

JAN SÓS 

* Autor korespondencyjny /corresponding author: e-mail: jan.sos@up.poznan.pl

Katedra Hodowli Lasu, Wydział Leśny i Technologii Drewna, Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu,
Wojska Polskiego 71a, 60-637 Poznań, Polska

Department of Silviculture, Faculty of Forestry and Wood Technology, University of Life Sciences in Poznań,
Wojska Polskiego 71a, 60-637 Poznań, Poland

Jałowiec pospolity (*Juniperus communis* L.): światłoządny gatunek w cieniu zainteresowania

Common Juniper (*Juniperus communis* L.): A Light-Demanding Species Left in the Shadows

DOI: <https://doi.org/10.12775/KOSMOS.2025.008>

Abstrakt

Zmiany klimatyczne spowodowane zwiększoną emisją antropogenicznego CO₂ wywierają ogromny wpływ na ekosystemy ziemskie. Drzewa, ze względu na długowieczność, są szczególnie podatne na niekorzystne oddziaływanie szybko postępujących zmian. Z drugiej strony, zwraca się uwagę na potencjał mitygujący lasów, związany m.in. z wysoką bioróżnorodnością. Szczególnie ciekawym gatunkiem w kontekście zmian klimatycznych jest jałowiec pospolity (*Juniperus communis* L.), który choć nie jest gatunkiem lasotwórczym, pełni ważne funkcje ekosystemowe. W ostatnich latach obserwuje się zanikanie jałowca w niektórych częściach Europy, co budzi niepokój o jego długoterminowe przetrwanie, pomimo nadal dobrej kondycji genetycznej. Zwraca się uwagę na pozaprodukcyjną rolę jałowca i jego potencjał wzmacniania ekosystemów leśnych. Szczególną rolę gatunek może odgrywać na obszarach o niewielkiej zasobności, gdzie złożoność strukturalna jak i gatunkowa jest niewielka, co może zwiększać podatność na negatywne efekty zmian klimatycznych. Należy rozważyć praktyczne wykorzystanie jałowca jako gatunku wspomagającego stabilność i odporność ekosystemów.

Słowa kluczowe: jałowiec pospolity, dwupienność, zmiany klimatu, bioróżnorodność

Abstract

Climate change, driven by anthropogenic CO₂ emissions, has a profound effect on terrestrial ecosystems. Due to their longevity, trees are particularly susceptible to the detrimental effects of rapidly progressing environmental shifts. Forests are recognized for their potential to mitigate climate change, partly because of their high biodiversity. In this context, the common juniper (*Juniperus communis* L.) is a particularly interesting species. Although it is not a major forest-forming tree, it performs important ecosystem functions. In recent years, its decline in some parts of Europe has raised concerns about its long-term survival, despite its generally good genetic health. There is a focus on the non-productive role of juniper and its potential to strengthen forest ecosystems. It could be particularly beneficial in nutrient-poor habitats with low structural and species diversity – areas that are more vulnerable to climate change. Given these characteristics, juniper should be considered a valuable species for supporting ecosystem stability and resilience in the face of changing environmental conditions.

Keywords: common juniper, dioecy, climate change, biodiversity

WPROWADZENIE

W ostatnich latach mamy do czynienia z szybkim wzrostem temperatury powierzchni Ziemi – według AR6 Synthesis Report (IPCC, 2023) od połowy XIX wieku do drugiej dekady XXI wieku globalna temperatura powierzchni naszej planety wzrosła o 1,1°C. Tak gwałtowne zmiany spowodowane są rosnącą emisją dwutlenku węgla pochodzenia antropogenicznego, a konsekwencje z nich wynikające wpływają na ekosystemy na wielu poziomach. Koncentracja atmosferycznego CO₂ w roku 2019 była wyższa niż kiedykolwiek od 2 milionów lat (IPCC, 2023). Niekorzystny wpływ spalania paliw kopalnych na przyrodę, zapoczątkowany wraz z rewolucją przemysłową, został spotęgowany poprzez fragmentaryzację i degradację siedlisk, wylesianie czy zmiany w użytkowaniu gruntów (Alves de Oliveira i in., 2021; IPCC, 2000; Opdam i Wascher, 2004). Intensywność zachodzących zmian jest niepokojąca, ponieważ idące za tym skutki środowiskowe i społeczne mogą być bardzo trudne, lub nawet niemożliwe do przewidzenia w pełnej ich skali. Stoimy więc przed bardzo trudnym wyzwaniem, z jednej strony rozważając elementy przyrody najbardziej wymagające ochrony, a z drugiej strony rozpatrując najlepsze narzędzia zapewniające najskuteczniejszą ochronę tych elementów.

Zgodnie z AR6 Synthesis Report (IPCC, 2023) ekosystemy leśne mogą znacząco wspo-

móc redukcję udziału antropogenicznego dwutlenku węgla w atmosferze. Zalesienia, choć pożądane, mogą jednak w skali globalnej nie przynieść oczekiwanego skutku (Büntgen i in., 2019), a nawet nieść negatywne skutki socjo-ekonomiczne (bezpieczeństwo żywnościowe, źródło utrzymania lokalnej ludności, prawa rdzennych mieszkańców itd.) i środowiskowe (zaburzenie warunków wodnych, spadek bioróżnorodności; Hasegawa i in., 2024; IPCC, 2023). To pokazuje, że nie ma prostych schematów, którymi należy podążać, a decyzje konserwatorskie powinny być bardzo dobrze przemyślane. W kontekście strategii mitygacyjnych opartych o wykorzystanie ekosystemów leśnych, nie można pomijać faktu, że istnieją gatunki roślin drzewiastych, które nie są lasotwórcze, ale pełnią w lesie i poza nim inne ważne funkcje ekosystemowe i mogą wspomóc proces łagodzenia negatywnych skutków zmian klimatu. Takim gatunkiem jest niewątpliwie jałowiec pospolity (*Juniperus communis* L.), który ze względu na swoisty zestaw cech historii życia (tj. długowieczność, dwupienność, wiatropylność, zoochoryczność i pionierski charakter) znajduje się obecnie pod silną presją zmian klimatycznych.

EKOSYSTEMY LEŚNE W OBLICZU ZMIAN KLIMATU

Dominuje przekonanie, że drzewa leśne są szczególnie podatne na zmiany klimatu, głów-

nie ze względu na długi cykl życiowy, który ogranicza tempo ewolucji adaptacyjnej, a zatem możliwość odpowiedzi na szybko zmieniające się warunki środowiskowe w wyniku działania doboru naturalnego (Fréjaville i in., 2020; Lindner i in., 2010). W dyskusji nad przyszłością gatunków drzewiastych pojawiają się ostatnio opinie, które wskazują na mechanizmy ewolucyjne i specyficzne cechy biologiczne drzew, które nie wykluczają ich wysokiego potencjału adaptacyjnego nawet w krótkiej perspektywie zachodzących zmian środowiskowych (Kremer i in., 2025). Drzewa znajdują się w centrum rozważań nad strategiami mitygacyjnymi nie bez powodu. Zdolność ekosystemów leśnych do pochłaniania dwutlenku węgla jest szacowana na niemal połowę rocznej emisji antropogenicznego CO₂ (aCO₂) (Pan i in., 2024). Co warto podkreślić, magazynowanie CO₂ następuje nie tylko w tkankach roślinnych, ale również w glebie (Chen i in., 2021). Część strategii mitygacyjnych opiera się na zalesianiu terenów, pokładając nadzieję w ogromnym potencjale sekwestracji ekosystemów leśnych (Dumroese i in., 2022; Locatelli i in., 2015). Należy jednak uwzględnić złożoną reakcję procesów fizjologicznych, w tym fotosyntezy i oddychania, na wzrost temperatury. Efekty te mogą być zarówno pozytywne (tzw. efekt użyźniający wzrostu CO₂; Keenan i in., 2023), jak i negatywne, ponieważ spadek efektywności asymilacji CO₂ następuje po przekroczeniu temperaturowego optimum fotosyntezy (Dusenge i in., 2019). Może to w niektórych przypadkach obniżać zdolność ekosystemów leśnych do pochłaniania CO₂, kształtując wzorzec zróżnicowania przestrzennego oraz czasowego. Ponadto, zwraca się uwagę, że w wyniku ekstremalnych zdarzeń klimatycznych, lasy zamiast pochłaniać dwutlenek węgla mogą stać się jego źródłem na skutek zwiększonej śmiertelności drzew (Peng i in., 2011; Senf i in., 2021). Z taką właśnie sytuacją mieliśmy na przykład do czynienia po wielkoobszarowych pożarach w Australii w sezonie letnim 2019–2020 (van der Velde i in., 2021).

Pomijając ograniczenia związane z powierzchnią obszarów, które mogłyby zostać zalesione, wyzwaniem staje się również zachowanie

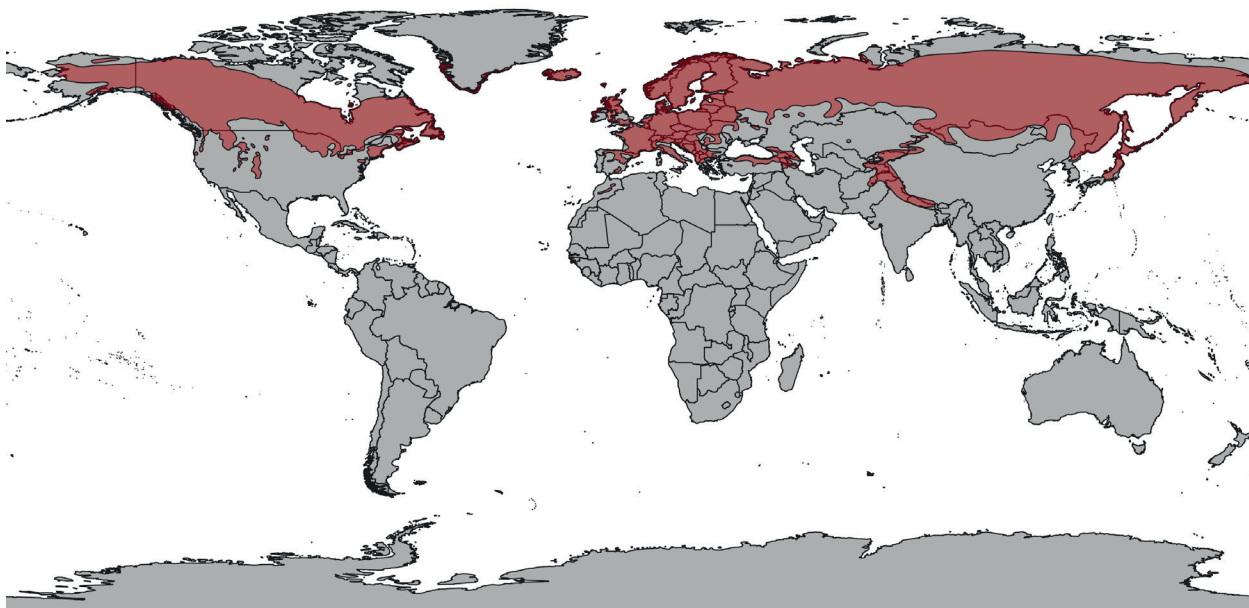
wysokiej różnorodności biologicznej oraz właściwe strategie zarządzania (Chen i in., 2018; Tong i in., 2020). Bioróżnorodność, rozumiana jako różnorodność życia na wszystkich jego poziomach – od genów po ekosystemy – może zwiększać potencjał mitygacyjny obszarów leśnych, z jednej strony podnosząc odporność tych obszarów na negatywne działanie zmian klimatycznych, a z drugiej strony pozytywnie wpływając na ich funkcjonowanie zapewniające trwałość (Hisano i in., 2018). Nie należy bioróżnorodności utożsamiać wyłącznie z bogactwem gatunkowym, a prosta analiza zmian tego bogactwa w czasie, w kontekście oddziaływania globalnego ocieplenia, może skutkować błędnymi wnioskami – np. kompozycja gatunkowa może ulec istotnym zmianom, ale wskaźnik bogactwa tego nie wykaże na skutek pojawienia się nowych gatunków w miejscu tych, które ustąpiły (Hillebrand i in., 2018). Mamy zatem do czynienia z paradoksem, ponieważ różnorodność biologiczna mająca ogromne znaczenie w skutecznym łagodzeniu negatywnych efektów zmian klimatycznych jest jednocześnie w poważnym kryzysie z powodu zachodzących zmian klimatycznych (Hisano i in., 2018). Negatywny efekt zmian środowiskowych na bioróżnorodność nie przejawia się wyłącznie w utracie optimum klimatycznego przez gatunki rodzime, ale również poprzez stworzenie warunków sprzyjających gatunkom inwazyjnym (Bellard i in., 2013; Kijowska-Oberc i in., 2020).

Bezsprzecznie, utrzymanie wysokiego poziomu różnorodności biologicznej ekosystemów leśnych nie powinno ograniczać się wyłącznie do typowo leśnych gatunków drzew. Są nimi niektóre gatunki krzewów, których wysoki potencjał akumulacji CO₂ wynika z długowieczności, a nie z udziału w lasach czy zdolności produkcji biomasy, jak w przypadku drzew leśnych (Carrer i in., 2025). Takim przykładem jest jałowiec pospolity. Niestety, od kilkudziesięciu lat, w różnych częściach zasięgu, obserwowane jest powolne wycofywanie się jałowca i spadek liczebności populacji (Boratyński i Boratyńska, 2024). Specyficzne wymagania ekologiczne, strategia reprodukcyjna i tło genetyczne jałowca mogą mieć istotne znaczenie dla

adaptacji tego gatunku do zachodzących zmian środowiskowych determinując jego przyszłe występowanie i znaczenie w przyrodzie.

Jałowiec pospolity to zimozielony gatunek iglasty, należący do rodziny Cyprysowatych (*Cupressaceae*), którego naturalny zasięg jest jednym z największych wśród roślin nagozłazkowych (Ryc. 1.). Cyrkumborealny zasięg jałowca obejmuje Europę, Azję, Amerykę Północną oraz częściowo północ Afryki (Thomas

i in., 2007). Na północnych krańcach zasięg jest ciągły i obejmuje obszary lasów borealnych, podczas gdy w części południowej, ograniczony jest do obszarów górskich, a więc przejawia wyspowy charakter (Garcia i in., 2000). Tak rozległy obszar występowania wiąże się z wyodrębnieniem szeregu podgatunków i odmian, rozróżnianych głównie na podstawie cech anatomicznych i morfologicznych, choć zwraca się też uwagę na różnice biochemiczne i genetycz-



Ryc. 1. Naturalny zasięg jałowca pospolitego

(Opracowano na podstawie Caudullo i in. 2017, artykuł w otwartym dostępie, na licencji CC BY 4.0).

ne (Boratyński i Boratyńska, 2024; Radoukova i in., 2024). Jałowiec w warunkach północnej i środkowej Europy jest spotykany w lasach borowych raczej przejściowo i wraz z postępem sukcesji i ocienianiem się najniższych warstw stopniowo zamiera (Boratyński i Boratyńska, 2024). Może też występować w lukach drzewostanu lub na jego obrzeżach, gdzie dostępność światła jest większa. Pomimo pionierskiego charakteru gatunku i związanych z tym niewielkich wymagań ekologicznych, populacje w niektórych rejonach Europy zamierają, co pogłębia fragmentację zasięgu, tym samym izolację populacji i może upośledzać przebieg procesów mikroewolucyjnych kształtujących zmienność genetyczną warunkującą potencjał adaptacyjny

(Gruwez i in., 2012; Reim i in., 2016; Thomas i in., 2007; Verheyen i in., 2009). Według Międzynarodowej Unii Ochrony Przyrody (IUCN – International Union for Conservation of Nature) obecnie jałowiec posiada status gatunku najmniejszej troski (IUCN, 2025).

JAŁOWIEC POSPOLITY – DWUPIENNOŚĆ POD PRESJĄ KLIMATYCZNĄ

Badania wskazały wiele różnych czynników prowadzących do lokalnego zamierania jałowca pospolitego (m. in. fragmentacja i zanik siedlisk, wysoki udział nasion pustych, niska efektywność kiełkowania, brak odnowienia czy desynchronizacja faz fenologicznych), co świad-

czy o złożoności mechanizmu, charakteryzującego się przy tym geograficzną zmiennością. Niewątpliwie, ryzyko wymierania wiąże się z dwupiennością jałowca (Heilbuth i in., 2001). Dwupienność, system kojarzenia, w którym organy reprodukcyjne są rozdzielone na osobniki męskie i żeńskie występuje u 6% gatunków roślin, ale wyewoluowała wielokrotnie w różnych grupach filogenetycznych (Renner, 2014). Dwupienność można uznać za ewolucyjny mechanizm zapobiegania samozapłodnieniu, które jest niekorzystne z punktu widzenia zmienności genetycznej, ale w sytuacji braku partnerów do rozmnażania, daje pewność reprodukcji (Charlesworth, 1999; Tsuchimatsu i Fujii, 2022). W niewielkich i izolowanych populacjach dwupienność nie zapobiega jednak krzyżowaniu między osobnikami spokrewnionymi, co skutkuje depresją wsobną (inbredową). Zjawisko to jest związane ze wzrostem homozygotyczności, prowadzącej do ujawnienia recesywnych alleli szkodliwych (zgodnie z mechanizmem częściowej dominacji) oraz spadkiem średniego przystosowania populacji w przypadku loci podlegających naddominacji (Teixeira i in., 2009). Charakterystyka architektury genetycznej cech w populacji wraz z selekcją obniżającą częstotliwość alleli niekorzystnych, może wpływać na sposób, w jaki depresja wsobna kształtuje tło genetyczne (Cheptou, 2024). W związku z tym, częstotliwości alleli warunkujących cechy mogą zmieniać się w zależności od rodzaju dominacji, której podlegają. Zgodnie z teorią selekcji oczyszczającej, gatunki obcopolne powinny wykazywać silniejszą depresję wsobną niż gatunki samopolne. Dzieje się tak, ponieważ w populacjach inbredowych selekcja oczyszczająca będzie silniejsza z powodu zwiększonej homozygotyczności, podczas gdy w populacjach outbredowych szkodliwe mutacje mogą być ukryte w stanie heterozygotycznym, nie wywołując znaczących negatywnych efektów dla przystosowania (Husband i Schemske, 1996). Stąd, w przypadku naddominacji może dochodzić do wzrastania depresji wsobnej wraz z rosnącym wskaźnikiem samozapłodnienia populacji. Określenie wpływu wsobności w populacjach naturalnych nie jest proste, ponieważ oprócz

mechanizmów czysto genetycznych czy cech gatunkowych, takich jak np. system kojarzenia, istotne mogą być czynniki środowiskowe, cechy populacyjne, historia demograficzna czy procesy epigenetyczne (Cheptou, 2024; Neaves i in., 2015). Niemniej jednak skupiając się na rozproszonych, izolowanych populacjach, z jakimi mamy do czynienia w przypadku jałowca pospolitego, ryzyko krzyżowania się osobników spokrewnionych może zwiększać prawdopodobieństwo wyginięcia na skutek kumulowania się szkodliwych mutacji. Krzyżowanie krewniacze obniża zmienność w populacji i intensyfikuje dryf genetyczny, który w populacjach o niskiej liczebności może powodować utrwalanie alleli, nawet jeśli są one częściowo szkodliwe (Neaves i in., 2015).

Dwupienność wiąże się często z płciowo zróżnicowanym kosztem inwestycji zasobów w reprodukcję, co zwykle pozwala osobnikom męskim na większą inwestycję w cechy przyrostowe (Iszkuło i in., 2009). Wymagania siedliskowe osobników męskich i żeńskich mogą być odmienne, przez co przedstawiciele jednej z płci mogą być bardziej wrażliwi na konkretny czynnik środowiskowy (Iszkuło i Boratyński, 2011). Odmienne koszty reprodukcyjne między płciami nie muszą wpływać bezpośrednio na śmiertelność osobników, ale mogą oddziaływać na ich dostosowanie i kształtować wzorce reprodukcyjne poprzez kompromis między wzrostem, a rozmnażaniem (Ward, 2007). Może to prowadzić do przestrzennej segregacji płci, w ramach której osobniki żeńskie mogą rekompensować sobie większy wydatek rozrodczy poprzez zajmowanie żyzniejszych mikrosiedlisk, choć efekt ten uzależniony jest od rozpatrywanej skali (Nuñez i in., 2008). Ortiz i in. (2002) analizowali stosunek płci oraz nakład reprodukcyjny jałowca pospolitego (*Juniperus communis* subsp. *alpina*) wzdłuż gradientu wysokościowego w górach Sierra Nevada w Hiszpanii. Wyniki wykazały, że wraz ze wzrostem wysokości stosunek osobników męskich do osobników żeńskich wzrastał, ale różnice w przyroście wegetatywnym (długość pędu) nie były zauważalne, pomimo ewidentnych różnic w wysiłku reprodukcyjnym. Najwyższy sukces reproduk-

cyjny odnotowano na średnich wysokościach, a zmniejszał się on w kierunku górnej, jak i dolnej granicy zasięgu wysokościowego. Wskazuje się, że różnice we wzroście są szczególnie widoczne w młodych populacjach, a w starszych zanikają, co można tłumaczyć mniejszym obciążeniem reprodukcyjnym osobników żeńskich wraz z wiekiem lub wzbogaceniem gleby pod nimi przez obfity opad szyszkogagód i akumulację biomasy (Ward, 2007). Niemniej jednak sugeruje się, że zróżnicowana płciowo alokacja zasobów oraz tolerancja na stresy abiotyczne mogą potęgować niekorzystne oddziaływanie intensywnie zachodzących zmian klimatycznych na kondycję populacji jałowca (Iszkuło i Boratyński, 2011).

CZYNNIKI WPLYWAJĄCE NA SUKCES REPRODUKCYJNY

Kolejnym istotnym aspektem trwałości populacji jałowca jest stabilność procesów reprodukcyjnych warunkujących rekrutację młodych osobników. Pyłek jałowca jest przystosowany do przenoszenia przez wiatr (anemofilia), co teoretycznie umożliwia jego transport na dalekie odległości, o ile nie istnieją żadne bariery geograficzne czy ekologiczne mogące ten dystans ograniczać. Surso (2018) wśród czynników mogących wpływać na sukces zapylenia wymienia m.in.: objętość produkowanego pyłku, okres jego masowej dyspersji, terminy otwierania się zarodni męskich, czy warunki pogodowe podczas uwalniania pyłku. Wskazuje też, że w przypadku jałowca „okno” nasilonego pylenia jest bardzo wąskie i wynosi zaledwie 4–6 dni. Ryzyko braku zapylenia jest dość wysokie w przypadku jednopiennych drzew iglastych i może wynosić nawet do 30%, a dla dwupiennego jałowca może być jeszcze wyższe (Gruwez i in., 2012). Samo przeniesienie pyłku na osobnika żeńskiego nie jest gwarancją sukcesu, ponieważ uszkodzenia pojawiające się na etapie kiełkowania pyłku i rozwoju gametofitu męskiego mogą skutkować niepowodzeniem zapłodnienia i nieprawidłowym ukształtowaniem się nasion (Boratyński i Boratyńska, 2024). Nie bez znaczenia może być też cykl rozwojowy nasion jałowca,

który trwa zwykle dwa lub trzy lata, a którego przebieg jest powiązany z warunkami termicznymi. W wyższych temperaturach cykl ten jest krótszy, co przekładać się może na utrudnioną synchronizację fenologiczną osobników oraz wpływać na żywotność nasion w poszczególnych fazach rozwojowych (Gruwez i in., 2012). Podobny efekt na sukces reprodukcyjny jałowca ma depozycja azotu i być może kwaśnych zanieczyszczeń (np. związków siarki), które mogą zaburzać pozyskiwanie pierwiastków z gleby, uruchamiać pierwiastki toksyczne (np. glin) i niszczyć związki symbiotyczne z grzybami mikoryzowymi (Gruwez i in., 2014; Veldhuis i in., 2025) przyczyniając się do śmiertelności w populacjach. Zmiany klimatyczne i zanieczyszczenia mogą znacząco utrudniać naturalną regenerację jałowca, zwłaszcza w populacjach silnie izolowanych, gdzie dwupienność i długi cykl życiowy stanowią dodatkowe wyzwanie (Vanden-Broeck i in., 2011; Gruwez i in., 2017).

O ile pyłek jałowca jest przystosowany do przenoszenia za pomocą wiatru, o tyle nasiona zamknięte w mięsistej szyszkogagodzie mają za zadanie przyciągnąć uwagę zwierząt – głównie awifauny. W przypadku tego wektora istnieje możliwość nie tylko rozprzestrzeniania się na dalekie odległości, ale również może on ułatwiać kiełkowanie poprzez naruszenie struktur okrywy nasiennej przy przejściu nasion przez układ pokarmowy ptaka (Boratyński i Boratyńska, 2024). Kiełkowanie jest wyższe w miejscach przesiadywania ptaków niż bezpośrednio pod osobnikami jałowca, gdzie nasiona opadły i tkwią nadal w szyszkogagodzie (Thomas i in., 2007). Na jałowcu najchętniej żerują migrujące gatunki z rodzaju *Turdus*, co potencjalnie zapewnia duży zasięg dyspersyjny, choć jest to uzależnione od behawioru, a wiele nasion może spadać bezpośrednio w miejscu żerowania ptaków (Garcia, 2001). Szyszkogagody stanowią również ważną część diety ssaków – nie tylko roślinożernych. W badaniach Herrera (1989) gatunki drapieżne przyczyniały się do rozsiewania nasion z 40% roślin o mięsistych owocach występujących w regionie Śródziemnomorza, w tym kilku gatunków jałowca. Przykładowo, analiza odchodów borsuka europejskiego *Me-*

les meles (L.) we Włoszech wykazała, że w 81% przypadków znaleziono w nich nasiona *Juniperus oxycedrus* subsp. *macrocarpa* (Pigozzi, 1991). Z kolei opadłe szyszkojagody stanowią pożywienie dla zjadaczy nasion w postaci gryzoni czy owadów, co może dodatkowo ograniczać sukces reprodukcyjny gatunku (Vanden-Broeck i in., 2011). Istnieje też prawdopodobieństwo, że pomimo żywotności samego nasiona oraz braku presji zjadaczy, nasiona zostaną zdeponowane na podłożu nie sprzyjające kiełkowaniu, np. na kamienie, na których ptaki lubią przesiadywać (Garcia, 2001). Należy też pamiętać o głębokim spoczynku nasion, który może przerwać odpowiednio długi okres stratyfikacji, średnio trwający dwa lata i siedem miesięcy (Reim i in., 2016). W tym czasie właściwe warunki wilgotności i temperatura są w stanie przewyciężyć czynniki spoczynku umożliwiając rozkład twardej i grubej okrywy nasiennej oraz pozwalając zarodkowi osiągnąć dojrzałość.

Naturalna regeneracja jałowca jest procesem złożonym, zależnym zarówno od czynników klimatycznych, jak i genetycznych – niewielka produkcja nasion w pełni wykształconych może być efektem zakłóceń środowiskowych, ale również może wynikać z nagromadzenia się szkodliwych mutacji w wyniku depresji inbredowej. Wskazuje się na starzenie się populacji jałowca jako przyczynę zmniejszonych zdolności reprodukcyjnych (Broome i in., 2017). Zdolność kiełkowania nasion w niektórych populacjach może wynosić zaledwie 0,08% (Broome i in., 2017). Istnieją istotne różnice geograficzne żywotności nasion jałowca. Badania prowadzone na 31 populacjach obejmujące południowe i północne krańce zasięgu gatunku wykazały, że żywotność nasion spada w kierunku obszarów o skrajnych warunkach środowiskowych, co dotyczy zarówno populacji śródziemnomorskich, jak i najbardziej północnych lokalizacji (Garcia i in., 2000). Niska liczebność i większa izolacja przestrzenna populacji zlokalizowanych na krańcach zasięgu mogą być przyczyną niższego sukcesu reprodukcyjnego, ponieważ takie populacje są bardziej eksponowane na negatywne efekty dryfu genetycznego. W badaniach odnotowano pozytywną korelację między wiel-

kością populacji jałowca i sukcesem odnowienia, jednakże nawet przy wysokiej żywotności nasion odnowienie może być niskie, chociażby ze względu na konsumpcję nasion czy siewek (Broome i in., 2017).

GENETYCZNE UWARUNKOWANIA JAŁOWCA POSPOLITEGO

Zmienność genetyczna jałowca pospolitego jest dość dobrze przebadana w populacjach europejskich (Jacquemart i in., 2021; Kłobučnik i in., 2025; Knyazeva i Hantemirova, 2020; Merwe i in., 2000; Michalczyk i in., 2010; Reim i in., 2016; Sękiewicz i in., 2025; Vanden-Broeck i in., 2011), a niewiele danych pochodzi z Azji (Khantemirova i Semerikov, 2010; Knyazeva i Hantemirova, 2020) czy Ameryki Północnej (Adams i Pandey, 2003). Biorąc pod uwagę charakterystykę gatunku związaną m.in. ze strategią reprodukcji, specyfiką zajmowanych siedlisk i przestrzenną izolacją niektórych populacji, można zastanowić się w jaki sposób przebiegają procesy genetyczne i jak te procesy zachodzić będą w zmieniającym się klimacie. Jedną ze strategii organizmów gwarantujących przetrwanie, obok migracji i plastyczności fenotypowej, jest adaptacja do nowych warunków środowiskowych na drodze ewolucji adaptacyjnej (Alberto i in., 2013). Zasadniczo, populacje naturalne o znacznej zmienności genetycznej mają większy potencjał adaptacyjnej odpowiedzi na zmiany środowiskowe (Flanagan i in., 2018). Dzieje się tak, ponieważ przy większym “wachlarzu” alleli zwiększa się prawdopodobieństwo, że któryś z nich okaże się korzystny w nowych warunkach. Sugeruje się, że to właśnie istniejąca zmienność genetyczna (ang. *standing genetic diversity*; Barrett i Schluter, 2007), a nie nowopowstałe mutacje, w większym stopniu przyczyniają się do adaptacji organizmów (Alberto i in., 2013). Dlatego analiza poziomu zmienności może dostarczyć istotnych informacji dotyczących potencjału adaptacyjnego jałowca do zmieniających się warunków klimatycznych.

Z obecnie dostępnych badań wynika, że poziom zmienności genetycznej wewnątrzpopulacyjnej jest wysoki u jałowca, podczas gdy

zróżnicowanie międzypopulacyjne jest dosyć zróżnicowane i przyjmuje wartości od średnich do wysokich (Merwe i in., 2000; Michalczyk i in., 2010), jak i od średnich do niskich (Jacquemart i in., 2021; Klobučnik i in., 2025; Reim i in., 2016; Vanden-Broeck i in., 2011). W przypadku pofragmentowanych populacji jałowca, istotne zróżnicowanie genetyczne wynika z utrudnionego przepływu genów pomiędzy oddalonymi od siebie populacjami, zgodnie z modelem izolacji przez dystans (Alberto i in., 2013). Jednak inne badania wskazują, że pomimo fragmentacji, zróżnicowanie między populacjami jest relatywnie niskie, co sugeruje, że populacje są w stanie swobodnie wymieniać się materiałem genetycznym (wysoki potencjał dyspersji nasion i wiatropylność) lub zjawiska fragmentacji są stosunkowo niedawne i ich efekty nie zdążyły jeszcze wyraźnie się zaznaczyć (Jacquemart i in., 2021; Reim i in., 2016). Najnowsze badania Sękiewicz i in. (2025) przeprowadzone na skandynawskiej części zasięgu jałowca wykazały bardzo niskie zróżnicowanie między populacjami zlokalizowanymi na przestrzeni 1200 km. Autorzy interpretują uzyskane wyniki w kontekście wspomnianego wcześniej potencjału przepływu genów u jałowca, ale zwracają również uwagę na historię polodowcową. Zdaniem badaczy, niskie zróżnicowanie w Skandynawii może być wynikiem przetrwania okresu zlodowacenia w licznych populacjach mikrorefugialnych utrzymujących kontakt przez przepływ genów. Odminną sytuację odnotowano dla populacji w centralnej Europie. Zidentyfikowany wysoki poziom dywergencji pomiędzy populacjami przypisuje się przetrwaniu gatunku w rozproszonych i izolowanych mikrorefugiach oraz późniejszemu wpływowi procesów demograficznych i ekologicznych (Michalczyk i in., 2010).

W części badanych populacji jałowca odnotowano stosunkowo duży niedobór heterozygot pomimo wysokiej zmienności allelicznej (Jacquemart i in., 2021; Reim i in., 2016). Sama możliwość przepływu genów między populacjami nie gwarantuje zrównoważenia efektów dryfu genetycznego oraz krzyżowania krewniaczego, co osiągnięte może być jedynie przy odpowiedniej intensywności tego przepływu

(Vanden-Broeck i in., 2011). Należy również pamiętać, że o ile skutki erozji genetycznej mogą być długoterminowe, o tyle wzrost wsobności w niewielkich i izolowanych populacjach może mieć skutki natychmiastowe w pokoleniu potomnym, a gromadzenie się efektów wsobności z pokolenia na pokolenie może doprowadzić do tzw. wiru wymierania (Neaves i in., 2015).

Szybkim mechanizmem adaptacyjnym jest plastyczność fenotypowa, która umożliwia regulację niektórych morfologicznych i fizjologicznych cech w odpowiedzi na zmiany środowiskowe, co może zwiększyć szanse przetrwania (Nicotra i in., 2010). U gatunków długowiecznych, jakim jest jałowiec, efekty dryfu genetycznego i krzyżowania krewniaczego mogą uwidocznić się dopiero po wielu pokoleniach – nazywamy to „długim dryfu” – i wskazuje się plastyczność fenotypową jako czynnik mogący buforować ujawnienie się tych efektów (Klobučnik i in., 2025). Ponadto, rozważa się plastyczność fenotypową jako istotną przyczynę tak szerokiego zasięgu występowania jałowca, co wyraża się dużą zmiennością cech fenotypowych u tego gatunku (Baker i in., 2025). Istnieją trzy formy pokroju jałowca spotykane w całym zasięgu: drzewiasta, krzewiasta oraz płożąca. Badania w Wielkiej Brytanii wykazały znaczną zmienność fenotypową skorelowaną z lokalnymi warunkami środowiska, co sugeruje, że tamtejsze populacje mogą wykazywać adaptację do lokalnych warunków (Baker i in., 2025). Niestety badań skupiających się na plastyczności fenotypowej jałowca pospolitego nie ma wiele i pytanie jak zróżnicowanie ekologiczne i genetyczne wpływa na obserwowane wzorce pozostaje otwarte.

ZNACZENIE JAŁOWCA POSPOLITEGO W EKOSYSTEMACH

Jałowiec pospolity występuje w szeregu zbiorowisk roślinnych, głównie w różnego rodzaju zaroślach, wrzosowiskach, murawach czy strefach przejściowych między nimi a lasem (Thomas i in., 2007). Można tutaj wymienić takie zbiorowiska jak np.: murawy kserotermiczne z klasy *Festuco-Brometea*, nawapienne wysokogórskie murawy z klasy *Seslerietea varia* czy

murawy bliźniczkowe i wrzosowiska *Nardo-Cal-lunetea* (Boratyński i Boratyńska, 2024; Matuszkiewicz, 2012). Jałowiec pospolity ze względu na swoje pionierskie zdolności, jest istotnym elementem sukcesji na gruntach porolnych w warunkach Europy Zachodniej, gdzie pojawia się jako jeden z pierwszych gatunków (Thomas i in., 2007). Jest dominującym gatunkiem drzewiastym w zaroślach jałowcowych z udziałem szczawika zajęczego w Wielkiej Brytanii, które stopniowo mogą przechodzić w inne typy lasu, a także w wysokogórskich zaroślach kontynentalnej Europy, gdzie dodatkowo jest głównym gatunkiem o mięsistych owocach (Thomas i in., 2007; Ryc. 2.). W Polsce współcześnie jest spotykany zwłaszcza w ekosystemach leśnych, szczególnie w borach sosnowych (np. zespoły *Cladonio-Pinetum*, *Leucobryo-Pinetum*, *Empetro nigri-Pinetum*, *Peucedano-Pinetum*; Ryc. 3.), ale także w innych zespołach o odpowiednich warunkach świetlnych – np. świetlistych dąbrowach ze związku *Quercion pubescentis-petraeae* (Matuszkiewicz, 2012; Boratyński i Boratyńska, 2024). Regresja jałowca w naszym kraju spowodowana jest m.in. zaniechaniem tradycyjnej gospodarki rolnej (zaprzestanie ekstensywnego wypasu na ubogich siedliskach) i nadmierną eksploatacją w przeszłości (Boratyński i Boratyńska, 2024). Dodatkowo, prowadzona dotychczas gospodarka leśna nie sprzyjała jego występowaniu i rozprzestrzenianiu się – powstałe zręby zupełne zapewniają optymalne warunki tylko w krótkim terminie, trwające jedynie do momentu zwarcia się młodnika i nie ułatwiają efektywnego rozprzestrzeniania się przy pomocy ptaków (Boratyński i Boratyńska, 2024). Zaprzestanie wypasu zwierząt gospodarskich w lasach w drugiej połowie XX wieku również przyczyniło się do ustępowania jałowca na skutek intensyfikacji sukcesji drzew i zwiększonego zacielenia (Oldén i in., 2017; Samojlik i in., 2016).

Pozytywny wpływ obecności jałowca na ekosystem wykazano m.in. w odniesieniu do gleby – rozkład igieł przyczynia się do zwiększenia zasobów węgla i azotu w górnych warstwach profilu glebowego (Medvedeva i Raevsky, 2025). Na wrzosowiskach w szwedzkiej tundrze stwierdzono wyższe stężenia azotu i fosforu

pod jałowcami, zarówno w postaci całkowitej, jak i dostępnej biologicznie (DeLuca i Zackrisson, 2007). Wyjaśnić to może rozległy system korzeniowy, a zwłaszcza korzenie przybyszowe, które skutecznie wychwytyją pierwiastki powodując ich akumulację w obrębie osobników. Jest to szczególnie przydatne na pożarzyskach, na których popiół cechuje się zwiększoną zawartością potasu, a który może być efektywnie pobierany na potrzeby budulcowe (Medvedeva i Raevsky, 2025). Z tego powodu jałowiec może być, obok wrzosu (*Calluna vulgaris* (L.) Hull), wskaźnikiem pożarów, czego dowodzą analizy profilu glebowego potwierdzające powiązanie gatunku z siedliskami zaburzonymi przez ogień (Medvedeva i Raevsky, 2025). W północnym Iranie wykazano podobny pozytywny wpływ jałowca greckiego (*Juniperus excelsa* M. Bieb.) na obszarach półpustynnych, który przejawiał się poprawą właściwości gleby oraz wyższą zawartością pierwiastków pod krzewami jałowca (Rostamikia i in., 2024). W badaniach zwrócono również uwagę na pobudzenie aktywności mikrobiologicznej przez jałowca pospolitego na skutek zwiększonej aktywności katalazy oraz szybsze tempo rozkładu celulozy w podłożu (Medvedeva i Raevsky, 2025). Pozwala to usprawnić obieg materii w ekosystemie i zapewnia większą dostępność składników odżywczych. Powyższe właściwości pozwalają jałowcowi pospolitemu tworzyć lokalne centra bogatej w składniki gleby, nazywane “wyspami żyzności”, które wpływają na bioróżnorodność i zdolność do regeneracji po zaburzeniach (DeLuca i Zackrisson, 2007). Bobiński (1974) stwierdził, że jałowiec jest “czynnikiem zmniejszającym dewastację”. Silnie rozwinięty system korzeniowy jałowca umacnia zbocza i zapobiega erozyjnej sile spływu powierzchniowego, a opadłe igliwie zatrzymuje wodę i stopniowo uwalnia ją do gleby (Bobiński, 1974; Rahmonov i in., 2017).

Kluczową funkcją ekosystemową jałowca, zwłaszcza w obliczu zmian klimatycznych, jest zdolność zwiększania i utrzymywania różnorodności biologicznej, głównie poprzez zapewnienie odpowiednich warunków bytowania dla zwierząt. Dotyczy to przede wszystkim ptaków



Ryc. 2. Jałowiec pospolity w formie płożącej (*J. communis* subsp. *alpina* (S.F. Gray) Czelak) w wysokogórskich położeniach: Sierra Nevada w Hiszpanii (A) oraz Chelia w Algierii (B) (Fot. M. Dering)



Ryc. 3. Jałowiec pospolity (*J. communis* subsp. *communis*) w podszycie boru sosnowego (*Peucedano-Pinetum*) w Nadleśnictwie Babki (Fot. J. Sós)

ze względu na ich wcześniej omawiane znaczenie w dyspersji nasion. Badając wpływ rozproszonego występowania jałowca pospolitego na bogactwo gatunkowe i liczebność ptaków lęgowych na murawach i wrzosowiskach w centralnych i północnych Niemczech, Fartmann i in. (2022) wykazali, że w obu tych siedliskach odnotowano większą różnorodność i zagęszczenie wszystkich analizowanych gatunków ptaków, w tym gatunków gniazdujących w krzewach. Dodatkowo na murawach zwiększyło się zagęszczenie osobników, a na wrzosowiskach bogactwo gatunków zagrożonych. Jałowiec na takich siedliskach powoduje zwiększenie złożoności strukturalnej, co w połączeniu z kłującymi igłami dużych i gęstych osobników ułatwia znalezienie kryjówki przed drapieżnikami i niekorzystnymi warunkami pogodowymi, a także stwarza miejsca, w którym ptaki mogą odbywać śpiewy i czatować (Fartmann i in., 2022). Ponadto zwiększona obecność ptaków hamuje nadmierne rozmnażanie się owadów będących szkodnikami drzew leśnych, co przekłada się na lepszą kondycję jednowiekowych i jednogatunkowych drzewostanów sosnowych (Bobiński, 1974). Gatunek może też stanowić bazę żerową i schronienie dla gryzoni, a duże zwierzęta kopytne (konie, owce, jelenie) mogą zgryzać pędy, choć w skrajnych przypadkach prowadzą do eliminacji jałowca (Thomas i in., 2007).

OCHRONA JAŁOWCA

Zgodnie z Dyrektywą Siedliskową (92/43/EWG), niektóre zarośla jałowcowe – zarośla jałowcowe na wydmach (*Juniperus* spp.) i pannońskie zarośla na piaszczystych wydmach śródlądowych (*Junipero-Populetum albae*) – są uznane za siedliska priorytetowe. Jałowiec pospolity jest gatunkiem dominującym tylko w jednym typie siedliska objętym ochroną – formacje z *Juniperus communis* na wrzosowiskach i murawach wapiennych (siedlisko 5130). Niestety zarządzanie takimi obszarami sukcesyjnymi jest skomplikowane i zwracano już uwagę, że niektóre praktyki ochrony czynnej powodują zanik cennych gatunków murawowych na rzecz powiększających się płatów jałowca (Ociepa i Zwijacz-Kozica, 2021). Niekiedy nakładające się powierzchniowo formy ochrony dodatkowo utrudniają podejmowanie decyzji. Skupienie się na naturalnych procesach będzie promować sukcesję, a tym samym ocienienie osobników jałowca i ich likwidację. W polskich warunkach klimatycznych, głównie na wyżynach i obszarach górskich, takie zarośla są dość krótkotrwałym stadium sukcesyjnym, więc chęć ich zachowania wymaga podjęcia działań mających na celu utrzymanie ich stanu poprzez ciągłe użytkowanie takich obszarów (GIOŚ, 2012). Globalnie jałowiec pospolity nie jest uznawany za gatunek

zagrożony, ze względu na swój spory zasięg oraz powszechne występowanie, i zwykle uważa się go za gatunek najmniejszej troski (Klobučnik i in., 2025). Jednakże zauważalne cofanie się jałowca pospolitego w niektórych obszarach europejskiej części jego zasięgu spowodowało, że widnieje na Czerwonych Listach niektórych krajów (Thomas i in., 2007; Vanden-Broeck i in., 2011; Verheyen i in., 2009). Najczęściej wskazuje się na problemy z reprodukcją jako przyczynę słabej kondycji jałowca w obszarach, w których gatunek ten zanika, jak również niedostateczną ilość dogodnych siedlisk dla jego regeneracji (Gruwez i in., 2012; Reim i in., 2016; Verheyen i in., 2009). Biorąc pod uwagę wcześniej omawianą specyfikę gatunku może to budzić uzasadnione obawy o jego długoterminowe przetrwanie w niektórych obszarach zasięgu geograficznego.

PODSUMOWANIE I PERSPEKTYWY DALSZEGO ROZWOJU BADAŃ

Zachodzące zmiany klimatu oraz degradacja siedlisk wywołane presją człowieka zaburzają interakcje międzygatunkowe w ekosystemach i wpływają na globalne wzorce bioróżnorodności oraz rozmieszczenie gatunków (Hisano i in., 2018). Spoglądając na sytuację jałowca pospolitego w Europie, można zauważyć lokalne zamieranie populacji w niektórych krajach, co związane jest przede wszystkim z utrudnionym sukcesem reprodukcyjnym. Izolacja przestrzenna populacji, zwłaszcza w rejonach górskich, utrudnia krzyżowanie się między osobnikami niespokrewnionymi, co długoterminowo może nieść ze sobą negatywne skutki genetyczne. Mimo że dotychczasowe badania wskazują na stabilną sytuację genetyczną jałowca, z wzorcami nie odbiegającymi od tych przewidywanych generalnie dla roślin drzewiastych, nie można wykluczyć, że niektóre efekty mogą być maskowane i czasowo buforowane przez długowieczność gatunku. Modelowanie zasięgu jałowca w przyszłości bazujące na niszach klimatycznej gatunku sugeruje drastyczną redukcję występowania do roku 2100 (Sękwicz i in., 2025). Z europejskiej części zasięgu jałowca, aż 81%

najbardziej odpowiednich siedlisk dla tego gatunku może zostać utracona.

Mimo że jałowiec nie jest gatunkiem lasotwórczym, ale może w ekosystemach leśnych pełnić szereg funkcji o charakterze biocenotycznym, przyczyniając się do wzrostu bioróżnorodności i poprawy warunków bytowania innych gatunków. Niekiedy jego rola w zbiorowiskach zaroślowych jest na tyle istotna, że jest on tam uważany za gatunek kluczowy (ang. *keystone species*), tzn. taki, który wywołuje nieproporcjonalny do swojej biomasy i liczebności wpływ na inne organizmy (Fartmann i in., 2022). Z drugiej jednak strony nadmierny rozrost płatów jałowcowych może doprowadzić do zmniejszenia bioróżnorodności, co szczególnie może mieć znaczenie w siedliskach z jego udziałem, które są objęte pewną formą ochrony. To wszystko sprawia, że rozsądne zarządzanie jest utrudnione, a skojarzenie gatunku z niewielkimi wymaganiami ekologicznymi, szerokim zasięgiem i powszechnym występowaniem może rodzić wątpliwości o potrzebie podejmowania działań konserwatorskich. Ze względu na niewielkie rozmiary osobników, obecnie w przemyśle drzewnym jałowiec nie ma wielkiego znaczenia, a ceniony jest w przemyśle kosmetycznym, farmaceutycznym i spożywczym ze względu na zawartość olejków eterycznych (Majewska i in., 2017). Warto poświęcić więcej uwagi jego roli ekosystemowej, zwłaszcza na obszarach, gdzie dominują prześwietlone monokultury sosnowe na siedliskach borowych, gdzie nie zawsze jest możliwość zakładania drzewostanów o bardziej złożonej strukturze, a które są szczególnie podatne na zmiany klimatyczne.

OŚWIADCZENIA AUTORÓW

Autor deklaruje wkład w powstawanie artykułu, zaakceptował ostateczną wersję artykułu.

Autor deklaruje brak konfliktu interesów.

Autor dziękuje za wsparcie finansowe Narodowe Centrum Nauki, projekt numer: 2023/51/B/NZ8/00839.

BIBLIOGRAFIA

- Adams R. P., Pandey R. N., 2003. Analysis of *Juniperus communis* and its varieties based on DNA fingerprinting. *Biochemical Systematics and Ecology* 31(11), 1271–1278. [https://doi.org/10.1016/S0305-1978\(03\)00036-X](https://doi.org/10.1016/S0305-1978(03)00036-X)
- Alberto F. J., Aitken S. N., Alía R., González-Martínez S. C., Hänninen H., i in., 2013. Potential for evolutionary responses to climate change – evidence from tree populations. *Global Change Biology* 19(6), 1645–1661. <https://doi.org/10.1111/gcb.12181>
- Alves de Oliveira B. F., Bottino M. J., Nobre P., Nobre C. A., 2021. Deforestation and climate change are projected to increase heat stress risk in the Brazilian Amazon. *Communications Earth & Environment* 2, 207. <https://doi.org/10.1038/s43247-021-00275-8>
- Baker J., Cottrell J., Ennos R., Perry A., Green S., i in., 2025. Local genetic adaptations among remnant populations of British common juniper, *Juniperus communis*, indicated by a common garden trial. *Ecology and Evolution* 15, e71049. <https://doi.org/10.1002/ece3.71049>
- Barrett R. D., Schluter D., 2007. Adaptation from standing genetic variation. *Trends in Ecology & Evolution* 23(1), 38–44. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2007.09.008>
- Bellard C., Thuiller W., Leroy B., Genovesi P., Bakkenes M. i in., 2013. Will climate change promote future invasions? *Global Change Biology* 19(12), 3740–3748. <https://doi.org/10.1111/gcb.12344>
- Bobiński J., 1974. *Jałowiec pospolity i jego rola w lesie*. PWRiL, Warszawa.
- Boratyński A., Boratyńska K., 2024. Jałowiec pospolity (*Juniperus communis*) – uwagi dotyczące stanu obecnego i przyszłości gatunku w Polsce. *Rocznik Polskiego Towarzystwa Dendrologicznego* 70, 9–20.
- Broome A., Long D., Ward L. K., Park K. J., 2017. Promoting natural regeneration for the restoration of *Juniperus communis*: a synthesis of knowledge and evidence for conservation practitioners. *Applied Vegetation Science* 20, 397–409. <https://doi.org/10.1111/avsc.12303>
- Büntgen U., Krusic P. J., Piermattei A., i in., 2019. Limited capacity of tree growth to mitigate the global greenhouse effect under predicted warming. *Nature Communications* 10, 2171. <https://doi.org/10.1038/s41467-019-10174-4>
- Caudullo G., Welk E., San-Miguel-Ayanz J., 2017. Chorological maps for the main European woody species. *Data in Brief* 12, 662–666. <https://doi.org/10.1016/j.dib.2017.05.007>
- Carrer M., Dibona R., Frigo D., Gorlanova L., Hantemirov R., i in., 2025. Common juniper, the oldest nonclonal woody species across the tundra biome and the European continent. *Ecology* 106(1), e4514. <https://doi.org/10.1002/ecy.4514>
- Charlesworth D., 1999. Theories of the evolution of dioecy, w: Geber M. A., Dawson T. E., Delph L. F. (Red.), *Gender and sexual dimorphism in flowering plants*. Springer-Verlag, New York, s. 33–60.
- Chen K., Cai Q., Zheng N., Li Y., Lin C. i in., 2021. Forest Carbon Sink Evaluation – An Important Contribution for Carbon Neutrality. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science* 811, 012009. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/811/1/012009>
- Chen S., Wang W., Xu W., Wang Y., Wan H., i in., 2018. Plant diversity enhances productivity and soil carbon storage. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 115, 4027–4032. <https://doi.org/10.1073/pnas.1700298114>
- Cheptou P.-O., 2024. The evolutionary ecology of inbreeding depression in wild plant populations and its impact on plant mating systems. *Frontiers in Plant Science* 15, 1359037. <https://doi.org/10.3389/fpls.2024.1359037>
- DeLuca T.H., Zackrisson O., 2007. Enhanced soil fertility under *Juniperus communis* in arctic ecosystems. *Plant Soil* 294, 147–155. <https://doi.org/10.1007/s11104-007-9242-4>
- Dumroese R. K., Balachowski J. A., Flores D., Horning M. E., 2022. Reforestation to mitigate changes to climate: More than just planting seedlings, w: XV World Forestry Congress: Building a green, healthy, and resilient future with forests. Food and Agriculture Or-

- ganization of the United Nations; Korean Forest Service, Seoul, Republic of Korea, 7.
- Dusenge M.E., Duarte A.G., Way D.A., 2019. Plant carbon metabolism and climate change: Elevated CO₂ and temperature impacts on photosynthesis, photorespiration and respiration. *New Phytologist* 221, 32–49. <https://doi.org/10.1111/nph.15283>
- Fartmann T., Drung M., Henning O., Löffler F., Brüggeshemke J., 2022. Breeding-bird assemblages of calcareous grasslands and heathlands provide evidence for Common juniper (*Juniperus communis*) as a keystone species. *Global Ecology and Conservation* 40, e02315. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2022.e02315>
- Flanagan S.P., Forester B.R., Latch E.K., Aitken S.N., Hoban S., 2018. Guidelines for planning genomic assessment and monitoring of locally adaptive variation to inform species conservation. *Evolutionary Applications* 11, 1035–1052. <https://doi.org/10.1111/eva.12569>
- Fréjaville T., Vizcaíno-Palomar N., Fady B., Kremer A., Benito Garzón M., 2020. Range margin populations show high climate adaptation lags in European trees. *Global Change Biology* 26, 484–495. <https://doi.org/10.1111/gcb.14881>
- García D., 2001. Effects of seed dispersal on *Juniperus communis* recruitment on a Mediterranean mountain. *Journal of Vegetation Science* 12, 839–848. <https://doi.org/10.2307/3236872>
- García D., Zamora R., Gómez J.M., Jordano P., Hódar J.A., 2000. Geographical variation in seed production, predation and abortion in *Juniperus communis* throughout its range in Europe. *Journal of Ecology* 88, 435–446. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2745.2000.00459.x>
- Główny Inspektorat Ochrony Środowiska, 2012. *Zarośla jałowca pospolitego w murawach nawapiennych lub na wrzosowiskach: Metodyka monitoringu*. Warszawa: GIOŚ.
- Gruwez R., Leroux O., Frenne P., Tack W., Viane R., i in., 2012. Critical phases in the seed development of common juniper (*Juniperus communis*). *Plant Biology* 15. <https://doi.org/10.1111/j.1438-8677.2012.00628.x>
- Gruwez R., De Frenne P., De Schrijver A., Leroux O., Vangansbeke P., i in., 2014. Negative effects of temperature and atmospheric depositions on the seed viability of common juniper (*Juniperus communis*). *Annals of Botany* 113(3), 489–500. <https://doi.org/10.1093/aob/mct272>
- Gruwez R., De Frenne P., De Schrijver A., i in., 2017. Climate warming and atmospheric deposition affect seed viability of common juniper (*Juniperus communis*) via their impact on the nutrient status of the plant. *Ecological Research* 32, 135–144. <https://doi.org/10.1007/s11284-016-1422-3>
- Hasegawa T., Fujimori S., Ito A., Takahashi K., 2024. Careful selection of forest types in afforestation can increase carbon sequestration by 25% without compromising sustainability. *Communications Earth & Environment* 5. <https://doi.org/10.1038/s43247-024-01336-4>
- Heilbuth J. C., Ilves K. L., Otto S. P., 2001. The consequences of dioecy for seed dispersal: modeling the seed-shadow handicap. *Evolution* 55(5), 880–888. [https://doi.org/10.1554/0014-3820\(2001\)055\[0880:tcodfs\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1554/0014-3820(2001)055[0880:tcodfs]2.0.co;2). PMID: 11430648
- Hisano M., Searle E. B., Chen H. Y., 2018. Biodiversity as a solution to mitigate climate change impacts on the functioning of forest ecosystems. *Biological Reviews* 93(1), 439–456. <https://doi.org/10.1111/brv.12351>
- Hillebrand H., Blasius B., Borer E. T., i in., 2018. Biodiversity change is uncoupled from species richness trends: consequences for conservation and monitoring. *Journal of Applied Ecology* 55, 169–184. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12959>
- Husband B. C., Schemske D. W., 1996. Evolution of the magnitude and timing of inbreeding depression in plants. *Evolution* 50, 54–70. <https://doi.org/10.1111/j.1558-5646.1996.tb04472.x>
- IPCC, 2000. Land use, land-use change, and forestry – summary for policymakers. W: Watson R. T., Noble I. R., Bolin B., Ravindranath N. H., Verardo D. J., Dokken D. J. (Red.), *IPCC Special Reports*. Cambridge University Press, UK, 6–22.

- IPCC, 2023. Climate Change 2023: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Core Writing Team: H. Lee, J. Romero (red.). IPCC, Geneva, Switzerland, 35–115. doi: 10.59327/IPCC/AR6-9789291691647
- Iszkuło G., Jasińska A. K., Giertych M. J., Boratyński A., 2009. Do secondary sexual dimorphism and female intolerance to drought influence the sex ratio and extinction risk of *Taxus baccata*? *Plant Ecology* 200, 229–240. <https://doi.org/10.1007/S11258-008-9447-5>
- Iszkuło G., Boratyński A., 2011. Initial period of sexual maturity determines the greater growth rate of male over female in dioecious tree *Juniperus communis* subsp. *communis*. *Acta Oecologica* 37, 99–102. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2011.01.001>
- IUCN, 2025. The IUCN Red List of Threatened Species (Version 2025-1). <https://www.iucn-redlist.org>
- Jacquemart A.-L., Buyens C., Delescaille L.-M., Van Rossum F., 2021. Using genetic evaluation to guide conservation of remnant *Juniperus communis* (Cupressaceae) populations. *Plant Biology Journal* 23, 193–204. <https://doi.org/10.1111/plb.13188>
- Khantemirova E. V., Semerikov V. L., 2010. Genetic variation of some varieties of common juniper *Juniperus communis* L. inferred from analysis of allozyme loci. *Genetika* 46(5), 622–630. PMID: 20583597. <https://doi.org/10.1134/S1022795410050066>
- Keenan T. F., Luo X., Stocker B. D., i in., 2023. A constraint on historic growth in global photosynthesis due to rising CO₂. *Nature Climate Change* 13, 1376–1381. <https://doi.org/10.1038/s41558-023-01867-2>
- Kijowska-Oberc J., Staszak A. M., Kamiński J., Ratajczak E., 2020. Adaptation of forest trees to rapidly changing climate. *Forests* 11(2), 123. <https://doi.org/10.3390/f11020123>
- Klobučník M., Kormuták A., Jurčík J., i in., 2025. Conservation genetic evaluation of *Juniperus communis* sensu lato in Slovakia. *Scientific Reports* 15, 8398. <https://doi.org/10.1038/s41598-025-92792-1>
- Knyazeva S. G., Hantemirova E. V., 2020. Comparative analysis of genetic and morpho-anatomical variability of common juniper (*Juniperus communis* L.). *Russian Journal of Genetics* 56, 48–58. <https://doi.org/10.1134/S102279542001007X>
- Kremer A., Chen J., Lascoux M., 2025. ‘Chimes of resilience’: what makes forest trees genetically resilient? *New Phytologist* 246, 1934–1951. <https://doi.org/10.1111/nph.70108>
- Lindner M., Maroschek M., Netherer S., i in., 2010. Climate change impacts, adaptive capacity, and vulnerability of European forest ecosystems. *Forest Ecology and Management* 259(4), 698–709. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.09.023>
- Locatelli B., Catterall C. P., Imbach P., i in., 2015. Tropical reforestation and climate change: beyond carbon. *Restoration Ecology* 23(4), 337–343. <https://doi.org/10.1111/rec.12209>
- Majewska E., Kozłowska M., Kowalska D., Gruczyńska E., 2017. Characterization of the essential oil from cone-berries of *Juniperus communis* L. (Cupressaceae). *Herba Polonica* 63. <https://doi.org/10.1515/hepo-2017-0018>
- Matuszkiewicz W., 2008. Przewodnik do oznaczania zbiorowisk roślinnych Polski. Warszawa: PWN.
- Medvedeva M. V., Raevsky B. V., 2025. The influence of juniper on the soil properties of pine stands in the taiga zone of the European North. *Forests* 16(2), 365. <https://doi.org/10.3390/f16020365>
- Merwe M. V. D., Winfield M. O., Arnold G. M., Parker J. S., 2000. Spatial and temporal aspects of the genetic structure of *Juniperus communis* populations. *Molecular Ecology* 9, 379–386. <https://doi.org/10.1046/j.1365-294x.2000.00868.x>
- Michalczyk I. M., Opgenoorth L., Luecke Y., Huck S., Ziegenhagen B., 2010. Genetic support for periglacial survival of *Juniperus communis* L. in Central Europe. *The Holocene* 20(6), 887–894. <https://doi.org/10.1177/0959683610365943>
- Neaves L. E., Eales J., Whitlock R., i in., 2015. The fitness consequences of inbreeding in

- natural populations and their implications for species conservation – a systematic map. *Environmental Evidence* 4(1), 1. <https://doi.org/10.1186/s13750-015-0031-x>
- Nicotra A. B., Atkin O. K., Bonser S. P., i in., 2010. Plant phenotypic plasticity in a changing climate. *Trends in Plant Science* 15(12), 684–692. <https://doi.org/10.1016/j.tplants.2010.09.008>
- Núñez C. I., Núñez M. A., Kitzberger T. 2008. Sex-related spatial segregation and growth in a dioecious conifer along environmental gradients in northwestern Patagonia. *Ecoscience* 15(1), 73–80. <https://doi.org/10.1111/j.1442-1984.2007.00171.x>
- Ociepa A., Zwijacz-Kozica T., 2021. Protection of *Juniperus communis* L. formations on calcareous grasslands in the Tatra National Park as an example of inconsistency in the objectives of national park and the Natura 2000, w: Chrobak M., Rączkowska Z., Szwagrzyk J., Zwijacz-Kozica T. (Red.), *Zmiany w Tatrach – zagrożenia istniejące i potencjalne*. VI Konferencja „Przyroda Tatrzańskiego Parku Narodowego a Człowiek”. Zeszyt abstraktów (24). Tatrzański Park Narodowy, Zakopane 2021. <https://doi.org/10.24917/9788380847057.13>
- Oldén A., Komonen A., Tervonen K., Halme P., 2017. Grazing and abandonment determine different tree dynamics in wood-pastures. *Ambio* 46(2), 227–236.
- Opdam P., & Wascher D., 2004. Climate change meets habitat fragmentation: linking landscape and biogeographical scale levels in research and conservation. *Biological conservation* 117(3), 285–297.
- Ortiz P. L., Arista M., Talavera S., 2002. Sex ratio and reproductive effort in the dioecious *Juniperus communis* subsp. *alpina* (Suter) Celak. (Cupressaceae) along an altitudinal gradient. *Annals of Botany* 89(2), 205–211. <https://doi.org/10.1093/aob/mcf028>. PMID: 12099351; PMCID: PMC4233793.
- Pan Y., Birdsey R. A., Phillips O. L., i in., 2024. The enduring world forest carbon sink. *Nature* 631, 563–569. <https://doi.org/10.1038/s41586-024-07602-x>
- Peng C., Ma Z., Lei X., i in., 2011. A drought-induced pervasive increase in tree mortality across Canada's boreal forests. *Nature Climate Change* 1, 467–471. <https://doi.org/10.1038/nclimate1293>.
- Pigozzi, G., 1991. The diet of the European badger in a Mediterranean coastal area. *Acta Theriologica* 36(3–4), 293–306.
- Rada Wspólnot Europejskich, 1992. Dyrektywa Rady 92/43/EWG z dnia 21 maja 1992 r. w sprawie ochrony siedlisk przyrodniczych oraz dzikiej fauny i flory. Dz. Urz. UE L 206 z 22.07.1992. Dostęp: 7 lipca 2025.
- Radoukova T., Semerdjieva I., Zheljazkov V. D., 2024. A comparative morphological and anatomical study of *Juniperus communis* L., *J. sibirica* Burgsd., and *J. pygmaea* K. Koch from Bulgaria. *Plants* 13(17), 2419. <https://doi.org/10.3390/plants13172419>
- Rahmonov O., Rahmonov M., Opala-Owczarek M., i in., 2017. Ecological and cultural importance of juniper ecosystem in the area of Zeravshan valley (Tajikistan) on the background of environmental condition and anthropogenic hazards. *Geographia Polonica* 90, 441–461. <https://doi.org/10.7163/GPol.0110>
- Reim S., Lochschmidt F., Proft A., Tröber U., Wolf H., 2016. Genetic structure and diversity in *Juniperus communis* populations in Saxony, Germany. *Biodiversity: Research and Conservation* 42, 9–18. <https://doi.org/10.1515/biorc-2016-0008>
- Renner S. S., 2014. The relative and absolute frequencies of angiosperm sexual systems: dioecy, monoecy, gynodioecy, and an updated online database. *American Journal of Botany* 101(10), 1588–1596. <https://doi.org/10.3732/ajb.1400196>. PMID: 25326608
- Rostamikia Y., Matiniazadeh M., Anbaran S. M., 2024. Influence of scattered Greek juniper trees on soil properties in semi-arid woodlands in the northwest of Iran. *Journal of Forest Science* 70(11), 560–573. <https://doi.org/10.17221/60/2024-JFS>
- Samojlik T., Fedotova A., Kuijper D. P., 2016. Transition from traditional to modern forest management shaped the spatial extent

- of cattle pasturing in Białowieża Primeval Forest in the nineteenth and twentieth centuries. *Ambio* 45(8), 904–918
- Senf C., Seidl R., 2021. Post-disturbance canopy recovery and the resilience of Europe's forests. *Global Ecology and Biogeography* 31, 25–36. <https://doi.org/10.1111/geb.13406>
- Sękwicz K., Sós J., Walas Ł., Dering M., 2025. High genetic connectivity of common juniper in Scandinavia: implication for management of genetic resources. *Forest Ecology and Management* 585, 122. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2025.122604>
- Surso M., 2018. Pollination and pollen germination in common juniper (*Juniperus communis*: Cupressaceae). *Arct. Environ. Res.* 18, 162–174. <https://doi.org/10.3897/issn2541-8416.2018.18.4.162>
- Teixeira S., Foerster K., Bernasconi G., 2009. Evidence for inbreeding depression and post-pollination selection against inbreeding in the dioecious plant *Silene latifolia*. *Heredity* 102(2), 101–112. <https://doi.org/10.1038/hdy.2008.86>
- Thomas P., El-barghati M., Polwart A., 2007. Biological Flora of the British Isles: *Juniperus communis* L. *J. Ecol.* 95(6), 1404–1440. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2007.01308.x>
- Tong X., Brandt M., Yue Y., Ciais P., Rudbeck Jepsen M., i in., 2020. Forest management in southern China generates short term extensive carbon sequestration. *Nat. Commun.* 11, 129. <https://doi.org/10.1038/s41467-019-13798-8>
- Tsuchimatsu T., Fujii S., 2022. The selfing syndrome and beyond: diverse evolutionary consequences of mating system transitions in plants. *Philos. Trans. R. Soc. B* 377(1855), 20200510. <https://doi.org/10.1098/rstb.2020.0510>
- van der Velde I.R., van der Werf G.R., Houweling S., Maasakkers J.D., Borsdorff T., i in., 2021. Vast CO₂ release from Australian fires in 2019–2020 constrained by satellite. *Nature* 597(7876), 366–369. <https://doi.org/10.1038/s41586-021-03712-y>
- Vanden-Broeck A., Gruwez R., Cox K., Adriaenssens S., Michalczyk I.M., i in., 2011. Genetic structure and seed-mediated dispersal rates of an endangered shrub in a fragmented landscape: a case study for *Juniperus communis* in northwestern Europe. *BMC Genet.* 12, 73. <https://doi.org/10.1186/1471-2156-12-73>
- Veldhuis E.R., Verheyen K., Smolders A.J.P., i in., 2025. How nitrogen deposition hampers common juniper regeneration in heathlands. *Plant Soil* 509, 301–313. <https://doi.org/10.1007/s11104-024-06857-7>
- Verheyen K., Baeten L., Van den Berge H., Honnay O., 2009. *Juniperus communis*: victim of the combined action of climate warming and nitrogen deposition? *Plant Biol.* 11(1), 49–59. <https://doi.org/10.1111/j.1438-8677.2009.00214.x>
- Ward L.K., 2007. Lifetime sexual dimorphism in *Juniperus communis* var. *communis*. *Plant Species Biol.* 22, 11–21. <https://doi.org/10.1111/j.1442-1984.2007.00171.x>

