

BARBARA M. SENSUŁA, SŁAWOMIR WILCZYŃSKI, NATALIA PIOTROWSKA

Zastosowanie metod dendrochronologicznych oraz spektrometrycznych w monitorowaniu drzewostanów sosnowych na obszarach przemysłowych*

Application of dendrochronology and mass spectrometry in bio-monitoring of Scots pine stands in industrial areas

ABSTRACT

Sensuła B. M., Wilczyński S., Piotrowska N. 2016. Zastosowanie metod dendrochronologicznych oraz spektrometrycznych w monitorowaniu drzewostanów sosnowych na obszarach przemysłowych. Sylwan 160 (9): 730-740.

The main aim of this study was to analyze the variability of width as well as content of stable oxygen and carbon isotopes, and radiocarbon in *Pinus sylvestris* L. tree rings. Analysed Scots pine stand grew on the fresh mixed coniferous forest habitat type on site located in the vicinity of the power plant in Łaziska Górne (southern Poland). The combined usage of tree ring width and isotopic data allowed to identify how investigated trees have adapted to the pollution. Strong increase of industrial pollution emission was noted on the investigated site between 1960s and 1980s. During that time, the trees reduced their radial increment and the heterogeneity of their reaction increased, whereas their sensitivity to short-term impulses to changes in the environment conditions weakened. We observed depletion rates of ^{14}C and $\delta^{13}\text{C}$ concentration in α -cellulose related to the CO_2 emission into the atmosphere in the processes associated with the fossil fuels combustion. Prior to 2000, a decrease in stomatal conductivity was associated with a minor changes in the net photosynthesis rate and that elevated CO_2 increased intrinsic water use efficiency (approximately by 40%).

KEY WORDS

Scots pine, bio-monitoring, tree-ring, isotopes, pollution, Łaziska Górne power plant

ADDRESSES

Barbara M. Sensuła ⁽¹⁾ – e-mail: barbara.sensula@polsl.pl

Sławomir Wilczyński ⁽²⁾ – e-mail: s.wilczynski@ur.krakow.pl

Natalia Piotrowska ⁽¹⁾ – e-mail: natalia.piotrowska@polsl.pl

⁽¹⁾ Instytut Fizyki – Centrum Naukowo-Dydaktyczne, Politechnika Śląska; ul. Konarskiego 22B, 44-100 Gliwice

⁽²⁾ Zakład Ochrony Lasu, Entomologii i Klimatologii Leśnej, Uniwersytet Rolniczy w Krakowie; al. 29 Listopada 46, 31-425 Kraków

*Praca naukowa finansowana w ramach projektu badawczego „Drzewa jako bioindykatory przemysłowych zanieczyszczeń powietrza w okresie wdrażania proekologicznej polityki na obszarze Śląska” finansowanego przez Narodowe Centrum Nauki (DEC-2011/03/D/ST10/05251).

Wstęp

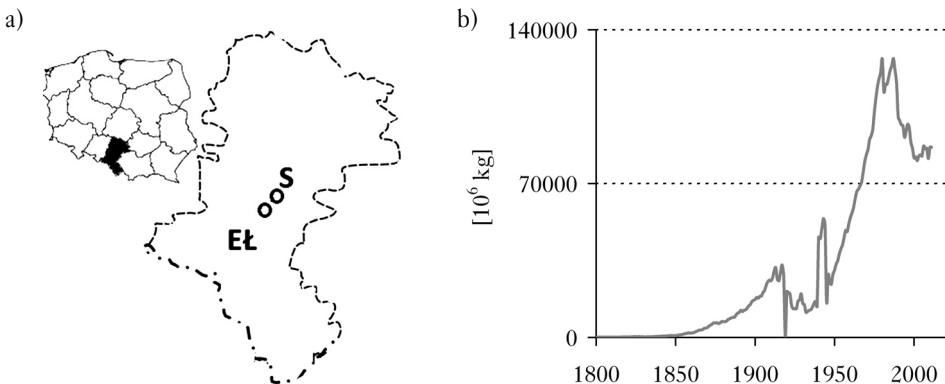
Szybki rozwój przemysłu w drugiej połowie XX wieku spowodował wzrost poziomu emisji zanieczyszczeń. Na Górnym Śląsku emisja, a w konsekwencji i imisja zanieczyszczeń, rosła nieprzerwanie do końca lat 80. ubiegłego wieku (ryc.1). Zanieczyszczenia przemysłowe mają negatywny wpływ nie tylko na ludzi, ale także na drzewa [Malik i in. 2012], które, jeśli przetrwają, zapisują w słojach drewna niekorzystne zmiany zachodzące w środowisku ich życia.

Metody dendrochronologiczne, wykorzystywane w badaniu reakcji przyrostowych drzew, pozwalają wykryć wpływ zanieczyszczeń na drzewa. Dokonuje się tego m.in. poprzez analizę zmian wielkości przyrostów radialnych drzew, udziału osobników wykazujących osłabienie potencjału przyrostowego oraz stopnia jednorodności ich reakcji przyrostowych [Krapiec, Szychowska-Krapiec 2001; Wilczyński 2006; Eckstein, Schweingruber 2009; Elling i in. 2009; Malik i in. 2009, 2010]. Wynika to z faktu, że różne rodzaje reakcji przyrostowych drzew można traktować jako miary ich wrażliwości na presję różnych czynników środowiskowych. Uzupełnieniem badań dendrochronologicznych są analizy określające zmiany składu izotopów stabilnych w liściach oraz drewnie drzew dokonywane za pomocą metod spektrometrycznych [Farquhar i in. 1989; Scheidegger i in. 2000; Savard 2010; Sensuła 2015, 2016a]. Łączenie różnych metod badawczych pozwala uzyskać pełniejszą informację o relacjach środowisko-drzewo, co może być wykorzystane w biomonitoringu środowiska w skali lokalnej, regionalnej, jak i globalnej [Morison 1993; Savard 2010; Sensuła, Pazdur 2013a, b; Sensuła i in. 2015; Sensuła 2016a].

Celem badań była ocena wpływu zanieczyszczeń przemysłowych na wybrane rodzaje reakcji przyrostowych populacji sosny zwyczajnej, wykorzystania przez nie wody oraz zmiany składu izotopowego pierwiastków w ich drewnie. Prezentowane badania są przykładem monitoringu środowiska leśnego wykorzystującego różne metody badawcze.

Teren badań

Obiektem badań był drzewostan sosnowy w wieku około 80 lat rosnący na siedlisku boru mieszanego świeżego. Znajdował się on około 12 km na północny wschód od elektrowni w Łaziskach Górnych (50°10'N, 18°59'E), na linii najczęstszych w tym rejonie wiatrów, wiejących z kierunku



Ryc. 1.

Lokalizacja stanowiska badawczego (S) w pobliżu elektrowni w Łaziskach Górnych (EŁ) (a) oraz poziom emisji CO₂ w Polsce w latach 1800-2010 [Boden i in. 2016] (b)

Location of the study site (S) nearby the power station in Łaziska Górne (EŁ) (a) and fossil fuel CO₂ emissions in Poland in years 1800-2010 [Boden et al. 2016] (b)

południowo-zachodniego (ryc. 1). Elektrownia w Łaziskach Górnych powstała już w 1918 roku, jednak silny wzrost ilości produkowanej przez nią energii oraz emitowanych zanieczyszczeń nastąpił na początku lat 60. XX wieku. Ograniczenie produkcji oraz modernizacje proekologiczne prowadzone w elektrowni na początku lat 90. spowodowały wydatną redukcję emitowanych przez nią zanieczyszczeń. Ze względu na poziom emitowanych zanieczyszczeń wyróżniono trzy okresy: pierwszy – do początku lat 60., drugi, obejmujący lata 60., 70. i 80., oraz trzeci – po roku 1990.

Material i metody

ANALIZY DENDROCHRONOLOGICZNE. W drzewostanie sosnowym wytypowano 20 sosen należących do najwyższych klas Krafca, niewykazujących zewnętrznych oznak chorobowych. Z ich pni pobrano po jednym odwiercie na wysokości pierśnicy. Na wywiertach pomierzono szerokości słoików rocznych drewna (TRW), a następnie wydatowano je, wspomagając się programem komputerowym Cofecha [Holmes 1983]. Na podstawie serii szerokości słoików 20 drzew skonstruowano stanowiskową chronologię szerokości słoików, po czym dokonano indeksacji wartości szerokości słoików, obliczając w każdym roku wartość indeksu przyrostowego (R_1). Do chronologii szerokości słoików dopasowano negatywną krzywą eksponentialną, która stanowi model zmian wielkości przyrostów na grubość. Następnie w każdym roku wartości szerokości słoików podzielono przez wartość dopasowanej krzywej, otrzymując indeksy przyrostów radialnych (R). Wskazują one na względną wielkość przyrostu radialnego w stosunku do przyrostu modelowego. W ten sposób chronologie pozbawione zostały zmienności długookresowej, natomiast pozostawiona została zmienność średnio- oraz krótkookresowa. W kolejnym kroku wyznaczono okres trwałej redukcji przyrostów radialnych, w którym indeksy przyrostowe stałe przyjmowały wartość poniżej 1. Im mniejsza była wartość indeksu, tym większa była redukcja przyrostu. Dla każdego roku obliczono także wskaźnik zmiany szerokości słoików (C_{TRW}), który wskazuje na stopień reaktywności drzew na krótkookresowe bodźce środowiskowe:

$$C_{TRWi} = TRW_i - TRW_{i-1}$$

gdzie:

TRW_i – szerokość słoja w roku i ,

TRW_{i-1} – szerokość słoja w roku poprzednim.

Dla trzech 24-letnich interwałów: przed redukcją przyrostów (1937-1960), w okresie redukcji (1963-1986) oraz w okresie regeneracji (1989-2012) obliczono średnie wartości wskaźników TRW, R_1 , C_{TRW} , a także wskaźniki r_{bt} oraz EPS. Wskaźnik r_{bt} (średni współczynnik korelacji wszystkich par serii indeksowanych) informuje o stopniu jednorodności corocznych reakcji przyrostowych w danym wieloleciu, natomiast EPS o reprezentatywności skonstruowanej chronologii [Wigley i in. 1984]. Do oceny zmian podobieństwa reakcji przyrostowych drzew z roku na rok wykorzystano metodę lat wskaźnikowych, które wytypowano na podstawie wartości wskaźnika IT (ang. interval trend) [Schweingruber i in. 1990]. Są to lata, w których określony, minimalny procent drzew wykazuje podobną tendencję przyrostową, czyli wzrost przyrostu na grubość (lata pozytywne) lub jego spadek w stosunku do przyrostu z roku poprzedniego (lata negatywne). Przyjęto minimalną wartość wskaźnika IT dla lat wskaźnikowych równą 85%. Zmiany stopnia podobieństwa reakcji przyrostowych drzew z roku na rok pozwalają rozpoznać występowanie zakłóceń w ich wzroście.

ANALIZY IZOTOPOWE. Dodatkowo do badań izotopowych zostały pobrane wywierty z 5 dominujących sosen. Ekstrakcję α -celulozy wykonano w oparciu o metodę Greena [1963]. W próbkach zostały wyznaczone względne zawartości izotopów stabilnych węgla i tlenu za pomocą systemu

ISOPRIME (EA-IRMS) zbudowanego z analizatora elementarnego oraz spektrometru masowego Instytutu Fizyki Politechniki Śląskiej [Sensuła, Pazdur 2013a, b]. Do pomiarów koncentracji ^{14}C próbki celulozy spalono w analizatorze elementarnym, następnie uzyskany CO_2 został zgrafityzowany w automatycznym systemie grafityzacji AGE [Wacker i in. 2010]. Pomiar koncentracji izotopu ^{14}C w graficie wykonano w laboratorium DirectAMS (Seattle, USA) [Zoppi 2010]. Przeprowadzono je dla poszczególnych lat okresu 1999-2012 oraz dla co piątego słoja z lat 1975-1995.

Względna zawartość izotopów danego pierwiastka (δ) wyrażono w promilach jako względną różnicę pomiędzy stosunkiem izotopowym w próbce i we wzorcu:

$$\delta = (R_{\text{próbki}} / R_{\text{wzorca}} - 1) \cdot 1000$$

Frakcjonowanie izotopowe węgla ($\delta^{13}\text{C}$) w roślinach związane jest głównie z dyfuzją atmosferycznego CO_2 przez aparat szparkowy do wnętrza liścia oraz z reakcjami enzymatycznymi w procesach metabolicznych rośliny [Farquhar i in. 1989]:

$$\delta^{13}\text{C}_{\text{roślina}} = \delta^{13}\text{C}_{\text{powietrze}} - a \cdot (1 - C_{\text{roślina}}/C_{\text{powietrze}}) - b \cdot (C_{\text{roślina}}/C_{\text{powietrze}})$$

gdzie:

- $C_{\text{roślina}}$ – koncentracja CO_2 w liściu,
- $C_{\text{powietrze}}$ – koncentracja CO_2 w atmosferze,
- a – frakcjonowanie izotopowe przez aparat szparkowy ($a \approx 4,4\%$),
- b – frakcjonowanie izotopowe podczas karboksylacji ($b \approx 27\%$).

Wartość dyskryminacji $\Delta^{13}\text{C}$ określa zmianę składu izotopowego w badanej próbce z uwzględnieniem frakcjonowania izotopu węgla w powietrzu:

$$\Delta^{13}\text{C} = (\delta^{13}\text{C}_{\text{powietrze}} - \delta^{13}\text{C}_{\text{liścia}}) / (1 + \delta^{13}\text{C}_{\text{liścia}})$$

WUE (Water-use efficiency) określa stosunek ilości wody, którą roślina pobiera i używa w procesach metabolizmu, do ilości wody utraconej przez roślinę w procesie transpiracji [Ehrelinger 1993]:

$$\text{WUE} = \frac{A}{E} = \frac{b - \Delta \left(\frac{C_{\text{powietrze}}}{1,6} \right)}{b - a}$$

gdzie:

$$\Delta = a \frac{C_{\text{powietrze}} - C_{\text{liścia}}}{C_{\text{powietrze}}} + b \cdot \frac{C_{\text{liścia}}}{C_{\text{powietrze}}} = a + (b - a) \frac{C_{\text{liścia}}}{C_{\text{powietrze}}}$$

Zmienność przewodności szparkowej oraz zmienność maksymalnej wydajności fotosyntezy może być analizowana na podstawie zmian izotopów stabilnych węgla i tlenu w roślinie. Modele frakcjonowania izotopowego [Farquhar i in. 1989; Scheidegger i in. 2000] pozwalają określić, który z czynników jest decydujący i jak roślina reaguje w sytuacji wystąpienia dodatkowego klimatycznego lub antropogenicznego czynnika. Analizy te są tylko jakościowe. Gdy za zmiany $\Delta^{13}\text{C}$ odpowiada ograniczanie przewodności aparatów szparkowych, a zmiany w wydajności fotosyntezy są niewielkie, wówczas odpowiedzią może być dodatnia zależność pomiędzy $\delta^{13}\text{C}$ i $\delta^{18}\text{O}$ w roślinie. Jeśli na zmiany $\Delta^{13}\text{C}$ ma wpływ jedynie wydajność fotosyntezy, przewidywany jest brak korelacji pomiędzy $\delta^{13}\text{C}$ i $\delta^{18}\text{O}$, gdyż wydajność fotosyntezy nie wpływa na frakcjonowanie izotopów tlenu. Jeżeli za zmiany $\Delta^{13}\text{C}$ odpowiada ograniczenie przewodności aparatów szparkowych, a zmiany w wydajności fotosyntezy są znaczące, to zmiana $\delta^{18}\text{O}$ na jednostkową zmianę $\Delta^{13}\text{C}$ będzie większa niż w przypadku, gdyby za zmiany w $\Delta^{13}\text{C}$ odpowiadało jedynie ograniczenie przewodności aparatów szparkowych [Barbour i in. 2000].

Znormalizowaną wartość $\Delta^{14}\text{C}$ (‰) opisuje równanie [van der Plicht, Hogg 2006]:

$$\Delta^{14}\text{C} = \{F^{14}\text{C} \cdot \exp[-\lambda(T_i - 1950)] - 1\} \cdot 1000$$

gdzie:

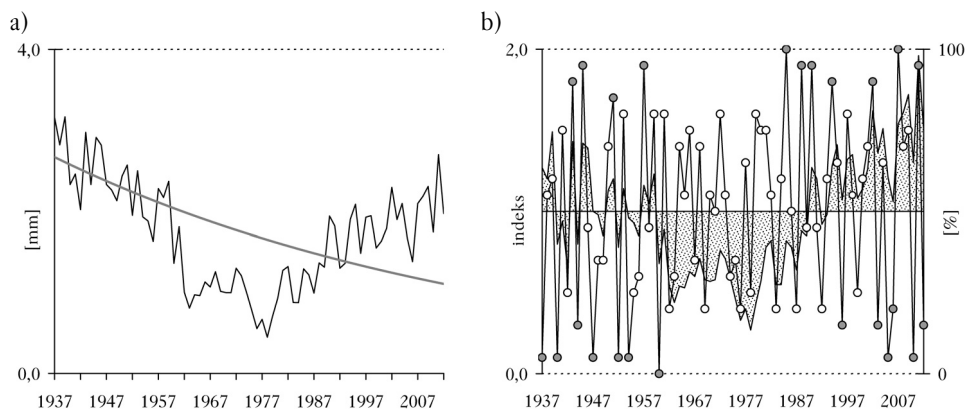
$F^{14}\text{C}$ – znormalizowany wynik pomiaru koncentracji ^{14}C ,

λ – stała rozpadu izotopu ^{14}C ,

T_i – rok kalendarzowy słoja.

Wyniki

W latach 1937-2012 wystąpiły trzy okresy, w których badane sosny charakteryzowały się odmiennymi reakcjami przyrostowymi. W pierwszym okresie, do końca lat 50., sosny stopniowo zmniejszały wielkość przyrostów radialnych. Spadek ten był zgodny z modelem zmian wielkości przyrostów na grubość, który wynika głównie ze zwiększającego się wieku drzew oraz rozmiarów pni (ryc. 2). Zaobserwowano także silną coroczną zmienność wielkości słoików drewna, co pokazuje wskaźnik C_{TRW} , którego średnia wartość dla tego okresu wyniosła 0,31 (tab.). Średnia wartość wskaźnika R_I , określającego względną wielkość słoików, wyniosła w tym okresie 1,02. Była ona zatem bardzo bliska wartości modelowej, równej 1. W drugim okresie, który obejmował lata 60., 70. i 80. ubiegłego wieku, nastąpiło długotrwałe obniżenie przyrostów radialnych, które utrzymywało się nieprzerwanie do końca lat 80. (ryc. 2). Średnia szerokość słoja badanych sosen (TRW) wyniosła 0,99 mm i była istotnie ($p < 0,05$) niższa niż w poprzednim okresie (2,37 mm) (tab.). Z kolei śred-



Ryc. 2.

Stanowiskowa chronologia szerokości słoików wraz z dopasowaną do niej negatywną krzywą eksponenty (a) oraz stanowiskowa chronologia indeksowana (szary obszar) z chronologią wskaźników IT (linia) i latami wskaźnikowymi oznaczonymi kropkami (b)

Site tree-ring width chronology with negative exponential curve (a) as well as site indexed chronology (grey area) with IT indices chronology (line) and pointer years indicated as dots (b)

Tabela.

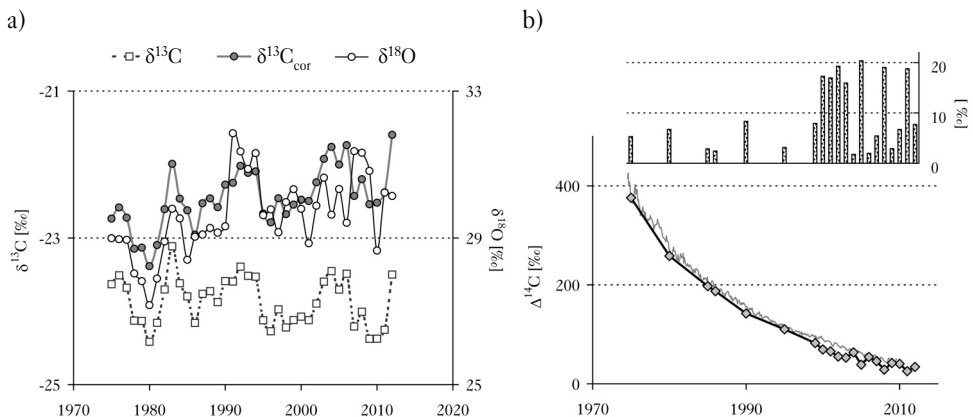
Średnie wartości wskaźników dendrochronologicznych dla analizowanych okresów wzrostu sosny
Mean values of dendrochronological indices for the analysed periods of Scots pine growth

	TRW [mm]	C_{TRW} [mm]	R_I	r_{bt}	EPS
1937-1960	2,37	0,30	1,02	0,527	0,955
1963-1986	0,99	0,21	0,58	0,283	0,882
1989-2012	1,85	0,32	1,31	0,398	0,929

nia wartość wskaźnika R_1 wyniosła 0,58, co stanowi jedynie 58% przyrostu modelowego. Wyraźnie osłabła także reaktywność sosen. Średnia wartość wskaźnika C_{TRW} obniżyła się bowiem z 0,31 mm do 0,21 mm. Różnica ta była istotna statystycznie ($p < 0,05$) (tab.). W okresie tym nastąpił także wyraźny, prawie dwukrotny, wzrost niejednorodności reakcji przyrostowych badanych sosen. Informuje o tym wskaźnik r_{bt} . Przełożyło się to automatycznie na spadek reprezentatywności chronologii (EPS), choć trzeba dodać, że nadal utrzymywała się ona na zadowalającym poziomie, bowiem wskaźnik EPS wyniósł 0,88 i wciąż był wyższy od sugerowanej minimalnej wartości, równej 0,85 [Wigley i in. 1984] (tab.). W dużym stopniu miała na to wpływ stosunkowo liczna próba drzew (20). W okresie regeneracji, który rozpoczął się na początku lat 90., sosny zaczęły silnie zwiększać przyrost radialny (ryc. 2). Wzrosła wtedy istotnie ($p < 0,05$) średnia szerokość słoja (TRW) i reaktywność przyrostowa drzew C_{TRW} , a także wzrosła wyraźnie jednorodność ich reakcji przyrostowych (r_{bt}) oraz reprezentatywność chronologii (EPS) (tab.). Należy podkreślić, że średnia wielkość przyrostów radialnych (R_1) wyniosła 131% wielkości przyrostu modelowego. Opisane powyżej zmiany reakcji przyrostowych sosen korespondują z częstotścią pojawiania się lat wskaźnikowych w poszczególnych okresach. Okazało się, że lata wskaźnikowe stosunkowo często występowały przed okresem redukcji oraz w okresie regeneracji, natomiast niemal całkowicie brak ich było w drugim okresie – redukcji (ryc. 2).

Na tle wyników analiz dendrochronologicznych interesująco prezentują się wyniki analizy składu izotopów w drewnie badanych sosen. Na rycinie 3a zostały przedstawione wyniki pomiarów składu izotopów stabilnych (C i O) w α -celulozie z rocznych przyrostów drzew z uwzględnieniem poprawki na frakcjonowanie izotopów w wyniku zwiększenia emisji CO_2 do atmosfery (C_{cor}) [McCarroll i in. 2009]. Można zaobserwować wyraźny wpływ emisji CO_2 na skład izotopowy węgla w rocznych przyrostach sosny i spadek $\delta^{13}C$.

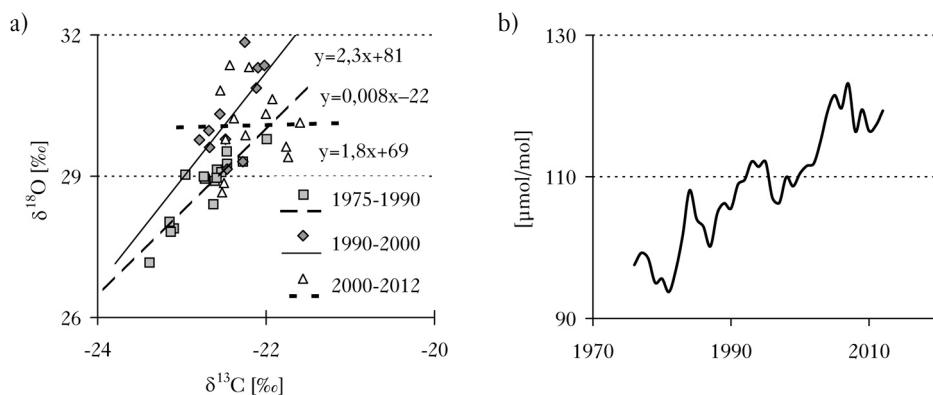
Zależność pomiędzy $\delta^{13}C$ i $\delta^{18}O$ w sosnach rosnących w pobliżu Elektrowni Łaziska (ryc. 4a), wskazuje na istotną dodatnią korelację w latach 1975-2000. Można przypuszczać, że za zmiany frakcjonowania izotopowego węgla odpowiada głównie zmniejszenie przewodności aparatów szparkowych przy niewielkich zmianach wydajności fotosyntezy [Barbour i in. 2000]. Brak istotnej korelacji pomiędzy $\delta^{13}C$ i $\delta^{18}O$ od 2000 roku wskazuje, że na zmiany $\Delta^{13}C$ najbardziej istotny wpływ ma wydajność fotosyntezy.



Ryc. 3.

Zmienność składu izotopowego α -celulozy ekstrahowanej z rocznych przyrostów sosny (a) oraz różnica (słupki) wartości $\Delta^{14}C$ w próbkach (czarna linia) względem atmosferycznego CO_2 (szara linia) (b)

Variability of the isotopic composition in α -cellulose extracted from Scots pine tree rings (a) and difference (bars) in $\Delta^{14}C$ in tree rings (black line) in relation to the atmospheric CO_2 (grey line) (b)



Ryc. 4.

Zależność pomiędzy zawartością izotopów węgla i tlenu w słojach rocznych sosny (a) oraz zmiany efektywności wykorzystania wody przez sosny w okresie 1975-2012 (b)

Relationship between carbon and oxygen isotopic content in Scots pine tree rings (a) and changes in water use efficiency in the period from 1975 to 2012 (b)

Wyniki pomiarów koncentracji ^{14}C w próbkach α -celulozy z rocznych przyrostów sosny badanej populacji przedstawiono na rycinie 3b. Zaznaczono również krzywą przedstawiającą wartości $\Delta^{14}\text{C}$ dla powietrza czystego, nieobarczonego lokalnym efektem Suessa [Suess 1955] dla strefy oznaczanej jako NH1 (strefa 1 na półkuli północnej Ziemi) [Hua i in. 2013]. Wykres słupkowy przedstawia różnice pomiędzy wartościami $\Delta^{14}\text{C}$ w atmosferycznym CO_2 a $\Delta^{14}\text{C}$ w przyrostach sosny w tym samym roku.

Dyskusja

Wpływ na długookresowy spadek wielkości przyrostów na grubość drzew mają przede wszystkim dwa czynniki: zmniejszający się wraz z ich wiekiem potencjał przyrostowy oraz zwiększający się obwód pnia, na którym drzewa odkładają co roku nową warstwę komórek drewna. Z kolei krótkookresowa (z roku na rok) zmienność wielkości przyrostów kształtowana jest głównie przez zmieniające się z roku na rok warunki meteorologiczne [Fritts 1976]. Zanieczyszczenia przemysłowe stanowiły dotąd czynnik, który decydował głównie o zmienności średniookresowej wielkości przyrostów drzew [Schweingruber i in. 1986; Eckstein, Sass 1989; Elling i in. 2009]. Skala zmian i czas ich występowania zależą oczywiście od stopnia i czasu presji zanieczyszczeń oraz ich rodzaju, ale także od gatunku drzewa, potencjału genetycznego osobników, warunków siedliskowych oraz położenia ich względem emitorów.

W badaniach dendrochronologicznych szerokość słojów drewna jest najczęściej wykorzystywana do oceny wpływu zanieczyszczeń przemysłowych na vitalność drzew i ich potencjał przyrostowy [Pedersen 1998; Krąpiec, Szychowska-Krąpiec 2001; Bigler i in. 2004; Wilczyński 2006; Danek 2007; Elling i in. 2009; Malik i in. 2009, 2010]. W latach 60., 70. i 80. ubiegłego wieku, kiedy miała miejsce kulminacja emisji i imisji zanieczyszczeń przemysłowych, badane przez nas sosny zaczęły silnie redukować wielkość przyrostu na grubość. Równolegle zmniejszyła się jednorodność i podobieństwo ich reakcji przyrostowych oraz wrażliwość na krótkookresowe impulsy środowiskowe. Obniżyła się też reprezentatywność chronologii. Wyniki te są zgodne z wcześniejszymi obserwacjami nie tylko sosny, ale i innych gatunków drzew rosnących na terenach będących pod presją zanieczyszczeń przemysłowych [Eckstein, Sass 1989; Krąpiec, Szychowska-Krąpiec 2001; Wilczyński, Feliksik 2005; Elling i in. 2009]. Sosna zwyczajna zaliczana jest do gatunków

wrażliwych na zanieczyszczenia przemysłowe. Będąc w dłuższym okresie pod ich presją, nie tylko redukuje ona przyrost na grubość, ale także obniża się jednorodność reakcji drzew w danej populacji oraz zwiększa się w poszczególnych latach zmienność wielkości słojów tworzonych przez drzewa [Krapiec, Szychowska-Krapiec 2001; Wilczyński 2006, Danek 2007; Malik i in. 2009, 2010]. Interesujące jest, że po wyraźnym zmniejszeniu się poziomu emisji zanieczyszczeń sosny bardzo szybko zregenerowały się. Po roku 1990, kiedy drzewa były już dojrzałe, zaczęły one ponownie tworzyć szerokie słoje, na poziomie z okresu kulminacji przyrostu na grubość, oraz wykazywać bardzo dużą wrażliwość na krótkookresowe impulsy środowiskowe, do których zalicza się głównie czynnik meteorologiczny. Zwiększyła się także ich jednorodność oraz podobieństwo corocznych reakcji przyrostowych. Regeneracja drzew miała zatem różne aspekty, nie tylko związane z wielkością przyrostu. Zjawisko regeneracji potencjału przyrostowego następujące po spadku zanieczyszczeń okazuje się być powszechne, nie tylko w przypadku sosny [Krapiec, Szychowska-Krapiec 2001; Wilczyński 2006, Danek 2007; Malik i in. 2009, 2010], lecz także jodły i świerka [Eckstein, Sass 1989; Krapiec, Szychowska-Krapiec 2001; Wilczyński, Feliksik 2005; Elling i in. 2009].

Należy podkreślić, że w całym badanym okresie zdarzały się także lata o niskiej jednorodności. Są one jednak głównie wynikiem występowania przeciętnych warunków pogodowych w sezonach, w których warunki meteorologiczne mają istotne znaczenie dla wzrostu drzew [Wilczyński 2010].

Prezentowane w niniejszej pracy wyniki analiz zmian reakcji przyrostowych drzew mogą być interesującym wskaźnikiem informującym o zmianach zachodzących w środowisku ich życia i w nich samych. Analizowanie łącznie wielu cech przyrostowych daje większą pewność interpretacji i szersze spojrzenie na biologiczne skutki presji zanieczyszczeń przemysłowych. Należy podkreślić, że badane drzewa były osobnikami najsilniejszymi, bowiem to one przetrwały ten trudny 30-letni okres. Są one obecnie źródłem wiedzy o historii zmian zachodzących w środowisku leśnym na obszarach przemysłowych.

Frakcjonowanie izotopowe jest efektem zróżnicowania szybkości reakcji chemicznych i procesów transportu. Zubożenie ^{13}C w stosunku do ^{12}C w powietrzu jest wynikiem rozwoju przemysłu, spalania paliw kopalnych i wycinania lasów [Keeling 1958; Pazdur i in. 2007; McCarrroll i in. 2009]. Reakcja roślin na wzrost emisji CO_2 w XX wieku była zróżnicowana. Niektóre gatunki roślin zwiększały akumulację biomasy, podczas gdy inne zmniejszały przewodność szparkową, ograniczały transpirację i możliwość utraty wody [Saurer i in. 2014].

W okresie od 1975 roku koncentracja CO_2 w atmosferze wzrosła o 60 ppm, a efektywność wykorzystania wody (WUE) wzrosła z 97 do 138 $\mu\text{mol}/\text{mol}$ (ryc. 4b). Wzrost parametru WUE wraz ze wzrostem koncentracji CO_2 w atmosferze jest obserwowany na całym obszarze Europy [Saurer i in. 2014; Sensuła 2016b]. Rośliny są w stanie zwiększyć efektywność wykorzystania wody (WUE) podczas wzrostu poziomu emisji CO_2 do atmosfery [Morrison 1993]. Zwiększenie stężenia CO_2 w atmosferze może stymulować wzrost roślin, przy jednoczesnym ograniczeniu zapotrzebowania i zużycia wody przez roślinę. Tym samym zmniejsza się znaczenie poziomu wilgotności gleby na przebieg fotosyntezy [Morgan i in. 2004].

Efekt Suessa jest związany z emisją CO_2 ze spalania paliw kopalnych, która powoduje zniżenie naturalnej koncentracji radiowęglu w atmosferze, a poprzez procesy wymiany węgla także w pozostałych rezerwuarach, biosferze i oceanie [Suess 1955]. Lokalne zniżenie koncentracji radiowęglu (lokalny efekt Suessa) można zaobserwować na obszarach, na których występuje silna emisja CO_2 ze spalania paliw kopalnych, a warunki klimatyczne i ukształtowanie terenu uniemożliwiają szybkie mieszanie i wymianę mas powietrza [Pazdur i in. 2007]. W badanym

okresie wartości $\Delta^{14}\text{C}_{\text{NHI}}$ wykazują znaczny spadek: od około 400 do 40‰ o kształcie bliskim eksponencie. Wysoka początkowa wartość $\Delta^{14}\text{C}_{\text{NHI}}$ spowodowana była antropogeniczną produkcją izotopu ^{14}C na skutek próbných wybuchów jądrowych w atmosferze, głównie w latach 60. XX wieku. Następujący po tym czasie spadek $\Delta^{14}\text{C}_{\text{NHI}}$ spowodowany jest przede wszystkim ubytkiem $^{14}\text{CO}_2$ zawierającego sztucznie wyprodukowane atomy ^{14}C na skutek wymiany CO_2 między różnymi rezerwuarami obiegu węgla na Ziemi, w tym z CO_2 rozpuszczonym w oceanie światowym [Hua i in. 2013].

Podobny trend widoczny jest wyraźnie w wynikach uzyskanych dla próbek rocznych przyrostów drzew z Łazisk, jednak wszystkie charakteryzują się niższymi wartościami $\Delta^{14}\text{C}$ niż w czystym powietrzu. Zauważyć można również, że różnice te nie są stałe w czasie. Dla całego badanego okresu średnie odchylenie wartości $\Delta^{14}\text{C}$ w rocznych przyrostach sosny od wartości $\Delta^{14}\text{C}_{\text{NHI}}$ wynosi około 9,5‰, a maksymalne wartości rzędu 19-20‰ występują dla lat 2002, 2005, 2008 i 2011. Zaniżenie to może wskazywać na wpływ lokalnego źródła emisji nieaktywnego CO_2 na koncentrację ^{14}C w drewnie, w tym również niskiej emisji.

Podsumowanie

Presja zanieczyszczeń przemysłowych znalazła odbicie w krótko- oraz średniookresowych reakcjach przyrostowych sosen. Wysoki poziom zanieczyszczeń przemysłowych w latach 1960-1990 „zarejestrowany” został przez drzewa w postaci trwałego spadku wielkości przyrostów, wzrostu niejednorodności corocznych reakcji przyrostowych oraz poprzez zmniejszenie wrażliwości drzew na krótkookresowe impulsy środowiskowe. Po wyraźnym obniżeniu wielkości emitowanych zanieczyszczeń na początku lat 90. sosny bardzo szybko odreagowały. Zaczęły silnie zwiększać przyrosty na grubość, wzrosła jednorodność ich reakcji przyrostowych oraz wrażliwość na krótkie impulsy środowiskowe. Zachowania powyższe można traktować jako objaw rewitalizacji, który trwa do dnia dzisiejszego.

Od 1975 roku efektywność wykorzystania wody wzrosła o około 40%, podczas gdy koncentracja CO_2 w atmosferze wzrosła o 60 ppm. Do 2000 roku zmniejszała się przewodność aparatów szparkowych przy niewielkich zmianach wydajności fotosyntezy. Zaobserwowano także zaniżenie koncentracji ^{14}C (efekt Suessa) oraz zaniżenie $\delta^{13}\text{C}$ w α -celulozie sosen względem składu izotopowego czystego powietrza, co tłumaczone jest emisją CO_2 pochodzącego ze spalania paliw kopalnych oraz wzrostem niskiej emisji.

Podziękowanie

Autorzy serdecznie dziękują za pomoc przy poborze i przygotowaniu próbek Pani dr Magdalenie Opale-Owczarek z Uniwersytetu Śląskiego oraz pracownikom technicznym Politechniki Śląskiej.

Literatura

- Barbour M., Schurr U., Henry B., Wong S., Farquhar G. 2000. Variation in the Oxygen Isotope Ratio of Phloem Sap Sucrose from Castor Bean. Evidence in Support of the Peclert Effect. *Plant Physiology* 123: 671-679.
- Bigler C. J., Gricar J., Bugmann H., Cufar K. 2004. Growth patterns as indicators of impending 633 tree death in silver fir. *Forest Ecology and Management* 199: 183-190.
- Boden T. A., Marland G., Andres R. J. 2016. Global, Regional, and National Fossil-Fuel CO_2 Emissions. DOI 10.3334/CDIAC/00001_V2010.
- Cook E. R., Holmes R. L. 1986. User's manual for program ARSTAN. W: Holmes R. L., Adams R. K., Fritts H. C. [red.]. *Tree-ring chronologies of western North America: California, eastern Oregon a northern Great Basin. Chronology VI*: 50-56.
- Danek M. 2007. The influence of industry on Scots pine stands in the south-eastern part of the Silesia-Kraków Upland (Poland) on the basis of dendrochronological analysis. *Water, Air and Soil Pollut.* 18: 265-277.

- Eckstein D., Sass U. 1989. Dendroecological assessment of decline and recovery of fir and spruce in the Bavarian Forest. W: Bucher J. B., Bucher-Walin I. [red.]. Air Pollution and Forest Decline. Proceedings 14th International Meeting for Specialists in Air Pollution Effects on Forest Ecosystems. IUFRO P2.05, Interlaken, 2-8 October 1988. Birmensdorf 89: 255-260.
- Eckstein D., Schweingruber F. 2009. Dendrochronologia – A mirror for 25 years of tree-ring research and a sensor for promising topics. *Dendrochronologia* 27: 7-13.
- Ehrlinger J. 1993. Carbon and Water Relations in Desert Plants: Anisotropic Perspective in Plant Carbon and Water Relations. W: Ehrlinger J. R., Hall A. E., Farquhar G. D. [red.]. Stable isotopes and plant carbon-water relations. Acad. Press, New York. 155-172.
- Elling W., Dittmar C., Pfaffelmoser K., Rötzer T. 2009. Dendroecological assessment of the complex causes of decline and recovery of the growth of silver fir (*Abies alba* Mill.) in Southern Germany. *Forest Ecol. Manage.* 257: 1175-1187.
- Farquhar G. D., Ehrlinger J. R., Hubick K. T. 1989. Carbon isotope discrimination and photosynthesis. *Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology* 40: 507-537.
- Fritts H. C. 1976. *Tree Rings and Climate*. Academic Press, London.
- Green J. 1963. Wood cellulose. W: Whistler R. L. [red.]. *Methods in Carbohydrate Chemistry* 3: 9-21.
- Holmes R. L. 1983. Computer-assisted quality control in tree-ring dating and measurement. *Tree-Ring Bull.* 43: 69-78.
- Hua Q., Barbetti M., Rakowski A. Z. 2013. Atmospheric radiocarbon for the period 1950-2010. *Radiocarbon* 55: 2059-2072.
- Keeling C. 1958. The concentration and isotopic abundances of atmospheric carbon dioxide in rural areas. *Geochim. Cosmochim. Acta* 13: 322-334.
- Krapiec M., Szychowska-Krapiec E. 2001. Tree-ring estimation of the effect of industrial pollution on pine (*Pinus sylvestris*) and fir (*Abies alba*) in the Ojców National Park (Southern Poland). *Nature Conservation* 58: 33-42.
- Malik I., Danek M., Danek T., Krapiec M., Wistuba M. 2009. Zanieczyszczenie atmosfery przez zakłady przemysłowe położone w północnej części Wyżyny Śląskiej zapisane w przyrostach rocznych sosny zwyczajnej. *Czasopismo Geograficzne* 80 (4): 257-274.
- Malik I., Danek M., Krapiec M. 2010. Air pollution recorded in Scots Pine growing near a chemical plant, preliminary results and perspective (Upper Silesia, southern Poland). *TRACE – Tree Rings in Archaeology Climatology and Ecology* 8: 41-45.
- Malik I., Danek M., Marchwińska-Wyrwał E., Danek T., Wistuba M., Krapiec M. 2012. Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) growth suppression and adverse effects on human health due to air pollution in the Upper Silesian Industrial District (USID), Southern Poland. *Water, Air and Soil Pollut.* 223: 3345-3364.
- McCarroll D., Gagen M., Loader N., Robertson I., Anchukaitis K., Los S., Young G., Jalkanen R., Kirchhefer A., Waterhouse J. 2009. Correction of tree ring stable carbon isotope chronologies for changes in the carbon dioxide content of the atmosphere *Geochim. Cosmochim. Acta* 73: 1539-1547.
- Morgan J. A., Pataki D. E., Körner C., Clark H., Del Grosso S. J., Grünzweig J. M., Knapp A. K., Mosier A. R., Newton P. C., Niklaus P. A., Nippert J. B., Nowak R. S., Parton W. J., Polley H. W., Shaw M. R. 2004. Water relations in grassland and desert ecosystems exposed to elevated atmospheric CO₂. *Oecologia* 140: 11-25.
- Morison J. I. L. 1993. Response of plants to CO₂ under water limited conditions. *Vegetatio* 601 (104/105): 193-209.
- Pazdur A., Nakamura T., Pawełczyk S., Pawlyta J., Piotrowska N., Rakowski A., Sensuła B., Szczepanek M. 2007. Carbon isotopes in tree rings: climate and the Suess effect interferences in the last 400 years. *Radiocarbon* 49 (2): 775-788.
- Pedersen B. S. 1998. The role of stress in the mortality of Midwestern oaks as indicated by growth prior to death. *Ecology* 79: 79-93.
- van der Plicht J., Hogg A. 2006. A note on reporting radiocarbon. *Quat Geochronol* 1 (4): 237-240.
- Saurer M., Spahni R., Frank D. C., Joos F., Leuenberger M., Loader N. J., McCarroll D., Gagen M., Poulter B., Siegwolf R. W., Andreu-Hayles L., Boettger T., Linan I. D., Fairchild I. J., Friedrich M., Gutierrez S., Haupt M., Hiltunen E., Heinrich I., Helle G., Grudd H., Jalkanen R., Levanić T., Linderholm H. W., Robertson I., Sonninen E., Treydte K., Waterhouse J. S., Woodley E. J., Wynn P. M., Young G. H. F. 2014. Spatial variability and temporal trends in water-use efficiency of European forests. *Global Change Biology* 20: 3700-3712.
- Savard M. M. 2010. Tree-ring stable isotopes and historical perspectives on pollution – an overview. *Environ. Pollut.* 158: 2007-2013.
- Scheidegger Y., Saurer M., Bahn M., Siegwolf R. 2000. Linking stable oxygen and carbon isotopes with stomatal conductance and photosynthetic capacity: a conceptual model. *Oecologia* 125: 350-357.
- Schweingruber F. H., Albrecht H., Beck M., Hessel J., Joos K., Keller D. 1986. Abrupte Zuwachsschwankungen in Jahringabfolgen als ökologische Indikatoren. *Dendrochronologia* 4: 125-184.
- Schweingruber F. H., Eckstein D., Serre-Bachet F., Bräker O. U. 1990. Identification, presentation and interpretation of event years and pointer years in dendrochronology. *Dendrochronologia* 8: 9-38.

- Sensuła B.** 2015. Spatial and Short-Temporal Variability of $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ and Water-Use Efficiency in Pine Needles of the Three Forests Along the Most Industrialized Part of Poland. *Water, Air and Soil Pollut.* 226: 362.
- Sensuła B.** 2016a. The Impact of Climate, Sulfur Dioxide, and Industrial Dust on $\delta^{18}\text{O}$ and $\delta^{13}\text{C}$ in Glucose from Pine Tree Rings Growing in an Industrialized Area in the Southern Part of Poland. *Water, Air and Soil Pollut.* 227: 106.
- Sensuła B.** 2016b. $\delta^{13}\text{C}$ and water use efficiency in the glucose of annual pine tree-rings as ecological indicators of the forests in the most industrialized part of Poland. *Water, Air and Soil Pollut.* 227: 68.
- Sensuła B., Pazdur A.** 2013a. Influence of climate change on carbon and oxygen isotope fractionation factors between glucose and α -cellulose of pine wood. *Geochronometria* 40 (2): 145-152.
- Sensuła B., Pazdur A.** 2013b. Stable carbon isotopes of glucose received from pine tree-rings as bioindicators of local industrial emission of CO_2 in Niepołomice Forest (1950-2000). *Isotopes in environmental and health studies* 49 (4): 532-541.
- Sensuła B., Wilczynski S., Opała M.** 2015. Tree growth and climate relationship: Dynamics of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) growing in the near-source region of the combined heat and power plant during the development of the pro-ecological strategy in Poland. *Water, Air and Soil Pollut.* 226: 220.
- Suess H. E.** 1955. Radiocarbon concentration in modern wood. *Science* 122 (3166): 415-417.
- Wacker L., Nemeč M., Bourquin J.** 2010. A revolutionary graphitisation system: Fully automated, compact and simple. *NIM B*, 268 (7-8): 931-934.
- Wigley T. M. L., Briffa K. R., Jones P. D.** 1984. On the Average Value of Correlated Time Series, with Applications in Dendroclimatology and Hydrometeorology. *J. Appl. Meteorol. Clim.* 23: 201-213.
- Wilczyński S.** 2006. The variation of tree-ring widths of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) affected by air pollution. *Eur. J. Forest Res.* 125: 213-219.
- Wilczyński S.** 2010. Uwarunkowania przyrostu radialnego wybranych gatunków drzew z Wyżyny Kieleckiej w świetle analiz dendroklimatologicznych. *Zeszyty Naukowe UR w Krakowie. Rozprawy* 464 (341).
- Wilczyński S., Feliksik E.** 2005. Disturbances in variation of the annual ring width of Norway spruce in the Polish Western Beskid Mountains. *Journal of Forest Science* 51 (12): 539-547.
- Zoppi U.** 2010. Radiocarbon AMS Data Analysis: From Measured Isotopic Ratios to ^{14}C Concentrations. *Radiocarbon* 52 (1): 165-170.