się obecność zarodników późną jesienią, a nawet zimą, jeśli temperatury utrzymują się powyżej wartości progowych. Ocieplenie zim powoduje, że infekcje *Heterobasidion* mogą występować również w miesiącach wcześniej uznawanych za bezpieczne dla prowadzenia cięć, zwłaszcza w marcu, kwietniu i październiku, a lokalnie nawet w listopadzie (Venäläinen i in., 2020). Zanik naturalnej „przerwy zimowej”, rozumianej jako okres niskiej aktywności patogenu, wynikający z ujemnych temperatur i pokrywy śnieżnej, ogranicza skuteczność tradycyjnych strategii ochronnych. W wyniku ocieplenia zim patogen zachowuje aktywność przez większą część roku, co zmniejsza bezpieczeństwo zimowych cięć (Stanosz i in., 2016; Venäläinen i in., 2020).

Dodatkowym czynnikiem mogącym zwiększać presję infekcyjną jest prognozowane wydłużenie sezonu wegetacyjnego drzew w warunkach ocieplającego się klimatu, co wiąże się z utrzymywaniem przez dłuższy czas aktywnych procesów fizjologicznych.

W praktyce leśnej oznacza to, że ryzyko infekcji świeżych pniaków utrzymuje się przez większą część roku, czyli dłużej niż w porównaniu do kilku dekad

temu. W efekcie w krajach skandynawskich odchodzi się od jednoznacznego zalecenia wykonywania cięć zimowych na rzecz rutynowego stosowania ochrony biologicznej przez cały sezon cięć. Takie podejście wynika z obserwowanego wzrostu liczby dni sprzyjających sporulacji *Heterobasidion* spp. oraz zanikającej „przerwy zimowej”, która wcześniej ograniczała aktywność patogenu. Jednocześnie nie zawsze zimy mają łagodny przebieg, umożliwiając skuteczne stosowanie preparatów biologicznych, których efektywność spada przy temperaturach ujemnych i braku aktywnego wzrostu grzybni (*Phlebiopsis gigantea*). W konsekwencji decyzja o terminie i metodzie ochrony powinna być dostosowana do lokalnych warunków pogodowych i przewidywanej długości okresów bezmroźnych. W Polsce podobne podejście może wkrótce okazać się koniecznością, szczególnie w regionach nizinnych, gdzie łagodne zimy występują coraz częściej.

Znajomość sezonowości sporulacji jest istotna z punktu widzenia ochrony drzewostanów, gdyż cięcia leśne zwiększają ryzyko infekcji. W północnej Europie zaleca się prowadzenie cięć zimą przy temperaturze $<0^{\circ}\text{C}$ (Brandtberg i in., 1996), w Alpach – zimą, wiosną i wczesnym latem (Gonthier, 2010; Gonthier i in., 2005), a w południowo-wschodnich USA – latem, gdy wysokie temperatury hamują kiełkowanie zarodników (Driver i Ginns, 1969; Ross, 1973). W Polsce, zgodnie z Zasadami hodowli lasu (2023) i Instrukcją ochrony lasu (2024), zaleca się wykonywanie cięć w okresach niskiej aktywności patogenu, tj. zimą przy temperaturach poniżej 0°C . W pozostałych porach roku, gdy ryzyko infekcji jest wysokie, zalecane jest stosowanie ochrony biologicznej pniaków preparatami zawierającymi *Phlebiopsis gigantea*. Wydłużenie sezonu wegetacyjnego i łagodniejsze zimy w Europie mogą zatem zwiększać ryzyko infekcji przez dłuższy czas w roku.

Zmiany klimatyczne wpływają na patogeny zarówno bezpośrednio, jak i pośrednio – poprzez obniżenie kondycji drzew. Venäläinen i in. (2020) wykazali, że skracanie okresu zamarzania gleby w Finlandii sprzyja infekcjom pniaków i korzeni, ponieważ dłuższe utrzymywanie się dodatnich temperatur zimą wydłuża okres aktywności zarodników *Heterobasidion* i umożliwia zakażenia również poza sezonem wegetacyjnym, a Grodzki i Łakomy (2021) na podstawie przeglądu literatury oraz danych monitoringowych Lasów Państwowych wskazali, iż w Polsce łagodniejsze zimy

i susze nasilają infekcje *Heterobasidion* i *Armillaria*. Mielcarska i Szymanowski (2021) wskazali natomiast, że stres wodny i termiczny prowadzi do defoliacji i zwiększa podatność na owady i patogeny drewna, tworząc „okno podatności” dla infekcji korzeniowych. W warunkach suszy zaburzeniu ulega równowaga między drzewem a jego symbiontami grzybowymi, co ma kluczowe znaczenie dla funkcjonowania całego ekosystemu leśnego (Boczoń i in., 2021). Grzybnia ektomykoryzowa, stanowiąca przedłużenie systemu korzeniowego, zwiększa powierzchnię chłonną gleby i umożliwia pobór wody oraz jonów mineralnych z mikroporów niedostępnych dla korzeni. Transport wody w układzie gleba–grzybnia–korzeń–pęd–liście zachodzi dzięki gradientowi potencjału wodnego – woda przemieszcza się od wilgotnych mikrosiedlisk glebowych, przez strzępki grzybni, dalej do komórek korzeni i ksylemu, a następnie ku aparatom szparkowym liści, gdzie jest wykorzystywana w procesie fotosyntezy i transpiracji (Egerton-Warburton i in., 2007; Lum i Hirsch, 2002).

W warunkach długotrwałego deficytu wodnego potencjał wodny gleby gwałtownie spada, a ciągłość słupa wody w tkankach przewodzących zostaje przerwana. Ograniczony pobór wody i składników mineralnych prowadzi do zamykania aparatów szparkowych i spadku intensywności fotosyntezy, co z kolei redukuje dopływ asymilatów do korzeni (Peay i in., 2015; Courty i in., 2005). W konsekwencji grzybnia mykoryzowa, pozbawiona źródła węgla dostarczanego przez gospodarza, ogranicza swoją aktywność metaboliczną i wzrost. Dochodzi do obumierania części strzępek, zaniku enzymatycznego rozkładu materii organicznej oraz spadku mobilizacji fosforu, azotu i potasu z gleby (Wieder i in., 2009; Courty i in., 2005).

Zanik aktywnej grzybni przerywa cykl wymiany substancji między drzewem a symbiontem, prowadząc do niedoborów pokarmowych i osłabienia fizjologicznego roślin. W takiej sytuacji obumierające korzenie i martwa grzybnia stanowią podatny substrat dla kolonizacji przez oportunistyczne mikroorganizmy, w tym patogeny glebowe, takie jak *Armillaria* i *Heterobasidion* (Sierota, 1995; Korhonen i in., 1998; Boczoń i in., 2021). Susza zatem nie tylko ogranicza aktywność mykoryzy, ale tworzy tzw. okno podatności – okres, w którym rośliny tracą zdolność utrzymania równowagi symbiotycznej i stają się szczególnie

narażone na infekcje korzeniowe (Boczoń i in., 2021; Desprez-Loustau i in., 2006; Rodriguez i in., 2009).

Wobec nasilającej się presji patogenów korzeni, literatura wskazuje na konieczność zmiany paradygmatu ochrony – z metod chemicznych na biologiczne i z działań reaktywnych na prewencyjne. Przez wiele dekad w ochronie pniaków stosowano środki chemiczne, m.in. roztwory soli sodowych fluorku lub fungicydy systemiczne. Choć początkowo skuteczne, ich użycie wiązało się z poważnymi ograniczeniami ekologicznymi i prawnymi – toksycznością dla organizmów niecelowych, akumulacją w środowisku oraz rosnącymi restrykcjami legislacyjnymi w Unii Europejskiej (Sosnowska i Pruszyński, 2015; Mazurek i Nowik, 2018). Na tym tle rozwój metod biologicznych stanowił prawdziwy przełom w ochronie lasu. Jej początki sięgają prac Rishbeta z Cambridge (Rishbeth 1950, 1951a,b), który po raz pierwszy wykazał, że konkurencyjne zasiedlanie pniaków przez grzyby saprotroficzne – zwłaszcza *Peniophora gigantea* (obecnie *Phlebiopsis gigantea*) – może skutecznie ograniczać infekcje *Heterobasidion annosum*. Na tej podstawie w latach 60. i 70. XX wieku rozwinęto w Skandynawii pierwsze systemy biologicznej ochrony pniaków po zrębach (Korhonen, 1978; Stenlid i Redfern, 1998; Pratt i in., 2000).

W Polsce badania nad tą metodą rozpoczęto w Instytucie Badawczym Leśnictwa w latach 80. XX wieku pod kierunkiem Zbigniewa Sieroty, co doprowadziło do opracowania i wdrożenia krajowego preparatu PgIBL (Sierota, 1995, 2001). Przez ponad trzy dekady (ok. 1985–2020) środek ten był z powodzeniem stosowany w praktyce gospodarczej Lasów Państwowych i stanowił jedno z najdłużej funkcjonujących rozwiązań biologicznych w europejskim leśnictwie. Prace IBL wniosły istotny wkład w poznanie ekologii *Phlebiopsis gigantea*, skuteczności biokontroli w różnych typach siedliskowych lasu oraz interakcji z rodzimymi populacjami *Heterobasidion* (Sierota, 1998; Hilszczańska i in., 2008).

Autorzy współczesnych opracowań (Thor, 2005; Garbelotto i Gonthier, 2013; Sierota i in., 2019) uznają biokontrolę za standard w zrównoważonej ochronie lasu, wskazując na konieczność jej dalszego rozwijania w połączeniu z metodami hodowlanymi i adaptacyjnym zarządzaniem drzewostanami. Pominięcie dorobku polskich badań – zwłaszcza serii eksperymentów

IBL dotyczących *Phlebiopsis gigantea* – w przeglądzie literatury zniekształca obraz rozwoju tej dziedziny, w której Polska należała do europejskich pionierów.

Venäläinen i in. (2020) oraz Grodzki i Łakomy (2021) podkreślają, że kluczową strategią powinno być ograniczanie liczby infekcji pierwotnych poprzez profilaktyczne zabezpieczanie pniaków zaraz po cięciu. Preparaty oparte na antagonistycznym grzybie *Phlebiopsis gigantea* stanowią obecnie standard ochronny w wielu krajach Europy (np. Rotstop®). Grzyb ten skutecznie konkuruje z *Heterobasidion* o substrat, kolonizując tkanki pniaka i blokując dostęp patogenowi. Skuteczność metody zależy od terminu aplikacji (najlepiej bezpośrednio po cięciu), warunków pogodowych oraz gatunku drzewa i siedliska. Warto odnotować, że skuteczność *Phlebiopsis gigantea* w ochronie pniaków sosnowych i świerkowych została szeroko potwierdzona w badaniach Instytutu Badawczego Leśnictwa (Sierota, 1984; Sierota i Małecka, 2003; Małecka i in., 2012; Żółciak i in., 2020), a wyniki te stanowią ważny wkład w rozwój metod biologicznej ochrony lasu w Europie Środkowej. Badania potwierdzają wysoką efektywność w ochronie pniaków sosnowych i świerkowych, choć potrzebne są dalsze prace nad skutecznością w odniesieniu do jodły i gatunków liściastych (Damszel i in., 2021). Nowym kierunkiem badań są również inne biopreparaty, wykorzystujące bakterie antagonistyczne, metabolity wtórne grzybów saprotroficznnych czy mieszaniny szczepów o działaniu synergicznym (Prospero i in., 2021). Rozwój biotechnologii i możliwości produkcji inokulantów na skalę przemysłową (Rotstop®, Serenade®) otwiera drogę do szerszego zastosowania ochrony biologicznej także w krajach Europy Środkowej, w tym w Polsce.

W dłuższej perspektywie skuteczna ochrona przed *Heterobasidion* wymaga nie tylko stosowania środków technicznych, ale przede wszystkim zmian w praktyce gospodarczej i hodowlanej. Kluczowe znaczenie ma planowanie cięć w okresach najmniejszej aktywności patogena (późna jesień i zima) oraz konsekwentne stosowanie profilaktyki biologicznej z użyciem *Phlebiopsis gigantea* na świeżych pniakach (Sierota, 2013).

Na gruntach porolnych, szczególnie wrażliwych na infekcje, ochrona wymaga przebudowy monokultur sosnowych i świerkowych w kierunku układów

mieszanych z udziałem gatunków liściastych odpornych na patogeny korzeni, takich jak dąb, buk czy brzoza. Jak podkreśla Sierota (2013), w drzewostanach już zainfekowanych skutecznym działaniem może być tzw. metoda sztucznych luk (*artificial gap method*), polegająca na wycinaniu niewielkich skupień drzew z objawami choroby, zabezpieczaniu pniaków *P. gigantea* i wprowadzaniu gatunków liściastych w miejsca luk. Metoda ta ma charakter zarówno profilaktyczny, jak i regeneracyjny, pozwalając na stopniową przebudowę fitocenozy oraz odbudowę mikrobiomu glebowego.

Sierota (2013) zwraca uwagę, że gleby porolne różnią się znacznie od leśnych – mają wyższe pH, ubogą mikroflorę i zwartą podeszwę płuzną – dlatego kluczowe znaczenie ma również odpowiednie przygotowanie siedliska przed odnowieniem: głębokie spulchnienie lub orka podglebowa, wzbogacanie gleby materiałem organicznym (trociny, kompost z kory, torf) oraz stosowanie sadzonek kontenerowych o dobrze rozwiniętym systemie korzeniowym.

Ochrona przed *Heterobasidion* powinna być zatem rozumiana jako kompleksowe podejście adaptacyjne, obejmujące nie tylko zabiegi biologiczne, lecz także modyfikację praktyk hodowlanych, przebudowę drzewostanów i poprawę jakości siedlisk na gruntach porolnych, które w sposób trwały zwiększają odporność lasów na choroby korzeni w warunkach zmian klimatycznych (Sierota, 2013).

Zmiany klimatyczne modyfikują strategię hodowlane i ochronne, pośrednio zwiększając presję patogena. Prognozowany wzrost częstości wiatrołomów w warunkach zmian klimatycznych skutkuje zwiększoną ilością powierzchni po zabiegach uprzętań, a tym samym większą liczbą świeżych pniaków stanowiących substrat infekcyjny dla patogenów rodzaju *Heterobasidion* (Stenlid i Redfern, 1998; Garbelotto i Gonthier, 2013; Venäläinen i in., 2020). Długotrwały deficyt wodny w glebie osłabia fizjologiczną odporność drzew, zwiększając ich podatność na infekcje (Garbelotto i Gonthier, 2013), natomiast zmiany w składzie gatunkowym drzewostanów, polegające na wzroście udziału gatunków iglastych o wysokiej wrażliwości na zgniliznę korzeni, takich jak sosna i świerk, sprzyjają utrwalaniu się patogenów z rodzaju *Heterobasidion* (Stenlid i Redfern, 1998). Potencjalne scenariusze rozwoju choroby w warunkach

postępujących zmian klimatu obejmują: (i) przesunięcie zasięgu patogena na północ i w wyższe partie gór (Thor 2005), (ii) wzrost intensywności infekcji dzięki dłuższym okresom sprzyjającym zarodnikowaniu (Garbelotto i Gonthier, 2013), (iii) większą śmiertelność drzew przy stresie suszowym (Venäläinen i in., 2020), (iv) zmienioną strukturę populacji *Heterobasidion* w nowych warunkach klimatycznych (Stenlid i Korhonen, 2011), (v) osłabienie skuteczności ochrony poprzez brak lub niestaranne wykonywanie zabiegów profilaktycznych, takich jak aplikacja biopreparatu *Phlebiopsis gigantea* (np. Rotstop®). W literaturze europejskiej coraz mocniej podkreśla się wpływ zmian klimatu na choroby korzeni drzew leśnych. Venäläinen i in. (2020) wykazali, że w Finlandii skracanie się okresu zimowego sprzyja infekcjom pniaków na powierzchniach po zrębach, natomiast Shen i in. (2024) prognozują przesunięcia zasięgów gatunków z rodzaju *Heterobasidion* – ekspansję *H. abietinum* w południowej Europie oraz wzrost znaczenia *H. annosum* s.str. i *H. parviporum* w regionach północnych. W Polsce podobne wnioski przedstawili Grodzki i Łakomy (2021), wskazując na wydłużony okres infekcyjny i zwiększoną presję zarodnikowania. W kontekście zmian klimatycznych istotne staje się również monitorowanie potencjalnej ekspansji gatunku inwazyjnego *H. irregulare*, którego zdolność do hybrydyzacji z *H. annosum* s.str. może w przyszłości wpływać na dynamikę chorób korzeni w Europie (Garbelotto i Gonthier, 2013; Garbelotto i in., 2022). Dopełnieniem są wyniki monografii *Wpływ zmian klimatu na środowisko leśne* (Skrzecz i Sikora, 2023), w której podkreślono, że patogeny glebowe i korzeni stanowią szczególne zagrożenie w warunkach nasilających się susz, skracania zim i częstszych zjawisk ekstremalnych, a także że ochrona biologiczna może być kluczowym narzędziem w przyszłości.

Ważnym polskim studium przypadku są badania Szewczyka (2021) w drzewostanach pohuraganowych Nadleśnictwa Gniezno. Autor wykazał, że huragan z 2017 r. spowodował powstanie dużej ilości martwego drewna, a jego usuwanie powodowało obniżenie różnorodności grzybów saprotroficznych. Stwierdzono obecność *H. annosum*, co wskazuje, że zaburzenia abiotyczne wywołane zmianami klimatycznymi tworzą dogodne warunki infekcji korzeni.

WNIOSKI

1. Zmiany klimatyczne znacząco zwiększają presję infekcyjną *Heterobasidion* spp. – łagodniejsze zimy, wydłużony sezon wegetacyjny i częstsze zjawiska ekstremalne sprzyjają całorocznej aktywności grzybni oraz wydłużają okres zarodnikowania.
2. Temperatura i wilgotność są kluczowymi czynnikami determinującymi biologię patogena. Optymalne warunki dla wzrostu grzybni i kiełkowania zarodników coraz częściej występują w okresach dawniej uznawanych za „bezpieczne”, co wymusza rewizję zaleceń hodowlano-ochronnych.
3. Gospodarka leśna w Polsce i Europie Środkowej wymaga dostosowania do nowych realiów klimatycznych i ekologicznych. Coraz częstsze epizody ekstremalne, takie jak silne wiatry i długotrwałe susze, zwiększają ilość martwego drewna podatnego na infekcje, a jednocześnie zmiany w składzie gatunkowym drzewostanów mogą sprzyjać rozprzestrzenianiu się patogenów atakujących gatunki wrażliwe.
4. Choć preparaty oparte na *Phlebiopsis gigantea* od lat stanowią standard biologicznej ochrony lasu, obecne wyzwania wymagają rozszerzenia palety środków biologicznych i opracowania zintegrowanych strategii profilaktycznych, obejmujących m.in. mikrobiom glebowy, odporność drzew i zarządzanie siedliskiem.
5. Przyszłość ochrony zagrożonych drzewostanów przed hubą korzeni wymaga podejścia zintegrowanego, łączącego działania biologiczne, hodowlane i diagnostyczne. Obejmuje to profilaktyczne stosowanie biopreparatów (np. *Phlebiopsis gigantea*), unikanie warunków sprzyjających infekcji (np. cięcia w okresach niskiej aktywności zarodnikowania), dobór gatunków i proveniencji odporniejszych na porażenie, właściwe zagospodarowanie pozostałości zrębowych oraz wprowadzenie systematycznego monitoringu zasięgów i aktywności *Heterobasidion* spp. w oparciu o dane klimatyczne i modelowanie przestrzenne.

PIŚMIENNICTWO

Asiegbu, F.O., Adomas, A., Stenlid, J. (2005). Conifer root and butt rot caused by *Heterobasidion annosum* (Fr.)

Bref. s.l. Mol. Plant Pathol. 6, 395–409. <https://doi.org/10.1111/j.1364-3703.2005.00295.x>

Boczoń, A., Hilszczańska, D., Wrzosek, M., Szczepkowski, A., Sierota, Z. (2021). Drought in the forest breaks plant–fungi interactions. Eur. J. For. Res., 140(6), 1301–1321. <https://doi.org/10.1007/s10342-021-01409-5>

Brandtberg, P.O., Johansson, M., Seeger, P. (1996). Effects of season and urea treatment on infection of stumps of *Picea abies* by *Heterobasidion annosum* in stands on former arable land. Scand. J. For. Res., 11(3), 261–268. <https://doi.org/10.1080/02827589609382935>

Chojnacka-Ożga, L., Ożga, W. (2018). Warunki meteorologiczne powstania szkód wiatrowych w dniach 11–12 sierpnia 2017 roku w lasach środkowo-zachodniej Polski. Sylwan, 162(03), 200–208.

Courty, P.-E., Pritsch, K., Schloter, M., Hartmann, A., Garbaye, J. (2005). Activity profiling of ectomycorrhiza communities in two forest soils using multiple enzymatic tests. New Phytol. 167(1), 309–319. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2005.01401.x>

Dai, Y.C., Vainio, E.J., Hantula, J., Niemelä, T., Korhonen, K. (2003). Investigations on *Heterobasidion annosum* s. lat. in central and eastern Asia with the aid of mating tests and DNA fingerprinting. For. Pathol., 33(4), 269–286. <https://doi.org/10.1046/j.1439-0329.2003.00328.x>

Dai, Y.C., Yuan, H.S., Wei, Y.L., Korhonen, K. (2006). New records of *Heterobasidion parviporum* in China. For. Pathol., 36(4), 287–293. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0329.2006.00458.x>

Damszel, M., Szmidla, H., Sierota, Z. (2021). Disease prevention instead of fungicides – an emerging reality in forest protection. Sylwan, 165(11), 881–889. <https://doi.org/10.26202/sylvan.2021081>

Dályá, L.B., Dvořák, M., Sedlák, P. (2022). Volumetric spore traps are a viable alternative tool for estimating *Heterobasidion* infection risk. Forests, 13(12), 2146. <https://doi.org/10.3390/f13122146>

Desprez-Loustau, M.L., Marçais, B., Nageleisen, L.M., Piou, D., Vannini, A. (2006). Interactive effects of drought and pathogens in forest trees. Ann. For. Sci., 63(6), 597–612. <https://doi.org/10.1051/forest:2006040>

Driver, C.H., Ginns, J.H. (1969). Ecology of slash pine stumps: Fungal colonisation and infection by *Fomes annosus*. For. Sci., 15(1), 2–10. <https://doi.org/10.1093/forestscience/15.1.2>

Egerton-Warburton, L.M., Querejeta, J.I., Allen, M.F. (2007). Common mycorrhizal networks provide a potential pathway for the transfer of hydraulically lifted water between plants. J. Exp. Bot. 58(6), 1473–1483. <https://doi.org/10.1093/jxb/erm009>

- Garbelotto, M., Gonthier, P. (2013). Biology, epidemiology, and control of *Heterobasidion* species worldwide. Annu. Rev. Phytopathol., 51(1), 39–59. <https://doi.org/10.1146/annurev-phyto-082712-102225>
- Garbelotto, M., Lione, G., Martiniuc, A.V., Gonthier, P. (2022). The alien invasive forest pathogen *Heterobasidion irregulare* is replacing the native *Heterobasidion annosum*. Biol. Invasions, 24(8), 2335–2349. <https://doi.org/10.1007/s10530-022-02775-w>
- Gonthier, P., Garbelotto, M., Nicolotti, G. (2005). Seasonal patterns of spore deposition of *Heterobasidion* species in four forests of the western Alps. Phytopathology, 95(7), 759–767. <https://doi.org/10.1094/PHTO-95-0759>
- Gonthier, P. (2010). Controlling root and butt rot diseases in Alpine European forests. In: A. Arya, A.E. Perelló (eds.), Management of fungal plant pathogens (pp. 345–361). Wallingford: CAB International. <https://doi.org/10.1079/9781845936037.034>
- Greig, B.J.W. (1998). Field recognition and diagnosis of *Heterobasidion annosum*. In: S. Woodward, J. Stenlid, R. Karjalainen, A. Hüttermann (eds.), *Heterobasidion annosum: Biology, ecology, impact and control* (pp. 35–41). Wallingford: CAB International.
- Grodzki, W., Łakomy, P. (2021). Nowe wyzwania dla ochrony lasu w warunkach globalnych zmian w środowisku. W: Referaty z sesji naukowej: „Sylwan – dwa wieki historii leśnego czasopisma naukowego” oraz „Wyzwania dla gospodarki leśnej w warunkach globalnych zmian w środowisku” (s. 1–41). Katowice: Polskie Towarzystwo Leśne.
- Instrukcja Ochrony Lasu. (2024). Warszawa: Centrum Informacyjne Lasów Państwowych.
- Hilszczańska, D., Małecka, M., Sierota, Z. (2008). Changes in nitrogen level and mycorrhizal structure of Scots pine seedlings inoculated with *Thelephora terrestris*. Ann. For. Sci. 65(4), 409. <https://doi.org/10.1051/forest:2008020>
- Kärhä, K., Koivusalo, V., Palander, T., Ronkanen, M. (2018). Treatment of *Picea abies* and *Pinus sylvestris* stumps with urea and *Phlebiopsis gigantea* for control of *Heterobasidion*. Forests, 9(3), 139. <https://doi.org/10.3390/f9030139>
- Karlsson, M., Olson, A., Stenlid, J. (2003). Expressed sequences from the basidiomycetous tree pathogen *Heterobasidion annosum* during early infection of Scots pine. Fungal Genet. Biol., 39, 51–59. [https://doi.org/10.1016/s1087-1845\(02\)00586-8](https://doi.org/10.1016/s1087-1845(02)00586-8)
- Korhonen, K., Stenlid, J. (1998). Biology of *Heterobasidion annosum*. In: S. Woodward, J. Stenlid, R. Karjalainen, A. Hüttermann (eds.), *Heterobasidion annosum: Biology, ecology, impact and control* (pp. 43–71). Wallingford: CAB International.
- Kovalchuk, A., Wen, Z., Sun, H., Asiegbu, F.O. (2022). *Heterobasidion annosum* s.l.: biology, genomics, and pathogenicity factors. In: F.O. Asiegbu, A. Kovalchuk (eds.), *Forest microbiology. Forest tree health* (pp. 345–359). London: Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-323-85042-1.00042-2>
- Krawczyk, R., Kowalczyk, S., Ksepko, M., Sierota, Z. (2021). Las na gruncie porolnym – oczekiwania i rzeczywistość. LPB, 82(2), 75–86. <https://doi.org/10.48538/lpb-2021-0009>
- Lione, G., Silbauma, L., Kļaviņa, D., Canna, S., Kenigsvalde, K., Jansons, J., Gaitnieks, T., Gonthier, P. (2025). Effects of seasonality and climate on the sporulation of single *Heterobasidion annosum* sensu stricto and *H. parviporum* fruiting bodies in Norway spruce stands of Latvia. Forest. Int. J. Forest Res., 98(5), 766–775. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpaf013>
- Lum, M.R., Hirsch, A.M. (2002). Roots and their symbiotic microbes: strategies to obtain nitrogen and phosphorus in a nutrient-limiting environment. J. Plant Growth Regul. 21(4), 368–382. <https://doi.org/10.1007/s00344-003-0003-1>
- Łakomy, P., Kwaśna, H., Cieślak, R., Molińska-Glura, M., Dalke-Świdarska, M. (2012). Zróżnicowanie genetyczne populacji *Heterobasidion annosum* sensu stricto i *Heterobasidion parviporum* w wybranych drzewostanach sosnowych i świerkowych w Polsce. Sylwan, 156(4), 257–267.
- Małecka, M., Żółciak, A., Sikora, K., Sierota, Z. (2012). Ocena występowania grzybni i owocników *Phlebiopsis gigantea* (Fr.: Fr.) Jülich w pniakach sosnowych po wykonaniu zabiegu ochronnego przed hubą korzeni. LPB, 73(2), 127–136. <https://doi.org/10.2478/v10111-012-0012-6>
- Mazurek, J., Nowik, K. (2018). Profilaktyka chorób drzew miejskich. Zalecenia bio-asekuracji. Wrocław: Fundacja EkoRozwoju.
- Mielcarska, K., Szymanowski, M. (2021). Kondycja drzewostanów w Polsce – uwarunkowania i metody badań. Pr. Stud. Geogr., 66(2), 83–118. <https://doi.org/10.48128/pisg/2021-66.2-06>
- Möykkynen, T., Pukkala, T. (2011). Effect of planting Scots pine around Norway spruce stumps on the spread of *Heterobasidion* coll. For. Pathol., 41(3), 212–220. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0329.2010.00673.x>
- Möykkynen, T., von Weissenberg, K., Pappinen, A. (1997). Estimation of dispersal gradients of S- and P-type basidiospores of *Heterobasidion annosum*. Eur. J. For. Pathol.

- 27(5), 291–300. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0329.1997.tb01083.x>
- Niemelä, T., Korhonen, K. (1998). Taxonomy of the genus *Heterobasidion*. In: S. Woodward, J. Stenlid, R. Karjalainen, A. Hüttermann (eds.), *Heterobasidion annosum: Biology, ecology, impact and control* (pp. 27–33). Wallingford: CAB International.
- Otrosina, W.J., Garbelotto, M. (2010). *Heterobasidion occidentale* sp. nov. and *Heterobasidion irregulare* nom. nov.: A disposition of North American *Heterobasidion* biological species. Fungal Biol., 114(1), 16–25. <https://doi.org/10.1016/j.mycres.2009.09.001>
- Peay, K.G., Russo, S.E., McGuire, K.L., Lim, Z., Chan, J.P., Tan, S., Davies, S.J. (2015). Lack of host specificity leads to independent assortment of dipterocarps and ectomycorrhizal fungi across a soil fertility gradient. Ecol. Lett. 18(8), 807–816. <https://doi.org/10.1111/ele.12459>
- Pratt, J.E., Niemi, M., Sierota, Z.H. (2000). Comparison of three products based on *Phlebiopsis gigantea* for the control of *Heterobasidion annosum* in Europe. Biocontrol Sci. Technol., 10(4), 467–477. <https://doi.org/10.1080/09583150050115052>
- Prospero, S., Botella, L., Santini, A., Robin, C. (2021). Biological control of emerging forest diseases: How can we move from dreams to reality?. For. Ecol. Manage. 496, 119377. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119377>
- Rishbeth, J. (1950). Observations on the biology of *Fomes annosus*, with particular reference to East Anglian pine plantations: I. The outbreaks of disease and ecological status of the fungus. Ann. Bot., 14(55), 365–383.
- Rishbeth, J. (1951). Observations on the biology of *Fomes annosus*, with particular reference to East Anglian pine plantations: II. Spore production, stump infection, and saprophytic activity in stumps. Ann. Bot., 15(1), 1–22. <https://doi.org/10.1093/oxfordjournals.aob.a083264>
- Rishbeth, J. (1951). Observations on the biology of *Fomes annosus*, with particular reference to East Anglian pine plantations: III. Natural and experimental infection of pines, and some factors affecting severity of the disease. Ann. Bot., 15(2), 221–246.
- Rishbeth, J. (1978). Effect of soil temperature and atmosphere on growth of *Armillaria* rhizomorphs. Trans. Br. Mycol. Soc., 70(2), 213–220. [https://doi.org/10.1016/S0007-1536\(78\)80033-3](https://doi.org/10.1016/S0007-1536(78)80033-3)
- Rodriguez, R.J., White, J.F., Arnold, A.E., Redman, R.S. (2009). Fungal endophytes: diversity and functional roles. New Phytol. 182(2), 314–330. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2009.02773.x>
- Ross, E.W. (1973). *Fomes annosus* in the Southeastern United States: Relation of environmental and biotic factors to stump colonisation and losses in the residual stand. USDA, Forest Serv. Tech. Bull., 1459.
- Ryvarden, L., Gilbertson, R.L. (1993). European polypores. Part 1: Abortiporus–Lindtneria. Fungiflora. Oslo: Lubrecht & Cramer.
- Shen, S., Zhang, X., Jian, S. (2024). The distributional range changes of European *Heterobasidion* under future climate change. Forests, 15(11), 1863. <https://doi.org/10.3390/f15111863>
- Sierota, Z. (1984). Ocena przeżywalności grzyba *Phlebia gigantea* (Fr.) Donk w drzewostanach sosnowych po zabiegu biologicznej ochrony pniaków przed hubą korzeni. Sylwan, 128(09), 29–40.
- Sierota, Z. (1987). Czynniki sprzyjające występowaniu huby korzeni w drzewostanach sosnowych na gruntach porolnych. Sylwan, 131(11/12), 69–82.
- Sierota, Z. (1995). Rola grzyba *Phlebiopsis gigantea* (Fr.:Fr.) Jülich w ograniczaniu huby korzeni w drzewostanach sosny zwyczajnej (*Pinus sylvestris* L.) na gruntach porolnych. Warszawa: Prace IBL, 810.
- Sierota, Z. (1996). Zagrożenie drzewostanów na gruntach porolnych przez patogeny grzybowe. Sylwan, 140(12), 5–15.
- Sierota, Z. (1998). Wpływ grzyba *Phlebiopsis gigantea* [Fr.:Fr.] Jülich na rozkład zabarwianego drewna pniaków sosny zwyczajnej. Sylwan, 142(3), 79–84.
- Sierota, Z. (2001). Efficiency of *Phlebiopsis gigantea* in PgIBL preparation to control the root rot disease in threatened Scots pine stands in the last decade of 2000. Bull. Pol. Acad. Sci. Biol. Sci. 49(3), 197–202.
- Sierota, Z., Małecka, M. (2003). Ocena zmian w drzewostanie sosnowym na gruncie porolnym po 30 latach od wykonania pierwszych cięć pielęgnacyjnych bez zabiegu ochronnego przeciw hubie korzeni. Sylwan, 147(12), 19–26. <https://doi.org/10.26202/sylwan.2003242>
- Sierota, Z. (2013). *Heterobasidion* root rot in forests on former agricultural lands in Poland: Scale of threat and prevention. SRE, 8(47), 2298–2305. <https://doi.org/10.5897/SRE2013.5724>
- Sierota, Z., Grodzki, W., Szczepkowski, A. (2019). Abiotic and biotic disturbances in stand health in Poland over the past 30 years: impacts of climatic conditions and forest management. Forests 10(1), 75. <https://doi.org/10.3390/f10010075>
- Skrzecz, I., Sikora, K. (red.). (2023). Wpływ zmian klimatu na środowisko leśne. Sękocin Stary: Instytut Badawczy Leśnictwa.
- Sosnowska, D., Pruszyński, S. (2015). Od DDT do integrowanej ochrony roślin – znacząca rola Sesji Naukowych Instytutu Ochrony Roślin. Progr. Plant Prot., 55(4), 417–422. <https://doi.org/10.14199/ppp-2015-070>

- Stanosz, G.R., Smith, D.R., Juzwik, J. (2016). Seasonal availability of inoculum of the *Heterobasidion* root disease pathogen in central Wisconsin. Can. J. For. Res., 46(8), 1076–1080. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2016-0136>
- Stenlid, J., Redfern, D.B. (1998). Spread within the tree and stand. In: S. Woodward, J. Stenlid, R. Karjalainen, A. Hüttermann (eds.), *Heterobasidion annosum*: Biology, ecology, impact and control (pp. 125–141). Wallingford: CAB International.
- Szczepkowski, A., Kowalczyk, W., Sikora, K., Damszel, M., Sierota, Z. (2022). Fungi occurring in Norway spruce wood decayed by *Heterobasidion parviporum* in Puszcza Borecka stands (northeastern Poland). Forests, 13(2), 229. <https://doi.org/10.3390/f13020229>
- Szewczyk, W. (2021). Grzyby nadrewnowe w drzewostanach pohuraganowych. Acta Sci. Pol. Silv. Colendar. Ratio Ind. Lignar., 20(4), 65–76. <http://dx.doi.org/10.17306/J.AFW.2021.4.22>
- Thor, M., Möykkynen, T., Pratt, J.E., Pukkala, T., Rönnerberg, J., Shaw, I.G., Stenlid, J., Ståhl, G., Woodward, S. (2005). Modeling infection and spread of *Heterobasidion annosum* in coniferous forests in Europe. In: Proceedings of the 13th International Conference on Root and Butt Rot of Forest Trees (pp. 105–111). USDA Forest Service, General Technical Report PNW-656.
- Venäläinen, A., Lehtonen, I., Laapas, M., Ruosteenoja, K., Tikkanen, O.P., Viiri, H., Ikonen, V.P., Peltola, H. (2020). Climate change induces multiple risks to boreal forests and forestry in Finland: A literature review. Global Change Biol., 26(8), 4178–4196. <https://doi.org/10.1111/gcb.15183>
- Wang, L.Y. (2012). Impact of *Heterobasidion* spp. root rot in conifer trees and assessment of stump treatment: With emphasis on *Picea abies*, *Pinus sylvestris* and *Larix × eurolepis* [Doctoral dissertation, Swedish University of Agricultural Sciences]. SLU Epsilon. Pobrano 12.12.2025 roku z: <https://pub.epsilon.slu.se/9387/>
- Wieder, W.R., Cleveland, C.C., Townsend, A.R. (2009). Controls over leaf litter decomposition in wet tropical forests. Ecology 90(12), 3333–3341. <https://doi.org/10.1890/08-2294.1>
- Woodward, S., Stenlid, J., Karjalainen, R., & Hüttermann, A. (1998). *Heterobasidion annosum*: Biology, ecology, impact and control. Wallingford: CAB International.
- Yakovlev, I.A., Hietala, A.M., Steffenrem, A., Solheim, H., Fossdal, C.G. (2008). Identification and analysis of differentially expressed *Heterobasidion parviporum* genes during natural colonization of Norway spruce stems. Fungal Genet. Biol., 45(4), 498–513. <https://doi.org/10.1016/j.fgb.2007.10.011>
- Zasady hodowli lasu. (2023). Warszawa: Centrum Informacyjne Lasów Państwowych.
- Żółciak, A., Sikora, K., Wrzosek, M., Damszel, M., Sierota, Z. (2020). Why does *Phlebiopsis gigantea* not always inhibit root and butt rot in conifers?. Forests, 11(2), 129.

IMPACT OF CLIMATE CHANGE ON THE BIOLOGY, EPIDEMIOLOGY AND CONTROL STRATEGIES AGAINST *HETEROBASIDION* SPP. IN POLISH FORESTS – A REVIEW

ABSTRACT

Root rot caused by *Heterobasidion* spp. is one of the most destructive diseases affecting temperate forest trees, resulting in substantial economic and environmental losses. This review synthesizes current knowledge on the effects of climate change on the biology, epidemiology, and management of this pathogen under Polish conditions. Key climatic drivers – rising mean temperatures, milder winters, prolonged droughts, and more frequent windthrows – extend the period of pathogen activity and increase the risk of stump and root infections. The paper discusses the seasonality of sporulation, root-to-root transmission, and environmental factors shaping the spatial dynamics of disease outbreaks. It further analyzes how temperature and precipitation anomalies weaken host physiology, enhancing susceptibility to infection. Optimal conditions for sporulation, mycelial growth, and fruiting are summarized, highlighting the projected shifts in infection risk under a warming climate. The review emphasizes the need to improve preventive biological control methods, particularly the widespread use of *Phlebiopsis gigantea*-based treatments, which are now the primary and recommended means of preventing stump infections by *Heterobasidion annosum* s.l. Finally, it advocates for integrated silvicultural and protection strategies – guided by climate projections and regional pathogen pressure scenarios – aimed at increasing forest resilience through species diversification, stand reconstruction, and adaptive management. The paper provides a scientific basis for developing adaptive forest management strategies in response to intensifying climatic and epidemiological threats from *Heterobasidion* spp.

Keywords: *Heterobasidion* spp., climate change, root pathogens, stumps, forests, biological control, forest protection, fungal diseases