

Jarosław Socha

## OBECNE I PRZEWIDYWANE ZAGROŻENIA DLA TRWAŁOŚCI LASÓW W POLSCE

### Wstęp

Ekosystemy leśne mają zasadnicze znaczenie dla utrzymania globalnej różnorodności biologicznej, regulacji klimatu i świadczenia licznych usług ekosystemowych. Zmiany klimatu i presja antropogeniczna w coraz większym stopniu wpływają na lasy, zagrażając ich trwałości i ciągłości świadczenia usług. Zrównoważony rozwój lasów jest coraz bardziej zagrożony przez kombinację skutków zmian klimatu, w tym suszy i gradacji szkodników oraz uszkodzeń od wiatru, którym towarzyszy silna antropopresja związana między innymi z zanieczyszczeniami przemysłowymi. Jednocześnie możliwości przeciwdziałania skutkom obserwowanych, niekorzystnych zmian mogą zostać ograniczone przez nowe regulacje prawne UE związane ze Strategią Leśną i Strategią Bioróżnorodności.

Wpływ obserwowanych zmian klimatu i antropopresji na lasy jest jednak różnokierunkowy. Z jednej strony, związane ze zmianami klimatu wydłużenie okresu wegetacyjnego, depozycja azotu i wzrost stężenia dwutlenku węgla zwiększają produktywność siedlisk leśnych i przyspieszają wzrost drzew (Pretzsch i in., 2014a; Gutsch i in., 2015; Etzold i in., 2020). Z drugiej jednak strony, wzrost częstotliwości i dotkliwości suszy prowadzi do wzrostu śmiertelności drzew (Allen, 2010; Seidl et al., 2017; IPCC, 2019). Ostatnie badania wskazują, że trend ten utrzyma się również w przyszłości lub będzie jeszcze silniejszy (IPCC, 2013; Senf i Seidl, 2021; Andregg i in., 2022).

Liczne badania wykazały, że zarówno wzrost lasów, jak i produktywność siedlisk leśnych ulegają zmianom, szczególnie na półkuli północnej. Lasy iglaste strefy umiarkowanej wykazują wzrost produktywności nawet o 30% w ciągu ostatniego stulecia (Fries i in., 2000; Bontemps i in., 2009; Pretzsch i in., 2014b; Socha i in., 2021). Socha et al. (2021) wykazali, że w Europie Środkowej produktywność sosny zwyczajnej wzrosła o 29% (wzrost wskaźnika bonitacji o 8,4 m) w latach 1900–2000. Podobne wyniki odnotowano dla świerka pospolitego w Niemczech, gdzie wskaźnik bonitacji siedliska wzrósł o ponad 9 m w wieku bazowym 100 lat (Yue i in., 2014). Pretzsch (2014a)

również zaobserwował odpowiednio 34% i 32% wzrost średniej miąższości i średniego przyrostu miąższości świerka pospolitego. Znaczące zmiany w dynamice wzrostu obserwuje się także w przypadku gatunków liściastych, które obecnie osiągają większe rozmiary w krótszym czasie, a także większy przyrost miąższości drzewostanu (Bontemps i in., 2009, Charru i in., 2010; Pretzsch i in., 2014b). Zmiany w dynamice wzrostu są jeszcze bardziej wyraźne w przypadku ekosystemów lasów borealnych. Ostatnie badania wskazują na znaczące zmiany we wzorcach wzrostu lasów w Szwecji; tylko w ciągu ostatnich 20 lat przyrost wysokości sosny zwyczajnej i świerka pospolitego wzrósł odpowiednio o 16,9% i 9,5% rocznie (Appiah i in., 2021). Znaczący wzrost przyrostu miąższości odnotowano również w Finlandii (Henttonen i in., 2017), a wzrost produktywności siedlisk w Norwegii, Estonii i Kanadzie (Solberg i in., 2004; Sharma i in., 2012; Pau i in., 2022).

Zmiany w trendach wzrostu ekosystemów leśnych strefy umiarkowanej i borealnej mają kilka możliwych przyczyn i można je pogrupować w następujący sposób: zmiany warunków wzrostu (Etzold i in., 2020, Pau i in., 2022), zmiany w gospodarce leśnej i ulepszone hodowla lasu (Mäkinen i Isomäki, 2004; Henttonen i in., 2017) oraz selekcja genetyczna (King i in., 2013). Chociaż często trudno jest wyodrębnić lub określić ilościowo wpływ poszczególnych czynników wpływających na wzorce wzrostu lasów, zmiany w dynamice wzrostu lasów wyraźnie zbiegają się ze wzrostem podaży zasobów ( $\text{CO}_2$ , N) i wydłużeniem sezonu wegetacyjnego (Kahle i in., 2008; Solberg i in., 2009; Socha i in., 2021). Depozycja azotu gwałtownie wzrosła po 1950 roku i była dwa do trzech razy wyższa w drugiej połowie XX wieku w porównaniu z pierwszą połową (Pretzsch i in., 2014a, Churkina 2010). Dlatego eutrofizacja obszarów leśnych jest uznawana za jedną z głównych przyczyn wzrostu produktywności obszarów leśnych w Europie (Fries i in., 2000; Solberg i in., 2009; Sharma i in., 2012; Bontemps i Bouriaud, 2014; Pretzsch i in., 2014a; Socha i in., 2016). Jednocześnie stężenie atmosferycznego  $\text{CO}_2$  wzrosło o około 30% od lat pięćdziesiątych XX wieku. Zwiększenie stężenia atmosferycznego  $\text{CO}_2$  zwiększa tempo fotosyntezy i poprawia efektywność wykorzystania wody przez drzewa (Hickler i in., 2015). Zmiany te w połączeniu z wyższymi średnimi rocznymi temperaturami prowadzącymi do dłuższego sezonu wegetacyjnego (Pretzsch et al., 2014a) stymulują wzrost lasów. Oprócz tych pośrednich skutków antropogenicznych, również gospodarka leśna przyczynia się do zmiany dynamiki wzrostu lasów. W szczególności promowanie szybko rosnących genotypów i ulepszonych metod hodowli lasu, wraz ze zmianami warunków klimatycznych i środowiskowych, mogło stworzyć efekt synergiczny, dodatkowo przyspieszając wzrost lasu.

## **W jaki sposób drzewa przystosowują się do suchych warunków i jak zwiększona produktywność siedlisk zmienia allometrię drzew?**

Długość życia drzew, wahania klimatu, wpływ człowieka i ekstremalne zjawiska pogodowe wpływają na adaptację ekosystemów leśnych do suszy na poziomie osobniczym i populacyjnym. Wraz ze zmieniającymi się warunkami klimatycznymi i środowiskowymi obserwuje się dużą różnorodność genetyczną w obrębie gatunków drzew (Kremer i in., 2012). Optymalne cechy adaptacyjne, które maksymalizują wydajność w lokalnych warunkach, mogą się odpowiednio zmieniać, tworząc rasę jako ewolucyjną odpowiedź populacji (Duputié i in., 2012; Kremer i in., 2012; Polechová i Barton, 2015). Długoterminowa adaptacja do klimatu obejmuje zarówno adaptację genetyczną populacji, jak i zdolność do modyfikowania reakcji fenotypowej na zmiany środowiskowe (Kelly, 2019). Różnice między populacjami przejawiające się w adaptacji cech drzew mają kluczowe znaczenie dla odporności ekosystemów leśnych.

Adaptacja do suchszych i cieplejszych warunków wzrostu determinująca odporność na suszę ma kluczowe znaczenie dla funkcjonowania ekosystemów leśnych, zwłaszcza w lasach strefy umiarkowanej i borealnej, gdzie obserwuje się i przewiduje duże zmiany warunków siedliskowych i związany z nimi rosnący stres wodny (Bréda i in., 2006). Biorąc pod uwagę długowieczność drzew, proces adaptacji może być zbyt powolny w stosunku do obserwowanego i prognozowanego tempa zmian klimatycznych (Bosworth i in., 2008).

Zarówno niższa biomasa nadziemna, jak i odpowiednie głębokie systemy korzeniowe poprawiają pobieranie wody i minimalizują zapotrzebowanie na wodę oraz straty transpiracji w warunkach suszy (Kozłowski i Pallardy, 2002; Hartmann, 2011; Brunner i in., 2015). Ostateczna struktura korzeni drzew zależy od: rodzaju gleby, gatunku drzewa, wieku, stanu zdrowia, stresów środowiskowych, gęstości sadzenia i zabiegów leśnych (Helmisaari i in., 2007). Jednak stosunek biomasy korzeni do pędów i głębokość ukorzenia są w dużej mierze wynikiem reakcji drzewa na deficyt wody (Brunner i in., 2015). Wyższy stosunek biomasy korzeni do pędów i głębsze systemy korzeniowe obserwuje się u gatunków drzew rosnących w suchych warunkach klimatycznych (Le Dantec i in., 2000; Kozłowski i Pallardy, 2002; Bréda i in., 2006; Hartmann, 2011).

Podstawowa reakcja na niedobór wody obejmuje zmiany w alokacji biomasy z nadziemnej do podziemnej oraz rozwój głębokich systemów korzeniowych (Brunner i in., 2015). Jednak drzewa pobudzone do szybkiego

wzrostu wykazują rozbieżne wzorce alokacji biomasy (Palmroth i in., 2002). Wynika to z faktu, że rośliny przeznaczają stosunkowo więcej biomasy na korzenie, gdy czynnik ograniczający wzrost znajduje się pod ziemią (np. składniki odżywcze, woda), podczas gdy czynnik ograniczający znajduje się nad ziemią (np. światło i CO<sub>2</sub>), szybciej zwiększają biomasę nadziemną (Poorter i in., 2012). W wyniku konkurencji o światło, drzewa zwiększają swoją wysokość do granic możliwości mechanicznych i hydraulicznych; odwrotnie, w suchych warunkach niższa wysokość drzew zmniejsza opór hydrauliczny i ryzyko zatoru (Trouvé i in., 2015). Dlatego też gatunki występujące w suchszych miejscach wykazują niższy stosunek wysokości do grubości niż te rosnące w miejscach wilgotnych (Chave i in., 2009). W przypadku gęstych drzewostanów wpływ stresu wodnego na stosunek wysokości do średnicy jest słabszy i dotyczy głównie drzew stłumionych (Trouvé i in., 2015). Silniejsza wrażliwość na stres wodny, skutkująca zahamowaniem wzrostu, obserwowana w przypadku drzew rosnących na otwartej przestrzeni, może być związana z większymi koronami, które zwiększają zapotrzebowanie na wodę na poziomie pojedynczego drzewa (McDowell i in., 2007; D'Amato i in., 2013).

Zgodnie z hipotezą wielokrotnego ograniczania, wzrost któregokolwiek ze składników odżywczych zwiększa tempo wzrostu roślin, ponieważ mogą one przydzielić więcej zasobów do elementu ograniczającego (Ågren i in., 2012). Dlatego w drzewostanach rosnących w warunkach zwiększonej dostępności azotu przy wystarczającej dostępności wody, w których światło jest czynnikiem ograniczającym, drzewa nie rozwijały głębokich i rozległych systemów korzeniowych, inwestując więcej w rozwój części nadziemnych, aby zwiększyć możliwość konkurencji o światło (Brunner i in., 2015, Schuldt i in., 2016). W tak sprzyjających warunkach drzewa osiągają największe rozmiary i rosną szybciej, jednak ich systemy korzeniowe mogą być płytkie i słabo rozwinięte (Novotný i in., 2018). Objawia się to przede wszystkim w młodych drzewostanach o dużym zagęszczeniu, gdzie drzewa silnie konkurują o światło. Niższe zagęszczenie drzewostanu może zmniejszyć negatywne skutki suszy poprzez zmniejszenie konkurencji między poszczególnymi drzewami (Andrews i in., 2020). Jednak obserwowany w rzeczywistości szybszy wzrost zwiększa zagęszczenie drzewostanu, ponieważ drzewa osiągają większe rozmiary w krótszym czasie (Bettinger, 2011). W konsekwencji, zwiększając konkurencję między drzewami, szybszy wzrost ogranicza rozwój systemów korzeniowych, jednocześnie zwiększając zapotrzebowanie na wodę, co przyczynia się do zwiększonej podatności na suszę (Bettinger, 2011). Ze względu na podwyższony poziom CO<sub>2</sub>, który dodatkowo zwiększa produkcję liści i gałęzi, co zaobserwowano zwłaszcza w młodych drze-

wostanach (Kellomäki i Wang, 1997; Seynave i in., 2005; Hyvönen i in., 2007), stres wodny może być jeszcze bardziej nasilony.

### **Jakie mechanizmy fizjologiczne mogą powodować większą podatność na suszę starszych drzewostanów rosnących na żyzniejszych siedliskach?**

Zużycie wody przez drzewa leśne jest zarządzane poprzez ścisłe dostosowanie przewodnictwa szparkowego liści do deficytu pary wodnej (Aranda i in., 2012); jednak drzewa muszą osiągnąć nie tylko nawodnienie organów nadziemnych, ale także zdolność systemu hydraulicznego do zapewnienia ciągłości słupa wody z gleby do liści (Meinzer i in., 2009). Na poziomie drzewostanu zużycie wody przez gatunki drzew leśnych zależy od czynników środowiskowych, a także od hierarchicznej pozycji poszczególnych drzew w drzewostanie (Martin i in., 1999; Granier i in., 2000), składu gatunkowego, struktury drzewostanu, wysokości drzew, wieku drzew i gęstości drzewostanu (Jonard i in., 2011). Zużycie wody jest wyższe w przypadku wysokich drzewostanów i drzew dominujących (Martin i in., 1999; Meinzer i in., 1999; Granier i in., 2000), a jednocześnie wyższe drzewa doświadczają rosnącego stresu wodnego liści z powodu grawitacji i oporu długości kanałów przewodzących (Pittermann i Olson, 2018). Dlatego też korzyści związane z większą wysokością są równoważone przez silniejsze ograniczenia hydrauliczne i zwiększone ryzyko zakłóceń w transporcie wody (Ryan i in., 2006; Kempes i in., 2011). Awaria hydrauliczna występuje, gdy utrata wody przez transpirację przekracza pobór wody przez korzenie. W rezultacie wzrasta napięcie wody w ksylemie, powodując postępującą kawitację i utratę przewodności ksylemu (McDowell i in., 2007). Większe drzewa są bardziej podatne na śmiertelność spowodowaną suszą, ponieważ wyższe drzewa mają szersze przewody wodne, które są bardziej podatne na blokady ksylemu i awarie hydrauliczne w okresach suszy (Adams i in., 2017; Choat i in., 2018; Olson i in., 2018). Drugim mechanizmem wpływającym na przeżywalność drzew podczas suszy jest głód węgla (Sevanto i in., 2014). Aby uniknąć niewydolności hydraulicznej, drzewa zamykają aparaty szparkowe, wywołując ujemny bilans węglowy (McDowell i in., 2007). Ta nierównowaga między zapotrzebowaniem na węglowodany a ich podażą skutkuje niemożnością zaspokojenia osmotycznych, metabolicznych i obronnych wymagań dotyczących węgla (Adams i in., 2017). Co więcej, transport wody jest silnie powiązany z transportem asymilatów (Adams i in., 2017; Sevanto, 2018; Hesse i in., 2021). Dlatego też, szczególnie w przypadku dużych, dojrzałych drzew, ze względu na potrzebę transportu asymilatów na duże odległości, podczas

suszy może wystąpić brak równowagi węglowodanów niestrukturalnych w drobnych korzeniach (Landhäusser i in., 2012). Wrażliwość na wyczerpywanie się rezerw węglowodanów niestrukturalnych, która prowadzi do śmiertelności, jest specyficzna dla grup taksonomicznych. U roślin okrytozalążkowych głód węgla jest ściśle powiązany z podatnością hydrauliczną ksylemu i jest znacznie ważniejszy niż u roślin nagonasiennych (Adams i in., 2017). W związku z tym większe wymiary drzew związane z występowaniem na bardziej produkcyjnych siedliskach mogą prowadzić do zwiększonego zapotrzebowania na wodę, ze względu na stosunkowo wyższe wymagania metaboliczne (Meinzer i in., 2009; Aranda i in., 2012). W konsekwencji dojrzałe, szybciej rosnące drzewa występujące na najbardziej zasobnych siedliskach mogą być bardziej podatne na śmiertelność związaną z suszą (Clark i in., 2014; Stoval i in. 2019).

Co więcej, szybszy wzrost drzew na najbardziej zasobnych siedliskach jest zazwyczaj powiązany ze zwiększonym transportem wody w ksylemie i zdolnością fotosyntezy w liściach, co skutkuje szybszą asymilacją węgla w warunkach wystarczającej ilości wody (Poorter i in., 2010; Schuldt i in., 2016). Drzewa, które rosną szybciej, optymalizują swoje struktury anatomiczne pod kątem bardziej wydajnego transportu wody, zwiększając alokację wody do gałęzi kosztem drobnych korzeni (Schuldt i in., 2016). Optymalizacja ta jest jednak diametralnie różna od optymalizacji fizjologicznej pod kątem odporności na stres suszy (Jacobs i in., 2021). Dlatego też drzewa o „strategii szybkiego wzrostu” prawdopodobnie doświadczą poważniejszych uszkodzeń podczas suszy i mogą wymagać większego nakładu energii na regenerację (Skelton i in., 2018).

### **Czynniki determinujące ryzyko zamierania drzewostanów w wyniku suszy oraz modelowanie ryzyka zamierania**

W ostatnich latach w Polsce przeprowadzono rozległe badania dotyczące procesu zamierania drzewostanów sosnowych. Określono wpływ suszy na intensywność śmiertelności w poszczególnych latach. Intensywność śmiertelności wyrażono miąższością martwych drzew i wskazano cechy drzewostanu oraz siedliska determinujące ryzyko śmiertelności na poziomie drzewostanu w okresie następujących po sobie susz w latach 2015–2019 (Socha i in. 2023). Stwierdzono, że intensywność śmiertelności sosny zwyczajnej w największym stopniu zależy od klimatycznego bilansu wodnego (CWB), jednak kluczową rolę odgrywa okres, dla którego oblicza się CWB. Intensywność śmiertelności w danym roku wyrażona całkowitą miąższością drzew usuniętych w ramach cięć sanitarnych nie była istotnie zale-

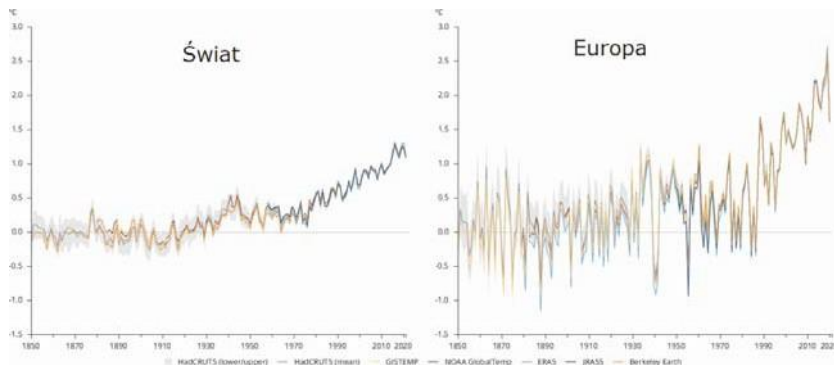
żna od uśrednionego CWB w okresie kwiecień-wrzesień. Wskaźnik CWB w okresie maj-sierpień, mający reprezentować warunki sezonu wegetacyjnego, wyjaśniał około 46% intensywności śmiertelności ( $p=0,0215$ ). W przeciwieństwie do tego, stwierdzono znacznie silniejszy opóźniony wpływ suszy na śmiertelność. Intensywność śmiertelności była silniej skorelowana z CWB w okresie kwiecień-wrzesień poprzedniego roku ( $R^2=0,7470$ ). Jednak intensywność śmiertelności była najsilniej związana z CWB w okresie maj-sierpień poprzedniego roku, który wyjaśnia 89,5% jej zmienności ( $R^2=0,8951$ ).

Wyniki badań wykazały, że w drzewostanach sosnowych objętych badaniami nasilenie suszy wystąpiło w latach 2015–2019, kiedy CWB w okresie maj-sierpień zmniejszyło się poniżej -120 mm, natomiast opóźniony wzrost śmiertelności zaobserwowano w latach 2016–2019. Analizując ryzyko wystąpienia zamierania w danym drzewostanie stwierdzono, o podatności drzewostanu na zamieranie decydują: wiek, zagęszczenie i zasobność drzewostanów. Istotnie większe ryzyko zamierania ma miejsce w drzewostanach wzrastających na gruntach porolnych oraz w przypadku drzewostanów zlokalizowanych w lasach o większej fragmentacji.

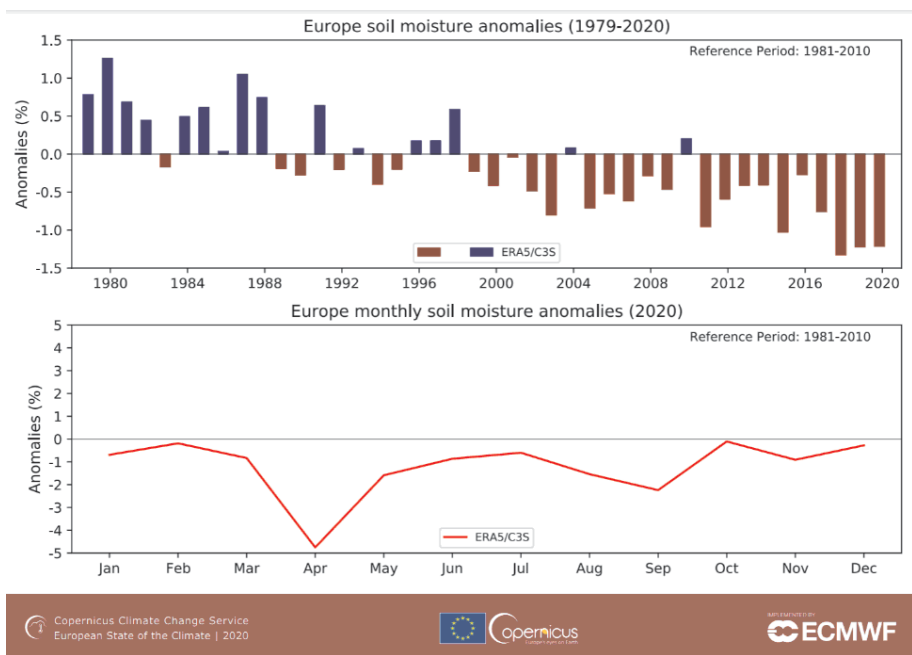
### **Prognozy wpływu zmian klimatu i zmian warunków wilgotnościowych na stan lasów Polski**

W optymistycznym scenariuszu (RCP 4.5) eksperci IOŚ-PIB prognozują, że do końca obecnego stulecia średnia roczna temperatura w Polsce wzrośnie o 1,3°C. Bardziej pesymistyczna wersja (RCP 8.5) będzie oznaczała natomiast wzrost temperatury aż o 3°C. Największe zmiany odczuwalne będą latem i zimą. Będzie więcej dni upalnych, co najbardziej odczuwają mieszkańcy południowo-wschodniej Polski. Liczba dni z przymrozkami zmaleje o około 60 dni w skali roku a liczba dni mroźnych, w których w ciągu całego dnia temperatura jest niższa niż 0°C wyniesie jedynie 10 w roku. Badania wykazały, że do końca XXI stulecia w Polsce będzie też więcej padać – roczna suma opadów zwiększy się, w zależności od przyjętego scenariusza, o 50 do nawet 100 milimetrów. Co ważne, prognozy wskazują, że padać będzie rzadziej, ale bardziej intensywnie: wzrośnie liczba dni w roku z tzw. opadem ekstremalnym, czyli powyżej 20 milimetrów w ciągu doby – to właśnie takie dni w dużej mierze spowodują wzrost sumy opadów w skali roku.

Okazuje się, że bilans wodny Polski również czekają spore zmiany. W związku z wyższą temperaturą powietrza należy się spodziewać, iż większa ilość wody będzie odparowywać. W znacznej części kraju zmniejszy się ilość wody spływającej po powierzchni. Nastąpi zwiększenie zasilania wód podziemnych (o około 16–30%), a mimo to na wielu obszarach kraju wzrosną niedobory wody w glebie.



Ryc. 1. Średnie temperatury przy powierzchni ziemi w skali globalnej (po lewej) i europejskiej (po prawej) w stosunku do okresu przedprzemysłowego 1850–1900, źródło: <https://www.eea.europa.eu/>.



Ryc. 2. (Góra) Roczne anomalie wilgotności gleby w Europie (%) w latach 1979–2020 w stosunku do średniej rocznej z okresu referencyjnego 1981–2010.

Źródło danych: ERA5. Credit: C3S/ECMWF.

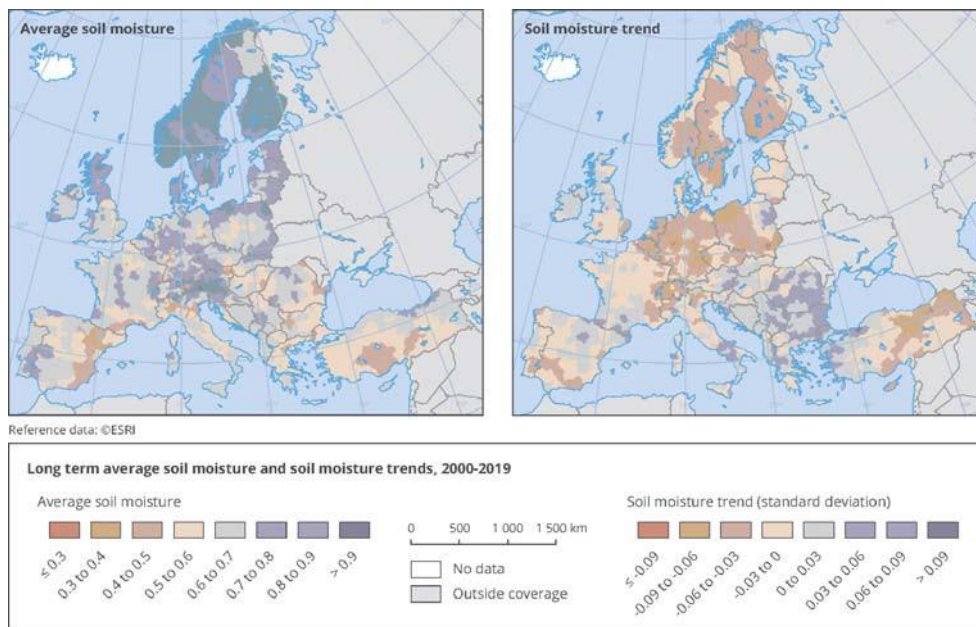
(Dół) Miesięczne anomalie wilgotności gleby w Europie (%) w 2020 r. w stosunku do średniej miesięcznej dla okresu odniesienia 1981–2010.

Źródło danych: ERA5. Credit: C3S/ECMWF.



Opisywane prognozy są o tyle niepokojące, że już obecnie Europa doświadcza coraz silniejszych anomalii wilgotności gleb, a trend nasilenia tych anomalii utrzymuje się już od kilku dziesięcioleci (Ryc. 2).

Za zaskakujące można uznać to, że wbrew oczekiwaniom największe zmiany wilgotności gleb w Europie nie dotyczą krajów południowych lecz krajów Europy środkowej i Skandynawii (Ryc. 3)

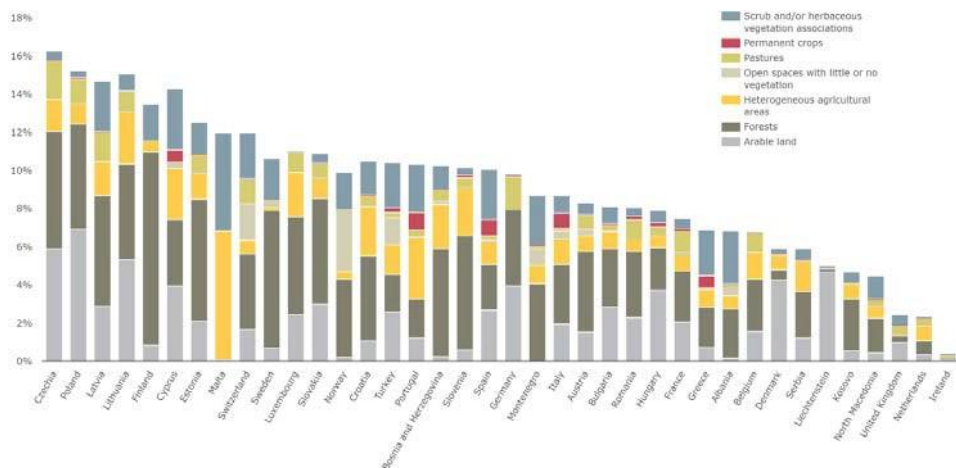


Ryc. 3. Średnia długoterminowa wilgotność gleby i trendy wilgotności gleby, 2000–2019, źródło: <https://www.eea.europa.eu/ims/soil-moisture-deficit>.

W latach 2000–2019 Czechy, Polska, Łotwa, Litwa i Finlandia szczególnie doświadczyły znacznie niższej niż średnia wilgotności gleby w sezonie wegetacyjnym (Ryc. 4). Polska jest druga po Czechach pod względem obszaru objętego deficytem wilgoci w glebie w latach 2000–2019 w procentach powierzchni kraju (ryc. 4.), co ma coraz większe konsekwencje dla stanu zdrowotnego i trwałości lasów.

Badania przeprowadzone w Europie nad łącznymi szkodami spowodowanymi przez zaburzenia naturalne w Europie w latach 1950–2019 (Patacca i in. 2022) wykazały, że wichury powodowały największe szkody, ale gradacje korników i inne zaburzenia biotyczne odnotowały w ostatnim okresie najsilniejszy wzrost. Zaburzenia powodowane przez

gradacje korników w ostatnich latach przekroczyły nawet rozmiar szkód od wiatrów.



Ryc. 4. Obszar rocznego deficytu wilgoci w glebie w krajach europejskich według kraju i pokrycia terenu, w % powierzchni kraju

źródło: <https://www.eea.europa.eu/ims/soil-moisture-deficit>.

Wyniki modelowania przeprowadzone dla Europy wskazują, że zamieranie będzie nadal silnie zmieniało demografię lasów, mediana wieku lasów w ponad 50% krajów Europy do 2050 roku spadnie poniżej 30 lat (Senf i in. 2021). W tym kontekście obserwowanych i prognozowanych problemów z trwałością lasów konieczne jest dostosowanie gospodarki leśnej do czekających ją wyzwań. W tym kontekście pojawia się pytanie czy lepszym postępowaniem jest intensyfikacja gospodarki leśnej czy jej ekstensyfikacja? Badania symulacyjne przeprowadzone w Polsce, Francji i Słowenii w ramach projektu (I-MAESTRO <https://i-maestro.inrae.fr/>) pokazują, że intensyfikacja gospodarki leśnej może się przyczynić do pozyskiwania większej ilości drewna, a tym samym zmniejszenia ilości drewna zniszczonego przez wiatry. Z drugiej strony, jeżeli zmniejszona zostanie intensywność gospodarki (ekstensyfikacja), zwiększą się zasoby węgla i liczba starych drzew korzystnych dla różnorodności biologicznej, ale wzrośnie również ryzyko zakłóceń. Na podstawie wyników symulacji stwierdzono, że próba zwiększenia złożoności lasu (zróznicowanie gatunków, wielkości, struktury drzewostanu) nie zawsze zmniejsza ryzyko szkód spowodowanych przez huragany. Wydaje się, że zależy to od cech krajobrazu, a zwłaszcza od domi-

nującego systemu hodowli lasu. Ponadto wpływ złożoności jest słaby w porównaniu z wpływem intensywności gospodarowania na usługi ekosystemowe. Badania I-MAESTRO podkreśliły, że generalnie europejskie lasy pozostają odporne i mają duży potencjał do odbudowy po zaburzeniach na dużą skalę. Adaptacja do zmian klimatu musi jednak wspierać różnorodność na różnych poziomach. Co bardzo ważne wskazano, że strategie oparte na ekstensyfikacji mogą prowadzić do zwiększenia szkód powodowanych przez zaburzenia, dlatego należy wybrać strategie alternatywne w zależności od kontekstu i lokalnych uwarunkowań.

### **Najważniejsze wyzwania dla gospodarowania lasami w celu przeciwdziałania skutkom skumulowanego stresu klimatycznego i antropopresji w warunkach zmieniającej się polityki leśnej UE i uwarunkowań społecznych**

W ostatnich dziesięcioleciach ekosystemy leśne rosły w szybko zmieniających się warunkach siedliskowych. Zmiany klimatyczne i antropopresja są źródłem skumulowanego stresu klimatycznego zmniejszającego stabilność lasów.

Dla ochrony trwałości i zrównoważonego rozwoju lasów w Europie, potrzebne są kompleksowe i skoordynowane działania, w tym działania polityczne. Strategia na rzecz bioróżnorodności 2030 i Strategia leśna KE, w których jednym z celów jest ochrona i odbudowa ekosystemów leśnych, mogłyby być krokiem wychodzącym naprzeciw wyzwaniom stojącym przed leśnictwem, jednak część założeń strategii wydaje się co najmniej kontrowersyjna i istnieje uzasadniona obawa, że ich wdrożenie w proponowanym obecnie kształcie może przynieść skutki odwrotne do zamierzonych. W dobie obserwowanych problemów potrzebne są pilne działania w kierunku adaptacji lasów do zmian klimatu, w tym innowacyjne praktyki hodowlane oraz środki przeciwdziałania i zapobiegania rozprzestrzenianiu się szkodników i chorób.

Obserwacje stanu lasu w połączeniu z modelami wzrostu oraz ryzyka, uwzględniającymi warunki klimatyczne, pozwalają na monitorowanie stresów i zakłóceń w lasach i umożliwiają bieżące dostosowywanie zabiegów hodowlanych do aktualnych i przewidywanych warunków, w tym do ewentualnych ograniczeń wynikających z polityki UE.

W świetle zmian w prawodawstwie UE konieczne jest przygotowanie gospodarki leśnej do takiego wdrożenia strategii bioróżnorodności i strategii leśnej, które:

- Przyczynią się do minimalizacji negatywnych skutków ekologicznych przez wybór do ewentualnego wyłączenia z gospodarki leśnej drzewostanów względnie odpornych na stres klimatyczny.

– Będzie miało względnie najmniejsze negatywne efekty ekonomiczne dla gospodarki leśnej i rozwoju regionalnego, lokalnych społeczności. Zagrożenie trwałości lasów w Polsce jest ogromnym wyzwaniem dla zarządzających lasami. Wdrożenie odpowiednich działań mających na celu zapewnienie trwałości ekosystemów leśnych w zmieniających się warunkach klimatycznych i społeczno-gospodarczych wymaga akceptacji ze strony wielu grup interesariuszy i całego społeczeństwa. Działaniom mającym na celu adaptację lasów do aktualnych wyzwań i prognozowanych zagrożeń nie służy obserwowana obecnie polaryzacja i radykalizacja poglądów dotyczących leśnictwa oraz włączanie tematyki zarządzania lasami do dyskusji politycznych.

## Literatura

1. Adams, H.D., Zeppel, ..., McDowell, N.G., 2017. A multi-species synthesis of physiological mechanisms in drought-induced tree mortality. *Nature Ecol & Evol* 1, 1285–1291.
2. Ågren, G.I., Wetterstedt, J.A., Billberger, M.F., 2012. Nutrient limitation on terrestrial plant growth--modeling the interaction between nitrogen and phosphorus. *New Phytol.* 194(4), 953–960, <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2012.04116.x>
3. Allen, C.D., Macalady, A.K., Chenchouni, H., Bachelet, D., McDowell, N., Venetier, M., Kitzberger, T., Rigling, A., Breshears, D.D., Hogg, E.H., Gonzalez, P., Fensham, R., Zhang, Z., Castro, J., Demidova, N., Lim, J.H., Allard, G., Running, S.W., Semerci, A., Cobb, N., 2010. A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. *For. Ecol. Manage.* 259, 660–684.
4. Anderegg, W.R.L., Wu, C., Acil, N., Carvalhais, N., Pugh, T.A.M., Sadler, J.P., Seidl, R., 2022. A climate risk analysis of Earth's forests in the 21st century. *Science*, 377(6610), 1099–1103.
5. Andrews, C.M., D'Amato, A.W., Fraver, S., Palik, B., Battaglia, M.A., Bradford, J.B., 2020. Low stand density moderates growth declines during hot-droughts in semi-arid forests. *J. Appl Ecol.* 57, 1089–1102.
6. Appiah, M.A., Holmström, E., Petersson, H., Nyström, K., Mason, E.G., Nilsson, U., 2021. The millennium shift: Investigating the relationship between environment and growth trends of Norway spruce and Scots pine in northern Europe. *For. Ecol. Manage.* 481, 118727. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118727>.
7. Aranda, I., Forner, A., Cuesta, B., Valladares, F., 2012. Species-specific water use by forest tree species: From the tree to the stand. *Agric. Water Manag.* 114, 67–77. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2012.06.024>
8. Bettinger, P., 2011. Forest management in a climate change era: Options for planning. *J. For. Plan.* 16, 57–66.

9. Bontemps, J.D., Bouriaud, O., 2014. Predictive approaches to forest site productivity: recent trends, challenges and future perspectives. *Forestry* 87, 109–128.
10. Bontemps, J.D., Hervé, J.C., Dhôte, J.F., 2009. Long-Term Changes in Forest Productivity: A Consistent Assessment in Even-Aged Stands. *For. Sci.* 55, 549–564.
11. Bosworth, D., Birdsey, R., Joyce, L., Millar, C., 2008. Climate Change and the Nation's Forests: Challenges and Opportunities. *Journal of Forestry* 106(4), 214–221.
12. Bowen, G.D., 1965. Mycorrhiza inoculation in forestry practice. *Australian Forestry* 29, 231–237.
13. Bréda, N., Huc, R., Granier, A., Dreyer, E., 2006. Temperate forest trees and stands under severe drought: a review of ecophysiological responses, adaptation processes and long-term consequences. *Ann. For. Sci.* 63(6), 625–644. <https://doi.org/10.1051/forest:2006042>
14. Brunner, I., Herzog, C., Dawes, M.A., Arend, M., Sperisen, C., 2015. How tree roots respond to drought. *Front. Plant Sci.* 6, 1–16.
15. Charru, M., Seynave, I., Morneau, F., Bontemps, J.D., 2010. Recent changes in forest productivity: An analysis of national forest inventory data for common beech (*Fagus sylvatica* L.) in north-eastern France. *For. Ecol. Manage.* 260, 864–874.
16. Choat, B., Brodribb, T.J., Brodersen, C.R., Duursma, R.A., Lopez, R., Medlyn, B.E., 2018. Triggers of tree mortality under drought. *Nature* 558, 531–539.
17. Churkina, G., Zaehle, S., Hughes, J., Viovy, N., Chen, Y., Jung, M., Heumann, B.W., Ramankutty, N., Heimann, M., Jones, C., 2010. Interactions between nitrogen deposition, land cover conversion, and climate change determine the contemporary carbon balance of Europe. *Biogeoscience* 7, 2749–2764.
18. Clark, J.S., Bell, D.M., Kwit, M.C., Zhu, K., 2014. Competition-interaction landscapes for the joint response of forests to climate change. *Glob. Chang. Biol.* 20, 1979–1991. <https://doi.org/10.1111/gcb.12425>
19. D'Amato, A.W., Bradford, J.B., Fraver, S., Palik, B.J., 2013. Effects of thinning on drought vulnerability and climate response in north temperate forest ecosystems. *Ecol. Appl.* 23, 1735–1742. <https://doi.org/10.1890/13-0677.1>
20. Duputié, A., Massol, F., Chuine, I., Kirkpatrick, M., Ronce, O., 2012. How do genetic correlations affect species range shifts in a changing environment? *Ecol. Lett.* 15, 251–259. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01734.x>
21. Etzold, S., Ferretti, M., Reinds, G.J., Solberg, ..., de Vries, W., 2020. Nitrogen deposition is the most important environmental driver of growth of pure, even-aged and managed European forests. *For. Ecol. Manage.* 458, 117762.
22. Fontes, L., Bontemps, J.D., Bugmann, H., Van Oijen, M., Gracia, C., Kramer, K., Lindner, M., Rötzer, T., Skovsgaard, J.P., 2010. Models for supporting forest management in a changing environment. *For. Syst.* 19, 8–29.

23. Fries, A., Lindgren, D., Ying, C.C., Ruotsalainen, S., Lindgren, K., Elfving, B., Karlsmats, U., 2000. The effect of temperature on site index in western Canada and Scandinavia estimated from IUFRO *Pinus contorta* provenance experiments. *Can. J. For.* 30, 921–929.
24. Gehring, C.A., Sthultz, C.M., Flores-Rentería, L., Whipple, A.V., Whitham, T.G., 2017. Tree genetics defines fungal partner communities that may confer drought tolerance. *Proc Natl Acad Sci USA* 114, 11169–11174.
25. Granier, A., Biron, P., Lemoine, D., 2000. Water balance, transpiration and canopy conductance in two beech stands. *Agr. Forest Meteorol.* 100, 291–308. [https://doi.org/10.1016/S0168-1923\(99\)00151-3](https://doi.org/10.1016/S0168-1923(99)00151-3).
26. Grote, R., Samson, R., Alonso, R., Amorim, J.H., Carinanos, P., Churkina, G., Fares, S., Le Thiec, D., Niinemets, Ü., Mikkelsen, T.N., Paoletti, E., Tiwary, A., Calfapietra, C., 2016. Functional traits of urban trees: air pollution mitigation potential. *Front. Ecol. Environ.* 14(10), 543–550.
27. Gutsch, M., Lasch-Born, P., Suckow, F., Reyer, C.P.O., 2015. Evaluating the productivity of four main tree species in Germany under climate change with static reduced models. *Ann. For. Sci.* 73, 401–410.
28. Hartmann, H., Bastos, A., Das, A. J., Esquivel-Muelbert, A., Hammond, W. M., Martínez-Vilalta, J., McDowell, N.G., Powers, J.S., Pugh, T.A.M., Ruthrof, K.X., Allen, C.D., 2022. Climate change risks to global forest health: emergence of unexpected events of elevated tree mortality worldwide. *Annual Rev of Plant Biol.* 73(1), 673–702.
29. Hartmann, H., 2011. Will a 385 million year-struggle for light become a struggle for water and for carbon? How trees may cope with more frequent climate change-type drought events. *Glob. Change Biol.* 17, 642–655.
30. Helmisaari, H., Derome, J., Nöjd, P., Kukkola, M., 2007. Fine root biomass in relation to site and stand characteristics in Norway spruce and Scots pine stands. *Tree Physiol.* 27, 1493–1504.
31. Henttonen, H.M., Nöjd, P., Mäkinen, H., 2017. Environment-induced growth changes in the Finnish forests during 1971–2010-an analysis based on National Forest Inventory. *For Ecol Manag* 386, 22–36.
32. Hesse, B. D., Hartmann, H., Rötzer, T., Landhäuser, S. M., Goisser, M., Weigl, F., Pritsch, K., Grams, T.E.E., 2021. Mature beech and spruce trees under drought – Higher C investment in reproduction at the expense of whole?tree NSC stores. *Environ and Exp Bot* 191, 104615.
33. Hickler, T., Rammig, A., Werner, C., 2015. Modelling CO<sub>2</sub> Impacts on Forest Productivity. *Curr. For. Reports* 1, 69–80. <https://doi.org/10.1007/s40725-015-0014-8>
34. Hunter, I., Schuck, A., 2002. Increasing forest growth in Europe – possible causes and implications for sustainable forest management. *Plant Biosyst.* 136, 133–142.

35. Hyvönen, R., Ågren, G.I., Linder, S., ..., Wallin, G., 2007. The likely impact of elevated [CO<sub>2</sub>], nitrogen deposition, increased temperature and management on carbon sequestration in temperate and boreal forest ecosystems: A literature review. *New Phytol.* 173, 463–480.
36. IPCC, 2013. *Climate Change 2013. The Physical Science Basis. Working Group I. United States of America.*
37. IPCC, 2019. *Climate Change and Land: an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems*
38. Jacobs, M., Rais, A., Pretzsch, H., 2021. How drought stress becomes visible upon detecting tree shape using terrestrial laser scanning (TLS). *For. Ecol. Manag.* 489, 11.
39. Jonard, F., André, F., Ponette, Q., Vincke, C., Jonard, M., 2011. Sap flux density and stomatal conductance of European beech and common oak trees in pure and mixed stands during the summer drought of 2003. *J. Hydrol.* 409, 371–381.
40. Kahle, H.P., Karjalainen, T., Schuck, A., Ågren, G.I., Kellomäki, S., Mellert, K.H., Prietzel, J., Rehfuss, K.E., Spiecker, H., 2008. Causes and consequences of forest growth trends in Europe – Results of the RECOGNITION Project. *EFI Research Report 21, Brill Leiden, Boston, Köln.*
41. Kellomäki, S., Wang, K.Y., 1997. Effects of long-term CO<sub>2</sub> and temperature elevation on crown nitrogen distribution and daily photosynthetic performance of Scots pine. *For. Ecol. Manage.* 99, 309–326.
42. Kelly, M., 2019. Adaptation to climate change through genetic accommodation and assimilation of plastic phenotypes. *Philos Trans R Soc Lond B Biol Sci.* 18, 374(1768):20180176.
43. Kempes, C.P., West, G.B., Crowell, K. Girvan, M., 2011. Predicting maximum tree heights and other traits from allometric scaling and resource limitations. *PLoS One*, 6.
44. King, G.M., Gugerli, F., Fonti, P., Frank, D.C., 2013. Tree growth response along an elevational gradient: Climate or genetics? *Oecologia* 173, 1587–1600.
45. Kozłowski, T., Pallardy, S.A., 2002. Acclimation and Adaptive Responses of Woody Plants to Environ Stresses. *The Botanical Review* 68, 270–334.
46. Kremer, A., Ronce, O., Robledo-Arnuncio, J.J., Guillaume, F., Bohrer, G., Nathan, R., Bridle, J.R., Gomulkiewicz, R., Klein, E.K., Ritland, K., Kupperman, A., Gerber, S., Schueler, S., 2012. Long-distance gene flow and adaptation of forest trees to rapid climate change. *Ecol. Lett.* 15, 378–392.
47. Landhäusser S. M., Pinno B. D., Liefers V. J., Chow P.S., 2012. Partitioning of carbon allocation to reserves or growth determines future performance of aspen seedlings. *For. Ecol. Manage.* 275, 43–51.
48. Le Dantec, V., Dufrêne, E., Saugier, B., 2000. Interannual and spatial variation in maximum leaf area index of temperate deciduous stands. *For. Ecol. Manage.*

- 134(1–3), 71–81. Martin, T.A., Hinckley, T.M., Meinzer, F.C., Sprugel, D.G., 1999. Boundary layer conductance, leaf temperature and transpiration of *Abies amabilis* branches. *Tree Physiol.* 19(7), 435–443.
49. McDowell, N.G., Adams, H.D., Bailey, J.D., Kolb, T.E., 2007. The role of stand density on growth efficiency, leaf area index, and resin flow in southwestern ponderosa pine forests. *Can. J. For. Res.* 37, 343–355.
50. Meinzer, F., Andrade, J., Goldstein, G., Holbrook, N.M., Cavellier, J., Wright, S.J., 1999. Partitioning of soil water among canopy trees in a seasonally dry tropical forest. *Oecologia* 121, 293–301.
51. Meinzer, F.C., Johnson, D.M., Lachenbruch, B., McCulloh, K.A., Woodruff, D.R., 2009. Xylem hydraulic safety margins in woody plants: Coordination of stomatal control of xylem tension with hydraulic capacitance. *Funct. Ecol.* 23, 922–930.
52. Novotný, R., Lomský, B., Šrámek, V., 2018. Changes in the phosphorus and nitrogen status and supply in the young spruce stands in the Lužické, the Jižerské and the Orlické Mts. in the Czech Republic during the 2004–2014 period. *Eur. J. For. Res.* 137, 879–894.
53. Olson, M. E., Soriano, D., Rosell, J. A.,..., Méndez-Alonzo, R., 2018. Plant height and hydraulic vulnerability to drought and cold. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 115: 7551–7556.
54. Palmroth, S., Stenberg, P., Smolander, S., Voipio, P., Smolander, H., 2002. Fertilization has little effect on light-interception efficiency of *Picea abies* shoots. *Tree Physiol.* 22, 1185–1192.
55. Pau, M., Gauthier, S., Chavard, R. D., Girardin, M. P., Marchand, W., Bergeron, Y., 2022. Site index as a predictor of the effect of climate warming on boreal tree growth. *Glob Change Biol* 28, 1903–1918.
56. Patacca, M., Lindner, M., Lucas-Borja, M.E., Cordonnier, T., Fidej, G., Gardiner, B., Hauf, Y., Jasinevičius, G., Labonne, S., Linkevičius, E., Mahnken, M., Milanovic, S., Nabuurs, G.J., Nagel, T.A., Nikinmaa, L., Panyatov, M., Bercak, R., Seidl, R., Ostrogović Sever, M.Z., Socha, J., Thom, D., Vuletic, D., Zudin, S., Schelhaas, M.J., 2022. Significant increase in natural disturbance impacts on European forests since 1950. *Glob. Chang. Biol.* 1359–1376.
57. Pittermann, J., Olson, M.E., 2018. Transport efficiency and cavitation resistance in developing shoots: A risk worth taking. *Tree Physiol.* 38, 1085–1087.
58. Polechová, J., Barton, N.H., 2015. Limits to adaptation along environmental gradients. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 112, 6401–6406.
59. Poorter, L., McDonald, I., Alarcón, A., Fichtler, E., Licona, J.C., Peña-Claros, M., Sterck, F., Villegas, Z., Sass-Klaassen, U., 2010. The importance of wood traits and hydraulic conductance for the performance and life history strategies of 42 rainforest tree species. *New Phytol.* 185, 481–492.



60. Poorter, H., Niklas, K.J., Reich, P.B., Oleksyn, J., Poot, P., Mommer, L., 2012. Biomass allocation to leaves, stems and roots: Meta-analyses of interspecific variation and environmental control. *New Phytol.* 193, 30–50.
61. Pretzsch, H., Biber, P., Schütze, G., Bielak, K., 2014a. Changes of forest stand dynamics in Europe. Facts from long-term observational plots and their relevance for forest ecology and management. *For. Ecol. Manage.* 316, 65–77.
62. Pretzsch, H., Biber, P., Schütze, G., Uhl, E., Rötzer, T., 2014b. Forest stand growth dynamics in Central Europe have accelerated since 1870. *Nat. Commun.* 5, 4967.
63. Ryan, M.G., Philipps, N., Bond, B.J., 2006. The hydraulic limitation hypothesis revisited. *Plant, Cell & Environ* 29, 367–381. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3040.2005.01478.x>
64. Schuldt, B., Knutzen, F., Delzon, S., Jansen, S., Müller-Haubold, H., Burlett, R., Clough, Y. and Leuschner, C., 2016. How adaptable is the hydraulic system of European beech in the face of climate change-related precipitation reduction?. *New Phytol* 210, 443–458.
65. Seidl, R., Thom, D., Kautz, M., Martin-Benito, D., Peltoniemi, M., Vacchiano, G., Wild, J., Ascoli, D., Petr, M., Honkaniemi, J., Lexer, M.J., Trotsiuk, V., Mairota, P., Svoboda, M., Fabrika, M., Nagel, T.A., Reyer, C.P.O., 2017. Forest disturbances under climate change. *Nature Clim Change* 7, 395–402.
66. Senf, C., Seidl, R., 2021. Storm and fire disturbance in Europe: Distribution and trends. *Glob Change Biol* 27(15), 3605–3619.
67. Sevanto S., 2018. Drought impacts on phloem transport. *Curr Opin Plant Biol.* 43, 76–81. <https://doi.org/10.1016/j.pbi.2018.01.002>.
68. Sevanto, S., McDowell, N.G., Dockman, L.T., Pangle, R., Pockman, W.T., 2014. How do trees die?. *Plant Cell Environ* 37, 153–161. <https://doi.org/10.1111/pce.12141>
69. Seynave, I., Gégout, J.C., Hervé, J.C., Dhôte, J.F., Drapier, J., Bruno, É., Dumé, G., 2005. *Picea abies* site index prediction by environmental factors and understorey vegetation: a two-scale approach based on survey databases. *Can. J. For. Res.* 35, 10.
70. Sharma, R.P., Brunner, A., Eid, T., 2012. Site index prediction from site and climate variables for Norway spruce and Scots pine in Norway. *Scand. J. For. Res.* 27, 619–636.
71. Skelton, R.P., Dawson, T.E., Thompson, S.E., Shen, Y., Weitz, A.P., Ackerly, D., 2018. Low Vulnerability to Xylem Embolism in Leaves and Stems of North American Oaks, *Plant Physiol* 177(3), 1066–1077. <https://doi.org/10.1104/pp.18.00103>
72. Socha, J., Coops, N.C.N.N.C., Ochal, W., 2016. Assessment of age bias in site index equations. *iForest – Biogeosciences For.* 55, e1-e7.

73. Socha, J., Solberg, S., Tymiąska-Czabańska, L., Tompalski, P., Vallet, P., 2021. Height growth rate of Scots pine in Central Europe increased by 29% between 1900 and 2000 due to changes in site productivity. *For. Ecol. Manage.* 490, 119102. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119102>
74. Socha J., Hawryło P., Reineking B., Tymiąska-Czabańska L., Lindner M., Netzel P., Grabska-Szwagrzyk E., Vallejos R., Reyser C.P.O. 2023. Higher site productivity and stand age enhance forest susceptibility to drought-induced mortality (in press).
75. Solberg, S., Andreassen, K., Clarke, N., Tørseth, K., Tveito, O.E., Strand, G.H., Tomter, S., 2004. The possible influence of nitrogen and acid deposition on forest growth in Norway. *For. Ecol. Manage.* 192, 241–249.
76. Solberg, S., Dobbertin, M., Reinds, G.J., Lange, H., Andreassen, K., Fernandez, P.G., Hildingsson, A., de Vries, W., 2009. Analyses of the impact of changes in atmospheric deposition and climate on forest growth in European monitoring plots: A stand growth approach. *For. Ecol. Manage.* 258, 1735–1750.
77. Stovall, A.E.L., Shugart, H., Yang, X., 2019. Tree height explains mortality risk during an intense drought. *Nat. Commun.* 10.
78. Trouvé, R., Bontemps, J.D., Seynave, I., Collet, C., Lebourgeois, D., 2015. Stand density, tree social status and water stress influence allocation in height and diameter growth of *Quercus petraea* (Liebl.). *Tree Physiology* 35 (10), 1035–1046.
79. Wright, I.J., Reich, P.B., Westoby, M., ..., Villar, R., 2004. The world-wide leaf economics spectrum. *Nature* 428, 821– 827.
80. Yan, Z., Eziz, A., Tian, D., Li, X., Hou, X., Peng, H., Han, W., Guo, Y., Fang, J., 2019. Biomass allocation in response to nitrogen and phosphorus availability: Insight from experimental manipulations of *Arabidopsis thaliana*. *Front. Plant Sci.* 10, 1–9.
81. Yue, C., Mäkinen, H., Klädtke, J., Kohnle, U., 2014. An approach to assessing site index changes of Norway spruce based on spatially and temporally disjunct measurement series. *For. Ecol. Manage.*

Prof. dr hab. Jarosław Socha  
 Uniwersytet Rolniczy im. H. Kołłątaja w Krakowie  
 Wydział Leśny,  
 Katedra Zarządzania Zasobami Leśnymi

**Referat z sesji naukowej pt.: "Wielofunkcyjna gospodarka leśna dla realizacji współczesnych potrzeb ochrony środowiska i oczekiwań społecznych" z okazji 122 Zjazdu Polskiego Towarzystwa Leśnego w Wałbrzychu, 07-09.09.2023.**