

## Oddziaływanie wybranych gazowych zanieczyszczeń powietrza na rośliny drzewiaste

### The effect of selected gaseous air pollutants on woody plants

Michał Baciak, Kazimierz Warmiński, Agnieszka Bęś\*

Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie, Katedra Toksykologii Środowiska, ul. Prawocheńskiego 17, 10-720 Olsztyn

\* Tel. + 48 89 5233336, e-mail: agnieszka.bes@uwm.edu.pl

**Abstract.** The article discusses gaseous air pollutants that have the greatest impact on forest ecosystems. This group of pollutants includes sulfur dioxide (SO<sub>2</sub>), nitric oxides (NO and NO<sub>2</sub>) and ozone (O<sub>3</sub>).

In the 20<sup>th</sup> century, the major contributor to forest degradation was sulfur dioxide, a gaseous substance with direct and powerful phytotoxic and acidifying effects. Since then, sulfur dioxide emissions have been significantly reduced in Europe and North America, but they continue to grow in East Asia along with China's economic boom. Nitric oxides affect woody plants directly by entering through the stomata and indirectly through soil acidification and environmental eutrophication. Ozone, in turn, is found in photochemical smog and is produced by conversion of its precursors (nitric oxides, organic compounds and carbon monoxide). It is a strong oxidizing agent which disrupts various physiological processes, mostly photosynthesis and water use in plants, but is also the air pollutant that exerts the most toxic effect on forest ecosystems.

**Keywords:** forest degradation, air pollution, ozone, sulfur dioxide, nitric oxides

## 1. Wstęp

Ekosystemy leśne, zajmujące ok. 1/3 powierzchni lądowej świata (Matussek et al. 2012), stanowią jedną z głównych części biosfery. Wpływają one na skład i stan atmosfery oraz kształtują klimat zarówno w skali regionalnej (lokalnej), jak i globalnej. Obecność tych ekosystemów, będących łącznikiem między atmosferą i biosferą, przyczynia się do krążenia ogromnych ilości materii i przepływu energii w przyrodzie (Noe et al. 2011). Lasy, obejmujące swoim zasięgiem niemal wszystkie strefy klimatyczne, charakteryzują się zarówno dużą zmiennością pod względem składu gatunkowego, jak i struktury pionowej i poziomej (Misson et al. 2007). W związku z dużą powierzchnią nie mogą być obojętne na zanieczyszczenia znajdujące się w powietrzu atmosferycznym, szczególnie gazowe (w tym dwutlenku siarki SO<sub>2</sub>, tlenków azotu NO<sub>x</sub> i ozonu troposferycznego O<sub>3</sub>). Zanieczyszczenia te oddziałują na ekosystemy leśne, powodując zaburzenia we wzroście drzew (Wamelink et al. 2009; Liu et al. 2011), zmieniając skład gatunkowy czy zwiększając podatność na czynniki biotyczne, np. gradacje owadów (Paoletti et al. 2010). W sposób pośredni gazy kwaśne (SO<sub>2</sub> i NO<sub>x</sub>) negatywnie wpływają na lasy, poprzez zakwaszenie gleb

powodują zaburzenia w roztworze glebowym i zmiany w dostępności składników pokarmowych (Bytnerowicz et al. 2007; Wu et al. 2011). Obecnie na świecie zwraca się coraz większą uwagę na parametry jakości powietrza, prowadzi się badania, które mają na celu ograniczenie negatywnych skutków oddziaływania gazowych zanieczyszczeń powietrza na ekosystemy leśne. Istotnym problemem jest również możliwość transgranicznego przemieszczania się zanieczyszczeń powietrza na dalekie odległości. Z tego powodu japońskie lasy narażone są na zanieczyszczenia pochodzące z Azji Wschodniej (Gbondo-Tugbawa, Driscoll 2002; Chiwa 2010). W Europie w latach 1970–1980 zwiększona emisja dwutlenku siarki, tlenków azotu i pyłu przyczyniła się do katastrofalnych zniszczeń lasów w środkowej i północnej części kontynentu, w tym na terenie tzw. „czarnego trójkąta”, na pograniczu Polski, Czechosłowacji i NRD. W celu poprawy jakości powietrza w regionie podejmowano wiele działań proekologicznych, dzięki którym sytuacja uległa znacznej poprawie. Efektem obniżenia emisji toksycznych związków zanieczyszczających powietrze było powstawanie nowych powierzchni leśnych (Blažková 1996; Szaro et al. 2002; Bytnerowicz et al. 2004; Maňková et al. 2004; Muzika et al. 2004; Puig et al. 2008; Solberg et al. 2009; Neiryneck et al. 2011).

Wpłynęło: 20.01.2015 r., recenzowano: 1.02.2015 r., zaakceptowano: 19.05.2015 r.

## 2. Dwutlenek siarki (SO<sub>2</sub>)

Emisje dwutlenku siarki i kwaśna depozycja są od kilku dekad istotnym problemem dotyczącym obszary leśne na całym świecie. Wpływ tego gazu jest najbardziej znanym przykładem bezpośredniego, fitotoksycznego oddziaływania na rośliny (Warmiński et al. 2005; Bytnerowicz et al. 2007). Podobnie jak inne gazy SO<sub>2</sub> należy do abiotycznych czynników stresowych, powodujących spadki w przyroście biomasy (Noe et al. 2011). W ekosystemach leśnych gaz ten ulega depozycji w postaci suchej lub mokrej, oddziałując bezpośrednio na aparat asymilacyjny i pośrednio poprzez zakwaszenie gleb. Sucha depozycja jest uzależniona od gatunku rośliny, struktury liści i składu chemicznego wosków na ich powierzchni oraz warunków atmosferycznych. Lasy iglaste bardziej efektywnie zatrzymują suchy opad w stosunku do innych pokryw roślinnych (Derome et al. 2004). Natomiast mokra depozycja jest wynikiem rozpuszczenia się tego gazu w wodzie. Wówczas dochodzi do pośredniego oddziaływania poprzez zakwaszenie gleb. Objawia się to spadkiem pH, wzrostem stężenia dostępnych form glinu i metali ciężkich oraz uszkodzeniami korzeni w sferze mykoryzowej (Gbondo-Tugbawa, Driscoll 2002). Bezpośrednie fitotoksyczne działanie dwutlenku siarki polega na wnikaniu tego gazu przez aparaty szparkowe do wnętrza liścia. Szybkość wnikania przez szparki uzależniona jest od warunków środowiskowych, takich jak: nasłonecznienie, wilgotność oraz temperatura. Po wnikięciu do komórek dwutlenek siarki tworzy siarczany (IV), powodując obniżenie odczynu środowiska i zachwianie równowagi oksydoredukcyjnej w tkankach roślin. Prowadzi to do zaniku chlorofilu, do powstawania zaburzeń w procesie fotosyntezy na poziomie enzymatycznym, w transporcie elektronów i w efekcie do zmniejszenia asymilacji CO<sub>2</sub> (Jim, Chen 2008; Sha et al. 2010). Biochemiczną odpowiedzią na SO<sub>2</sub> są również zmiany w zawartości metabolitów wtórnych, w tym związków fenolowych (Giertych, Karolewski 1993). Objawami uszkodzeń drzew liściastych są międzyżyłkowe nekrozy mające barwę od białej do czarnej oraz liczne chlorozy (jasnozielone plamki) na liściach dojrzałych. Natomiast na igłach roślin szpilkowych działania dwutlenku siarki są widoczne jako nekrozy o kolorze jasnobrązowym do ciemnobrązowego, na ogół z wyraźną granicą z pozornie zdrową częścią igły (Karolewski 1992; Flagler 1998; Warmiński et al. 2005). W efekcie dochodzi do uszkodzenia liści i ich przedwczesnego opadania (Białobok 1989; Legge, Krupa 2004).

Na terenach silnie uprzemysłowionych zawartość siarki ogólnej w igłach sosny zwyczajnej może wynosić od 0,6 do 1,0 %, podczas gdy na obszarach, na których nie występuje zanieczyszczenie powietrza atmosferycznego zawartość siarki w igłach sosny zawiera się w zakresie od 0,03 do 0,12% (Grodzińska 1977). W strefie oddziaływania obszarów silnie zurbanizowanych i uprzemysłowionych wysokie stężenie dwutlenku siarki wywołuje szkody wśród roślinności leśnej. Prowadzone przez wielu autorów badania pozwoliły stwierdzić ogólną redukcję przyrostu drzew, obserwowaną jako spadek grubości słoju i wysokości drzew oraz morfologicz-

ne uszkodzenia igieł oraz liści (Gadzikowski 1980; Kawecka 1981; Karolewski 1992; Miś 1995; Dincer et al. 2003; Malik et al. 2011). Dodatkowo piętrowość w lasach prowadzi do powstawania gradientów zmiennych czynników środowiska, jak np. prędkość wiatru, dostęp światła czy temperatura. Skutkuje to trudnościami w wymieszaniu warstw powietrza nad i pod koronami drzew. Konsekwencją tego są różnice w stężeniach toksycznych substancji gazowych w obrębie różnych warstw lasu (Noe et al. 2011).

## 3. Tlenki azotu (NO<sub>x</sub>)

Toksyczność tlenków azotu związana jest, jak podaje Woźny (2004), najprawdopodobniej z niewystarczającą wydajnością szlaku redukcji NO<sub>3</sub><sup>-</sup>. Zaburzenia w ogólnym metabolizmie komórki są efektem obniżenia odczynu cytoplazmy i zaburzeniami w transporcie jonów. Uszkodzenia błon biologicznych, chloroplastów oraz degradacja chlorofilu są następstwem działania kwasu azotowego (III) i azotowego (V), które powstają z pochłoniętych tlenków azotu na drodze przemian chemicznych i biochemicznych (Hu, Sun 2010). Przez pośrednie oddziaływania tlenków azotu należy rozumieć zakwaszenie gleb i wód tymi związkami, które w wyniku pobierania przez rośliny na drodze pokarmowej wnikają do jej wnętrza, przyczyniając się do powstawania uszkodzeń. Dobre warunki nasłonecznienia powodują szersze otwieranie się aparatów szparkowych roślin, co zwiększa intensywność przenikania NO<sub>x</sub> do wnętrza liścia. Proces ten potęguje się w warunkach dużej wilgotności (Bobbink, Lamers 2004). Należy mieć na uwadze, że azot jako pierwiastek biogeny oddziałuje w różny sposób na ekosystemy leśne. Z jednej strony jego obecność może zwiększyć wydajność fotosyntezy, a tym samym przyrost biomasy lasów. Z drugiej strony jego wysoka depozycja zmniejsza natężenie oddychania, przyspiesza nasycenie azotem obszarów, które już zawierają jego wysokie zawartości w glebie oraz zmniejsza osadzanie tego pierwiastka na drobnych korzeniach. Konsekwencją tego jest ługowanie składników odżywczych oraz spadek produkcji pierwotnej netto ekosystemów leśnych (Litton et al. 2007; Liu et al. 2011; Wei et al. 2012). Ocenia się, że sucha depozycja stanowi znaczną część całkowitej depozycji azotu (Wu et al. 2011). Ładunki depozycji związków azotu w lasach są zwykle większe niż w przypadku pozostałych ekosystemów. Ma to związek z większą aerodynamiczną szorstkością powierzchni leśnych i ich zdolnościami do wychwytywania drobnych cząstek. Podwyższone odkładanie azotu w lasach prowadzi do zakwaszenia i eutrofizacji, przyczyniając się do zmian w bioróżnorodności ekosystemów leśnych (Simpson et al. 2006). Wysoka depozycja azotu może także powodować zwiększoną podatność na późnowiosenne i wczesnojesienne przymrozki (Matyssek et al. 2012). Obecność tlenków azotu, jak i glebowych form azotu jest związana z procesem sekwestracji węgla, który istotnie dotyczy ekosystemów leśnych. Badania prowadzone w europejskich i północnoamerykańskich lasach borealnych i umiarkowanych pozwoliły stwierdzić kluczową, pozytywną rolę odkładania związków

azotu w sekwestracji węgla – następował wzrost produkcji pierwotnej netto (Wamelink et al. 2009; Wei et al. 2012). Z depozycją azotu w lasach związana jest także architektura drzew. Procesy odprowadzania depozytu przechodzącego przez korony drzew (ang. throughfall) oraz spływania tych związków z liści, gałęzi i dalej pniem do powierzchni gruntu (ang. stemflow) mogą przyczyniać się do zwiększenia szybkości osadzania się związków azotu w glebach. Jednak ma to miejsce na obszarach o dużym nasileniu depozycji suchej i mokrej azotu. Oba procesy zależą od: kształtu liści i ich tekstury, gęstości ulistnienia drzew, formy korony, typu opadu, jego intensywności i czasu trwania (Pelster et al. 2009). Objawami uszkodzeń liści są umieszczone na blaszce liściowej pomiędzy nerwami nieregularne plamy brązowo-kremowe przechodzące ostatecznie w białe nekrozy. Wysokie dawki  $\text{NO}_x$  powodują występowanie czerwono-rdzawych nekroz na igłach lub odbarwienia igieł (Flagler 1998; Karolewski 1998; Greszta et al. 2002).

#### 4. Ozon ( $\text{O}_3$ )

Ozon troposferyczny, ze względu na silne właściwości utleniające, w znaczny sposób negatywnie oddziałuje na ekosystemy leśne. Obecnie, spośród zanieczyszczeń powietrza, ozon stanowi najpoważniejsze zagrożenie dla produkcji biomasy roślinnej, w tym także leśnej (Schaub et al. 2005; Zapletal et al. 2011). Jego podwyższone stężenia (powyżej 40 ppb) mogą powodować obniżenie zdolności lasów do pochłaniania dwutlenku węgla (Karlsson et al. 2006). Ozon jest wtórnym zanieczyszczeniem powietrza. Powstaje w wyniku reakcji fotochemicznych, przy udziale substancji inicjujących, którymi są tlenki azotu oraz lotne związki organiczne (VOC Volatile Organic Compounds), w sprzyjających warunkach atmosferycznych (wysoka temperatura i nasłonecznienie). Większość krajów europejskich oraz USA znacznie ograniczyły emisję prekursorów ozonu, choć nie oznacza to całkowitego uwolnienia się od zagrożeń powodowanych przez ozon. Silna industrializacja Indii i Chin powoduje stały dopływ prekursorów, które na drodze transgranicznego przemieszczania się na dalekie odległości mogą powodować powstawanie ozonu w różnych miejscach globu i szkodliwie oddziaływać na ekosystemy leśne (Cape 2008).

Na świecie prowadzone są liczne badania dotyczące fitotoksycznego działania ozonu. Należy podkreślić, że w Polsce badania nad wpływem gazowych zanieczyszczeń powietrza, w tym również ozonu na rośliny drzewiaste, rozpoczęły się stosunkowo wcześnie, bo już w latach siedemdziesiątych XX w. (m.in. Białobok, Karolewski 1978; Karolewski, Białobok 1979). Wykazano wówczas związek między ekspozycją na ozon a wystąpieniem widocznych uszkodzeń organów asymilacyjnych sosny zwyczajnej (*Pinus sylvestris* L.), jak również modrzewia europejskiego (*Larix decidua* L.).

Epizody podwyższonych stężeń ozonu w krajach europejskich i USA wywołują różne skutki w ekosystemach leśnych. Na poziomie fizjologicznym u drzew uszkodzonych przez ozon następuje spadek zawartości chlorofilu i przy-

spieszone starzenie się liści i igieł. Inne efekty fizjologiczne, takie jak: wzrost natężenia oddychania, zmniejszenie tempa fotosyntezy, zaburzenia w asymilacji węgla oraz zakłócenia związane z transportem wody i substancji odżywczych pomiędzy korzeniami a pędami, skutkują spadkiem przyrostu biomasy drzew (Tjoelker et al. 1995; Karnosky et al. 2007; Augustaitis, Bytnerowicz 2008; Malik et al. 2011; Zapletal et al. 2011). Drzewa rosnące na terenach o silnym zanieczyszczeniu ozonem wykazywały zmniejszenie przyrostu grubości słoików w porównaniu do drzew pochodzących z mniej zanieczyszczonych miejsc (Weinstein et al. 2005).

Reakcja ozonu ze strukturami komórkowymi generuje reaktywne formy tlenu ( $\text{H}_2\text{O}_2$ ,  $\text{O}_2^-$ ,  $\text{HO}^\cdot$ ,  $^1\text{O}_2$ ), które powodują denaturację lipidów membranowych i ich peroksydację. Stan ten określa się mianem stresu oksydacyjnego (Hunová et al. 2010). Morfologicznie zmiany objawiają się powstawaniem chlorotycznych plam na powierzchni liści i igieł, które szybko przekształcają się w nekrozy. Z czasem pokrywają one całą powierzchnię liścia, co świadczy o jego całkowitym obumarciu (Ashmore 2004; Hayes et al. 2007). Deformację igieł sosny zwyczajnej (*Pinus sylvestris* L.) połączoną z ich anormalnym wzrostem pod wpływem działania ozonu zaobserwowali Białobok i in. (1980).

Poza wnikaniami ozonu przez aparaty szparkowe w przypadku roślin drzewiastych, możliwa jest także jego absorpcja przez przetchlinki, znajdujące się w korze dobrze ukształtowanych gałęzi. W tym przypadku szkodliwe działanie ozonu przebiega podobnie jak w komórkach liści (Wittmann et al. 2007).

Fitotoksyczność ozonu istotnie potęgują czynniki meteorologiczne. Należy do nich: wysoka wilgotność powietrza, silne nasłonecznienie oraz wilgotność gleby. W ciągu dnia i przy optymalnym uwilgotnieniu gleby aparaty szparkowe są otwarte, co powoduje zwiększone przenikanie gazów, w tym ozonu, do liści. Ozon odpowiedzialny jest także za upośledzenie funkcji zamykania aparatów szparkowych, co z kolei powoduje nadmierne straty wody poprzez transpirację (Wagg et al. 2012). Prowadzone doświadczenia pozwoliły stwierdzić, że zwiększone nawadnianie intensyfikowało proces przenikania ozonu przez aparaty szparkowe, czego skutkiem było nasilenie widocznych uszkodzeń (Karlsson et al. 2007).

Intensywność fitotoksycznych odpowiedzi roślin drzewiastych zależy od ilości zaabsorbowanego ozonu bezpośrednio przez aparaty szparkowe, ale jest to parametr nienadający się do rutynowych pomiarów monitoringowych. By uniknąć tego problemu stosuje się różne wskaźniki ekspozycji. Najbardziej znanym i stosowanym wskaźnikiem jest AOT40 (ang. Accumulated Over a Threshold 40 ppb). Określa on skumulowaną dawkę ozonu powyżej stężenia progowego 40 ppb ( $80 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ). Uważa się, że powyżej tego poziomu ozon jest toksyczny dla roślin, przy czym szkodliwość jego wzrostu proporcjonalnie wraz z czasem ekspozycji. Rozważania te dotyczą pory dziennej, gdy następuje najbardziej intensywna wymiana gazowa przez aparaty szparkowe. Dlatego w celu obliczenia AOT40 należy sumować różnice pomiędzy zmierzonym stężeniem ozonu (średnim godzinowym) a wartością

progową. Obliczeń dokonuje się dla okresu najbardziej intensywnej wegetacji roślin, uwzględniając godziny pory dziennej i tylko stężenia powyżej 40 ppb. Długość dnia i okres wegetacji silnie zależy od położenia geograficznego, a długość dnia dodatkowo od pory roku, dlatego przy tego typu rozważaniach należy je ściśle definiować. Na potrzeby obliczeń AOT40 dla celów ochrony lasów przyjmuje się okres wegetacji równy 6 miesięcy (od 1 kwietnia do 30 września), a dla celów ochrony roślin uprawnych od 1 maja do 31 lipca. Z kolei pora dzienna to godziny, dla których nasłonecznienie jest większe od 50 W·m<sup>-2</sup> lub prościej – okres od godziny 8,00 do 20,00 czasu środkowoeuropejskiego. Do celów legislacyjnych przyjęto drugą definicję (Gerosa et al. 2007; Dyrektywa 2008/50/WE).

Wartość AOT40 jest łatwa do określenia na podstawie ciągłych pomiarów ozonu w stacjach monitoringu jakości powietrza z wykorzystaniem automatycznych analizatorów ozonu (Sicard et al. 2011), jednak coraz częściej wskazuje się na jego niedoskonałość w przewidywaniu negatywnego wpływu ozonu na roślinność (Fares et al. 2010). Istnieją również modele, dzięki którym można oszacować AOT40 na podstawie pomiarów stężenia ozonu, z czasem uśredniania 1–2 tygodnie, metodą próbników pasywnych, która jest znacznie tańsza niż metody automatyczne (Gerosa et al. 2007). Dlatego też w wielu krajach, mimo swojej niedoskonałości, włączono AOT40 do prawodawstwa. W tabeli 1 przedstawiono wartości wskaźnika AOT40 otrzymane w badaniach Gerosa G. i in. (2008), Marzuoli i in. (2008), Gerosa G. i in. (2009) oraz Calatayud V. i in. (2011) z udziałem różnych gatunków drzew liściastych w otwartych komorach (OTC: open-top chamber). Podczas eksperymentów określano reakcję roślin na podwyższone wartości ozonu w różnych warunkach wilgotnościowych. W tabeli podano wartości AOT40, przy których wystąpiły pierwsze objawy uszkodzenia liści spowodowane działaniem ozonu. Prezentowane badania wykazały, że drzewa rosnące w warunkach wilgotnych szybciej reagowały na podwyższone stężenia O<sub>3</sub> niż te, które rosły w warunkach suchych. Najbardziej wrażliwy na ozon okazał się dąb pirenejski (*Quercus pyrenaica*).

## 5. Bioindykatory skażenia środowiska

Organizmy roślinne wrażliwe na obecność szkodliwych związków w powietrzu atmosferycznym określa się mianem bioindykatorów (Greszta et al. 2002). Większość metod monitorowania biologicznego opiera się na tych organizmach, które wykazują skutki zanieczyszczeń środowiska naturalnego. Bioindykator wskazuje na obecność zanieczyszczenia w powietrzu atmosferycznym poprzez pojawianie się typowych symptomów, które nie występują w przypadku innych zmian zachodzących w środowisku. Organizm może reagować specyficznie w odniesieniu do jednego lub wielu zanieczyszczeń. Rośliny wykorzystywane do indykacji zanieczyszczeń powinny być w badanym środowisku szeroko rozpowszechnione, dobrze rozpoznane pod względem biologicznym i ekologicznym, a także być łatwymi do zbierania

**Tabela 1. Wybrane gatunki drzew i wartości AOT40 w badaniach w OTC (open-top chamber)**

Table 1. Selected tree species and AOT40 values in OTC research

Gatunek drzewa Tree species	Rok badań Year	AOT 40 [ppb · h]	Źródło Source
<b>Dąb portugalski</b> <i>Quercus faginea</i> Portuguese oak	2006	28 223	
	2007	26 181	
<b>Dąb pirenejski</b> <i>Quercus pyrenaica</i> Pyrenean oak	2006	2883	Calatayud V. et al. (2011)
	2007	3720	
<b>Dąb szypułkowy</b> <i>Quercus robur</i> English oak	2006	26 181	
	2007	23 367	
<b>Topola czarna</b> <i>Populus nigra</i> Black poplar	2004	10 227 (a) 11 719 (b)	Marzuoli et al. (2008)
	2005	9541 (a) 13 184 (b)	
<b>Buk zwyczajny</b> <i>Fagus sylvatica</i> European beech	2004	23 340 (a) 27 552 (b)	Gerosa G. et al. (2008)
	2005	18 793 (a) 24 446 (b)	
<b>Jesion wyniosły</b> <i>Fraxinus excelsior</i> European ash	2004	23 340 (a) 27 552 (a)	Gerosa G. et al. (2009)
	2005	14 829 (a) 22 703 (b)	

**Oznaczenia: a – warunki wilgotne, b – warunki suche**

Explanations: a – wet conditions, b – dry conditions

a następnie oznaczania (Greszta et al. 2002; Wesołowski, Radecka 2003). Klasyfikacja organizmów jako bioindykatorów może być różnorodna. Przy określaniu zmian zachodzących w środowisku i stanu ich nasilenia bioindykatory dzielimy na jakościowe, ilościowe i mieszane. Biorąc pod uwagę wrażliwość roślin na zanieczyszczenia, można wykorzystywać je jako gatunki wskaźnikowe, monitorujące lub testowe (Falińska 1997; Alloway, Ayres 1999; Greszta et al. 2002; Wesołowski, Radecka 2003; Merkert et al. 2012).

Wśród roślin wyższych bioindykatorami skażenia środowiska są zarówno drzewa liściaste, m.in: buk zwyczajny (*Fagus sylvatica*), dąb szypułkowy (*Quercus robur*), topola czarna (*Populus nigra*), jesion wyniosły (*Fraxinus excelsior*), klon zwyczajny (*Acer platanoides*), klon jawor (*Acer pseudo-platanus*), jak i iglaste: sosna zwyczajna (*Pinus sylvestris*), świerk pospolity (*Picea abies*), modrzew europejski (*Larix decidua*) czy sosna wejmutka (*Pinus strobus*).

W Federalnym Niemieckim Banku Próbek Środowiskowych (German Federal Environmental Sample Bank – ESB) z roślin drzewiastych wymienione są: świerk pospolity (*Picea*

*abies*), sosna zwyczajna (*Pinus sylvestris*), buk zwyczajny (*Fagus sylvatica*) oraz topola czarna (*Populus nigra Italica*). W Polsce formalnie nie funkcjonuje bank wzorców środowiskowych, ale od lat są zbierane próbki środowiskowe do celów monitoringu środowiska. Przy pomocy gatunków wskaźnikowych w naszym kraju przebadano wiele obszarów zagrożonych, np.: Górny Śląsk czy Legnicko-Głogowski Okręg Miedziowy (LGOM). Standardowym gatunkiem wskazywanym przez ESB do badania tego typu ekosystemów lądowych w Europie może być sosna zwyczajna. Jest to podstawowy gatunek lasotwórczy w Polsce i spełnia większość wymagań stawianych przez ESB. Jako bioindykator wykorzystywany, choć rzadziej, jest też świerk pospolity ze względu na przebiegającą przez Polskę granicę jego zasięgu i bardzo dużą podatność na zanieczyszczenia (Jaszczak 2003; Merkert et al. 2012)

## 6. Podsumowanie

Współczesne lasy, oprócz naturalnych czynników biotycznych i abiotycznych, podlegają również wpływowi czynników antropogenicznych, do których zalicza się m.in. zanieczyszczenie powietrza fitotoksycznymi gazami i pyłami. Gazowe zanieczyszczenia powietrza wpływają przede wszystkim na rośliny drzewiaste, obniżając przyrosty biomasy oraz – co istotniejsze – obniżają odporność na biotyczne i abiotyczne czynniki stresowe. Aktualne dane dotyczące poziomów zanieczyszczenia powietrza atmosferycznego fitotoksycznymi gazami prezentowane są w raportach Europejskiej Agencji Środowiska (EEA – European Environment Agency) (EEA 2015). Do najważniejszych gazów fitotoksycznych występujących w powietrzu atmosferycznym zalicza się: dwutlenek siarki ( $\text{SO}_2$ ), tlenki azotu ( $\text{NO}$  i  $\text{NO}_2$ ) oraz ozon ( $\text{O}_3$ ). Dla tych gazów ustanowione są wartości poziomów normatywnych na terenach pozamiejskich, uwzględniające ochronę roślin (tab. 2).

Gazowe zanieczyszczenia powietrza są bardzo dużym problemem w skali globalnej. Obecność w powietrzu fitotoksycznych gazów pogarsza warunki bytowania ekosystemów leśnych. W wielu badaniach, a także w naturze zwraca się uwagę na reakcję roślin wobec określonych zanieczyszczeń powietrza. Z jednej strony znajomość objawów i poznanie mechanizmów uszkodzeń pozwala na prowadzenie działań mających na celu zmniejszenie niekorzystnego wpływu toksycznych substancji na rośliny. Z drugiej strony, reakcje charakterystyczne pewnych gatunków roślin na zanieczyszczenia, pozwalają na funkcjonowanie i prowadzenie badań monitoringowych. Badania te, określane pojęciem bioindykacji, umożliwiają relatywnie szybką i tanią analizę środowiska. W związku z tym możliwości ochrony środowiska stają się bardziej efektywne, a działania profilaktyczne podejmowane są niezwłocznie.

Tlenki siarki i azotu są zanieczyszczeniami pierwotnymi, tzn. emitowane są głównie ze źródeł antropogenicznych. Pochodzenie ozonu w powietrzu jest odmienne, bowiem nie jest on bezpośrednio emitowany z żadnych źródeł, a powstaje w wyniku przemian fotochemicznych jego prekursorów (tlenków azotu, związków organicznych i tlenku węgla).

Dwutlenek siarki i tlenki azotu są gazami wnikającymi przez aparaty szparkowe, bezpośrednio upośledzając procesy fizjologiczne w liściach, głównie asymilację  $\text{CO}_2$  i fotosyntezę. Poza tym są gazami kwaśnymi, które po rozpuszczeniu w wodzie opadów atmosferycznych, przyczyniają się do zakwaszenia środowiska.

W XX wieku największe znaczenie w degradacji lasów miał dwutlenek siarki, natomiast obecnie ma ozon. Ozon nie jest gazem kwaśnym, natomiast charakteryzuje się silnymi właściwościami utleniającymi. Podobnie jak w przypadku innych gazów wnika on do roślin przez aparaty szparkowe. Ozon powoduje szybkie uszkodzenie komórek przyszparkowych, a następnie tkanek odpowiedzialnych za fotosyntezę. Oprócz bezpośredniego wpływu na fotosyntezę, gaz ten powoduje również zakłócenia w gospodarce wodnej roślin, ze względu na uszkodzenia aparatów szparkowych. Skutkuje to obniżeniem przyrostu biomasy i odporności drzew. Obecnie uważa się, że spośród zanieczyszczeń powietrza, ozon stanowi najpoważniejsze zagrożenie dla ekosystemów leśnych. Z tych też powodów w krajach UE stężenia normatywne  $\text{O}_3$  ze względu na ochronę roślin są stopniowo obniżane. Jeszcze przed 2010 r. wartość dopuszczalna poziomu ozonu wyrażona wskaźnikiem AOT40 w Polsce wynosiła  $24\ 000\ \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{h}$ , po 01.01.2010 r. już  $18\ 000\ \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{h}$ , a tzw. poziom celu długoterminowego AOT40, który ma być osiągnięty w 2020 r. jest równy tylko  $6000\ \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{h}$  (tab. 2).

## Konflikt interesów

Autorzy deklarują brak potencjalnych konfliktów.

## Podziękowania i źródła finansowania

Badania zrealizowano w ramach tematu statutowego Katedry Toksykologii Środowiska 1019.0834 – Bioindykatory w ocenie zanieczyszczeń środowiska przyrodniczego.

## Literatura

- Alloway B.J., Ayres D.C. 1999. Chemiczne podstawy zanieczyszczenia środowiska. PWN, Warszawa. ISBN 83-01-12947-6.
- Ashmore M.R. 2004. Wpływ utleniaczy na poziomie organizmu i zbiorowiska roślinnego, w: Zanieczyszczenia powietrza a życie roślin (red. J.N.B. Bell, M. Treshow). Wydawnictwo Naukowo-Techniczne. Warszawa. 101–132. ISBN 83-204-2947-1.
- Augustaitis A., Bytnerowicz A. 2008. Contribution of ambient ozone to Scots pine defoliation and reduced growth in the Central European forests: A Lithuanian case study. *Environmental Pollution* 155: 436–445. DOI:10.1016/j.envpol.2008.01.042.
- Białobok S. 1998. Wpływ kwaśnych opadów atmosferycznych na drzewa i lasy, w: Życie drzew w skażonym środowisku (red. S. Białobok). Wyd. Polska Akademia Nauk, Instytut Dendrologii, 169–193. ISBN: 83-01-07352-7.
- Białobok S., Karolewski P. 1978. Ocena stopnia odporności drzew macecznych sosny zwyczajnej i ich potomstwa na działanie  $\text{SO}_2$ ,  $\text{O}_3$  oraz mieszaniny tych gazów. *Arboretum Kórnickie* 23: 299–310.

**Tabela 2. Wartości normatywne gazowych zanieczyszczeń powietrza określone ze względu na ochronę roślin obowiązujące w Polsce**  
 Table 2. Limit values of gaseous pollutants in ambient air for vegetation protection in Poland

Substancja Substance	Rodzaj wartości normatywnej Parameter	Wartość normatywna Value	Jednostka miary Unit of measure	Okres uśredniania wyników pomiarowych Period over which mea- surements are averaged	Termin osiągnięcia poziomu substancji w powietrzu Date for meeting the target value in ambient air
SO <sub>2</sub>	poziom dopuszczalny limit value	20	µg·m <sup>-3</sup>	rok kalendarzowy i pora zimowa (od 1 X do 31 III) calendar year and winter season (from 1 X to 31 III)	2003 r.
NO <sub>x</sub> <sup>a)</sup>	poziom dopuszczalny limit value	30	µg·m <sup>-3</sup>	rok kalendarzowy calendar year	2003 r.
	poziom docelowy (jako AOT40) <sup>b)</sup> target value (as AOT40) <sup>b)</sup>	18 000 <sup>c)</sup>	µg·m <sup>-3</sup> ·h	od 1V do 31 VII from 1V to 31 VII	2010 r.
O <sub>3</sub>	poziom celu długoterminowego (jako AOT40) <sup>b)</sup> long-term objective (as AOT40) <sup>b)</sup>	6 000	µg·m <sup>-3</sup> ·h	od 1V do 31 VII from 1V to 31 VII	2020 r.

Źródło: powyższy wyciąg normatywów opracowano na podstawie rozporządzenia ministra środowiska z dnia 24 sierpnia 2012 r. w sprawie poziomów niektórych substancji w powietrzu (Dz.U. 2012 poz. 1031). Rozporządzenie to dokonuje w zakresie swojej regulacji wdrożenia m.in. dyrektywy Parlamentu Europejskiego i Rady 2008/50/WE z dnia 21 maja 2008 r. w sprawie jakości powietrza i czystszej powietrza dla Europy (Dz. Urz. UE L 152 z 11.06.2008, str. 1).

**Objaśnienia do tabeli:**

<sup>a)</sup> - suma dwutlenku azotu i tlenku azotu w przeliczeniu na dwutlenek azotu;

<sup>b)</sup> - Wyrażony jako AOT40, które oznaczają sumę różnic pomiędzy stężeniem średnim jednogodzinnym wyrażonym w µg·m<sup>-3</sup> a wartością 80 µg·m<sup>-3</sup>, dla każdej godziny w ciągu doby pomiędzy godziną 8:00 a 20:00 czasu środkowoeuropejskiego CET, dla której stężenie jest większe niż 80 µg·m<sup>-3</sup>; w przypadku gdy w serii pomiarowej występują braki, obliczaną wartość AOT40 należy pomnożyć przez iloraz liczby możliwych terminów pomiarowych do liczby wykonanych w tym okresie pomiarów;

<sup>c)</sup> - do 31.12.2009 r. obowiązywała wartość normatywna AOT40 równa 24 000 µg·m<sup>-3</sup>·h (na podstawie uchylonego już rozporządzenia ministra środowiska z dnia 6 czerwca 2002 r. w sprawie dopuszczalnych poziomów niektórych substancji w powietrzu, alarmowych poziomów niektórych substancji w powietrzu oraz marginesów tolerancji dla dopuszczalnych poziomów niektórych substancji - Dz.U. 2002 nr 87 poz. 796).

Source: the above limit values were set based on the Regulation of the Minister of Environment of 24 August 2012 on the concentrations of selected substances in ambient air (Journal of Laws, 2012, item 1031). The regulation implements the provisions of Directive 2008/50/EC of the European Parliament and of the Council of 21 May 2008 on ambient air quality and cleaner air for Europe (OJ L 152/1 of 11 June 2008).

Key for the table:

<sup>a)</sup> - total nitrogen dioxide and nitrogen oxide expressed in units of mass concentration of nitrogen dioxide;

<sup>b)</sup> - expressed as AOT40 which is the sum of the differences greater than 80 µg/m<sup>3</sup> between mean hourly concentrations expressed in µg·m<sup>-3</sup> and the value of 80 µg·m<sup>-3</sup>, calculated daily every hour between 8:00 and 20:00 Central European Time (CET); if continuous data are not available in a series of measurements, the value of AOT40 is multiplied by the quotient of the number of possible measurement dates and the number of measurements performed in that period.

<sup>c)</sup> - until 31 December 2009, the AOT40 limit was set at 24 000 µg·m<sup>-3</sup>·h (based on the now repealed Regulation of the Minister of Environment of 6 June 2002 on concentration limits of selected substances in ambient air, alert thresholds for selected substances in ambient air and margins of tolerance for selected substances, Journal of Laws 2002, No. 87, item 796).

Białobok S., Karolewski P., Oleksyn J. 1980. Sensitivity of Scots pine needles from mother trees and their progenies to the action of SO<sub>2</sub>, O<sub>3</sub>, a mixture of the gases, NO<sub>2</sub> and HF. *Arboretum Kórnickie* 25: 289–303.

Blažková M. 1996. Black Triangle - The Most Polluted Part of Central Europe, in: *Regional Approaches to Water Pollution in the Environment* (ed. P.E. Rijtema, V. Eliáš). Springer Netherlands, 227–249. DOI: 10.1007/978-94-009-0345-6.

Bobbink R., Lamers L.M.P. 2004. Skutki wzrostu depozycji azotu, w: *Zanieczyszczenia powietrza a życie roślin*. (red. J.N.B. Bell, M. Treshow). Wydawnictwo Naukowo-Techniczne, Warszawa, 345–383. ISBN 83-204-2947-1.

Bytnerowicz A., Godzik B., Grodzińska K., Frączek W., Musselman R., Manning W., Badea O., Popescu F., Fleischer P. 2004. Ambient ozone in forests of the Central and Eastern European mountains. *Environmental Pollution* 130: 5–16. DOI:10.1016/j.envpol.2003.10.032.

Bytnerowicz A., Omasa K., Paoletti E. 2007. Integrated effects of air pollution and climate change on forests: A northern hemisphere perspective. *Environmental Pollution* 147: 438–445. DOI:10.1016/j.envpol.2006.08.028.

Calatayud V., Cerveró J., Calvo E., García-Breijo F.-J., Reig-Armiñana J., Sanz M.J. 2011. Responses of evergreen and deciduous *Quercus* species to enhanced ozone levels.

- Environmental Pollution* 159: 55–63. DOI:10.1016/j.envpol.2010.09.024.
- Cape J.N. 2008. Interactions of forests with secondary air pollutants: Some challenges for future research. *Environmental Pollution* 155: 391–397. DOI:10.1016/j.envpol.2008.01.038.
- Chiwa M. 2010. Characteristics of atmospheric nitrogen and sulfur containing compounds in an inland suburban-forested site in northern Kyushu, western Japan. *Atmospheric Research* 96: 531–543. DOI: 10.1007/s11270-012-1294-2
- Derome J., Nieminen T., Saarsalmi A. 2004. Sulphur dioxide adsorption in Scots pine canopies exposed to high ammonia emissions-near the Cu-Ni smelter in south-western Finland. *Environmental Pollution* 129: 79–88. DOI:10.1016/j.envpol.2003.09.021.
- Dincer F., Muezzinoglu A., Elber T. 2003. SO<sub>2</sub> levels at forested mountains Izmir, Turkey and their possible source. *Water, Air, and Soil Pollution* 147: 331–341. DOI: 10.1023/A:1024581531855.
- Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2008/50/WE z dnia 21 maja 2008 r. w sprawie jakości powietrza i czystszej powietrza dla Europy (Dz. Urz. UE, 11.6.2008, L 152/1).
- EEA 2015. Środowisko Europy 2015 – Stan i prognozy: Synteza. Europejska Agencja Środowiska, Kopenhaga. DOI: 10.2800/95535.
- EEA 2015. Projections in hindsight. An assessment of past emission projections reported by Member States under EU air pollution and GHG legislation. Technical report No 4. DOI: 10.2800/894788.
- Falińska K. 1997. Ekologia roślin: podstawy teoretyczne, populacje, zbiorowisko. PWN, Warszawa. ISBN: 83-01-12065-7.
- Fares S., McKay M., Holzinger R., Goldstein A.H., 2010. Ozone fluxes a *Pinus ponderosa* ecosystem are dominated by non-stomatal processes: Evidence from long-term continuous measurements. *Agricultural and Forest Meteorology* 150: 420–431. DOI:10.1016/j.agrformet.2010.01.007.
- Flagler R.B. 1998. Recognition of Air Pollution Injury to Vegetation: A Pictorial Atlas, Second Edition, Air & Waste Management Association. ISBN 0-923204-14-8.
- Gadzikowski R. 1980. Oddziaływanie Zakładów Azotowych w Puławach na środowisko leśne w latach 1967–1978. *Sylwan* 5: 17–29. ISSN: 0039-7660.
- Gbondo-Tugbawa S.S., Driscoll Ch.T. 2002. Evaluation of the effects of future emission control of sulfur dioxide and nitrogen oxides in acid-base status of the northern forest ecosystem. *Atmospheric Environment* 36: 1631–1643. DOI:10.1016/S1352-2310(02)00082-1.
- Gerosa G., Ferretti M., Bussotti F., Rocchini D. 2007. Estimates of ozone AOT40 from passive sampling in forest sites in South-Western Europe. *Environmental Pollution* 145(3): 629–635. DOI:10.1016/j.envpol.2006.02.030.
- Gerosa G., Marzuoli R., Desotgiu R., Bussotti F., Ballarin-Denti A., 2008. Visible leaf injury in young trees of *Fagus sylvatica* L. and *Quercus robur* L. in relation to ozone uptake and ozone exposure. An Open-Top Chambers experiment in South Alpine environmental conditions. *Environmental Pollution* 152: 274–284. DOI:10.1016/j.envpol.2007.06.045.
- Gerosa G., Marzuoli R., Desotgiu R., Bussotti F., Ballarin-Denti A. 2009. Validation of the stomatal flux approach for the assessment of ozone visible injury in young forest trees. Results from the TOP (transboundary ozone pollution) experiment at Curno, Italy. *Environmental Pollution* 157: 1497–1505. DOI:10.1016/j.envpol.2008.09.042.
- Giertych M.J., Karolewski P. 1993. Changes in phenolic compounds content in needles of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) seedlings following short term exposition to sulphur dioxide. *Arboretum Kórnickie* 38: 43–52.
- Greszta J., Gruszka A., Kowalkowska M. 2002. Wpływ emisji na ekosystem. Wydawnictwo Naukowe Śląsk, Katowice. ISBN 83-7164-369-1.
- Grodzińska K. 1977. Acidity of tree bark as a bioindicator of forest pollution in southern. *Poland. Water, Air and Soil Pollution* 8: 3–7.
- Hayes F., Mills G., Harmens H., Norris D. 2007. Evidence of wide-spread ozone damage to vegetation in Europe (1990–2006). *Centre for Ecology and Hydrology*. <http://icpvegetation.ceh.ac.uk/publications/documents/EvidenceReportFINALPRINT-EDVERSIONlow-res.pdf> [17.01.2015].
- Hu Y., Sun G. 2010. Leaf nitrogen dioxide uptake coupling apoplastic chemistry, carbon/sulfur assimilation, and plant nitrogen status. *Plant Cell Reports* 29: 1069–1077. DOI 10.1007/s00299-010-0898-5.
- Hunová I., Novotný R., Uhlířová H., Vráblík T., Horálek J., Lomský B., Srámek V. 2010. The impact of ambient ozone on mountain spruce forests in the Czech Republic as indicated by malondialdehyde. *Environmental Pollution* 158: 2393–2401. DOI:10.1016/j.envpol.2010.04.006.
- Jaszczak R. 2003. Wpływ zanieczyszczeń z Legnicko-Głogowskiego Okręgu Miedziowego na stan koron sosny zwyczajnej (*Pinus sylvestris* L.) w Nadleśnictwach Góra Śląska i Włoszakowice. *Sylwan* 9: 10–26. ISSN: 0039-7660.
- Jim C.Y., Chen W.Y. 2008. Assessing the ecosystem service of air pollutant removal by urban trees in Guangzhou (China). *Journal of Environmental Management* 88: 665–676. DOI:10.1016/j.jenvman.2007.03.035.
- Karlsson P.E., Braun S., Broadmeadow M., Elvira S., Emberson L., Gimeno B.S., Le Thiec D., Novak K., Oksanen E., Schaub M., Uddling J., Wilkinson M. 2007. Risk assessments for forest trees: The performance of the ozone flux versus the AOT concepts. *Environmental Pollution* 146: 608–616. DOI:10.1016/j.envpol.2006.06.012.
- Karlsson P.E., Hansson M., Höglund H.-O., Pleijel H. 2006. Ozone concentration gradients and wind conditions in Norway spruce (*Picea abies*) forests in Sweden. *Atmospheric Environment*, 40: 1610–1618. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2005.11.009.
- Karnosky D.F., Skelly J.M., Percy K.E., Chappelka A.H. 2007. Perspectives regarding 50 years of research on effects of tropospheric ozone air pollution on US forests. *Environmental Pollution* 147: 489–506. DOI:10.1016/j.envpol.2006.08.043.
- Karolewski P. 1992. Ocena wrażliwości jedenastu gatunków z rodzaju *Pinus* na działanie SO<sub>2</sub>, HF, NO<sub>2</sub> i O<sub>3</sub> w kontrolowanych warunkach. *Arboretum Kórnickie* 37: 75–81.
- Karolewski P. S. 1998. Oddziaływanie tlenków azotu na rośliny drzewiaste, w: *Życie drzew w skażonym środowisku* (red. S. Białobok). Polska Akademia Nauk, Instytut Dendrologii, 129–141. ISBN: 83-01-07352-7.
- Karolewski P., Białobok S. 1979. Wpływ dwutlenku siarki, ozonu, mieszaniny tych gazów i fluorowodoru na uszkodzenie igieł modrzewia europejskiego. *Arboretum Kórnickie* 24: 297–305.
- Kawecka A. 1981. Próby kształtowania fitocenozy w warunkach działania emisji związków azotu. *Sylwan* 4: 41–48. ISSN: 0039-7660.
- Legge A. H., Krupa S. V. 2004. Wpływ dwutlenku siarki, w: *Zanieczyszczenia powietrza a życie roślin* (red. J.N.B. Bell, M. Treshow). Wydawnictwo Naukowo-Techniczne, Warszawa, 151–179. ISBN 83-204-2947-1.

- Litton CM, Raich J.W., Ryan M.G. 2007. Carbon allocation in forest ecosystems. *Global Change Biology* 13: 2089–109. DOI: 10.1111/j.1365-2486.2007.01420.x.
- Liu X., Duan L., Mo J., Du E., Shen J., Lu X., Zhang Y., Zhou X., He Ch., Zhang F. 2011. Nitrogen deposition and its ecological impact in China: An overview. *Environmental Pollution* 159: 2251–2264. DOI:10.1016/j.envpol.2010.08.002
- Malik I., Wistuba M., Danek M., Danek T., Krąpiec M. 2011. Wpływ emisji zanieczyszczeń atmosferycznych przez Zakłady Chemiczne w Tarnowskich Górach (północna część Wyżyny Śląskiej) na szerokość przyrostów rocznych sosny zwyczajnej (*Pinus sylvestris* L.). *Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych* 47: 9–21. ISSN: 1230-7831-08-7.
- Maňkovičková B., Godzik B., Badea O., Shparyk Y., Moravčík P. 2004. Chemical and morphological characteristics of key tree species of the Carpathian Mountains. *Environmental Pollution* 130: 41–54. DOI:10.1016/j.envpol.2003.10.020.
- Marzuoli R., Gerosa G., Desotgiu R., Bussotti, F., Ballarin-Denti, A. 2008. Ozone fluxes and foliar injury development in the ozone-sensitive poplar clone Oxford: a dose-response analysis. *Tree Physiology* 29(1): 67–76. DOI: 10.1093/treephys/tpn012.
- Matyssek R., Wieser G., Calfapietra C., de Vries W., Dizengremel P., Ernst D., Jolivet J., Mikkelsen T.N., Mohren G.M.J., Le Thiec D., Tuovinen J.-P., Weatherall A., Paoletti E. 2012. Forest under climate change and air pollution: Gaps in understanding and future directions for research. *Environmental Pollution* 160: 57–65. DOI:10.1016/j.envpol.2011.07.007.
- Merkert B., Wünschmann S., Diatta J., Chudzińska E. 2012. Innowacyjna obserwacja środowiska – bioindykatory i biomonitoring: definicje, strategie i zastosowania. *Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych* 53: 115–152.
- Miś R. 1995. Wpływ przemysłowych zanieczyszczeń powietrza na wzrost wysokości i jakości sosny zwyczajnej (*Pinus sylvestris* L.). *Sylvan* 139 (1): 87–97.
- Misson L., Baldocchi D.D., Black T.A., Blanken P.D., Brunet Y., Curiel Yuste J., Dorsey J.R., Falk M., Granier A., Irvine M.R., Jarosz N., Lamaud E., Launiainen S., Law B.E., Longdoz B., Loustau D., McKay M., Paw U.K.T., Vesala T., Vickers D., Wilson K.B., Goldstein A.H. 2007. Partitioning forest carbon fluxes with overstory and understory eddy-covariance measurements: a synthesis based on FLUXNET data. *Agricultural and Forest Meteorology* 144: 14–31. DOI:10.1016/j.agrformet.2007.01.006.
- Muzika R.M., Guyette R.P., Zielonka T., Liebhold A.M. 2004. The influence of O<sub>3</sub>, NO<sub>2</sub> and SO<sub>2</sub> on growth of *Picea abies* and *Fagus sylvatica* in the Carpathian Mountains. *Environmental Pollution* 130: 65–71. DOI:10.1016/j.envpol.2003.10.021.
- Neirynek J., Flechard C.R., Fowler D. 2011. Long-term (13 years) measurements of SO<sub>2</sub> fluxes over a forest and their control by surface chemistry. *Agricultural and Forest Meteorology* 151: 1768–1780. DOI:10.1016/j.agrformet.2011.07.013.
- Noe S.M., Kimmel V., Hüve K., Copolovici L., Portillo-Estrada M., Ülle Püttsepp Ü., Jögiste K., Niinemets Ü., Hörtnagl L., Wohlfahrt G. 2011. Ecosystem-scale biosphere-atmosphere interactions of a hemiboreal mixed forest stand at Järvelja, Estonia. *Forest Ecology and Management* 262: 71–81. DOI:10.1016/j.foreco.2010.09.013.
- Paoletti E., Schaub M., Matyssek R., Wieser G., Augustaitis A., Bastrup-Birk A.M., Bytnerowicz A., Günthardt-Goerg M.S., Müller-Starck G., Serengil Y. 2010. Advances of air pollution science: From forest decline to multiple-stress effects on forest ecosystem services. *Environmental Pollution* 158: 1986–1989. DOI:10.1016/j.envpol.2009.11.023.
- Pelster D.E., Kolka R.K., Prepas E.E. 2009. Overstory vegetation influence nitrogen and dissolved organic carbon flux from the atmosphere to the forest floor: Boreal Plain, Canada. *Forest Ecology and Management* 259: 210–219. DOI:10.1016/j.foreco.2009.10.017.
- Puig R., Àvila A., Soler A. 2008. Sulphur isotopes as tracers of the influence of a coal-fired power plant on a Scots pine forest in Catalonia (NE Spain). *Atmospheric Environment* 42: 733–745. DOI:10.1016/j.atmosenv.2007.09.059.
- Schaub M., Skelly J.M., Zhang J.W., Ferdinand J.A., Savage J.E., Stevenson R.E., Davis D.D., Steiner K.C. 2005. Physiological and foliar symptom response in the crowns of *Prunus serotina*, *Fraxinus americana* and *Acer rubrum* canopy trees to ambient ozone under forest conditions. *Environmental Pollution* 133: 553–567. DOI:10.1016/j.envpol.2004.06.012.
- Sha Ch., Wang T., Lu J. 2010. Relative Sensitivity of Wetland Plants to SO<sub>2</sub> Pollution. *Wetlands* 30: 1023–1030. DOI 10.1007/s13157-010-0095-x.
- Sicard P., Dalstein-Richier L., Vas N. 2011. Annual and seasonal trends of ambient ozone concentration and its impact on forest vegetation in Mercantour National Park (South-eastern France) over the 2000–2008 period. *Environmental Pollution* 159(2): 351–362. DOI:10.1016/j.envpol.2010.10.027.
- Simpson D., Butterbach-Bahl K., Fagerli H., Kesik M., Skiba U., Tang S. 2006. Deposition and emissions of reactive nitrogen over European forests: A modelling study. *Atmospheric Environment* 40: 5712–5726. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2006.04.063.
- 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. *Forest Ecology and Management* 258: 1735–1750. DOI:10.1016/j.foreco.2008.09.057.
- Szaro R., Bytnerowicz A., Oszlányi J. 2002. Effects of air pollution on forest health and biodiversity in forest of the Carpathia Mountains. NATO Science Series I, vol. 345. ISBN: 1 58603 258 5.
- Tjoelker M.G., Volin J.C., Oleksyn J., Reich P.B. 1995. Interaction of ozone pollution and light on photosynthesis in a forest canopy experiment. *Plant, Cell, and Environment* 18: 895–905. DOI: 10.1111/j.1365-3040.1995.tb00598.x.
- Wagg S., Mills G., Hayes F., Wilkinson S., Cooper D., Davies W.J. 2012. Reduced soil water availability did not protect two competing grassland species from the negative effects of increasing background ozone. *Environmental Pollution* 165: 91–99. DOI:10.1016/j.envpol.2012.02.010.
- Wamelink G.W.W., Wieggers H.J.J., Reinds G.J., Kros J., Mol-Dijkstra J.P., van Oijen M., de Vries W. 2009. Modelling impacts of changes in carbon dioxide concentration, climate and nitrogen deposition on carbon sequestration by European forests and forest soils. *Forest Ecology and Management* 258: 1794–1805. DOI:10.1016/j.foreco.2009.05.018.
- Warmiński K., Rogalski L., Bęś A. 2005. Oddziaływanie dwutlenku siarki i siarczanów(IV) na zanik chlorofilu w niektórych roślinach wskaźnikowych. *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych* 505: 491–501.
- Wei X., Blanco J.A., Jiang H., Kimmins J.P.H. 2012. Effects of nitrogen deposition on carbon sequestration in Chinese fir forest ecosystems. *Science of the Total Environment* 416: 351–361. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2011.11.087.



- Weinstein D.A., Laurence J.A., Retzlaff W.A., Kern J.S., Lee E.H., Hogsett W.E., Webera J. 2005. Predicting the effects of tropospheric ozone on regional productivity of ponderosa pine and white fir. *Forest Ecology and Management* 205: 73–89. DOI:10.1016/j.foreco.2004.10.007.
- Wesołowski M., Radecka I. 2003. Znaczenie roślin w monitoringu zanieczyszczenia środowiska naturalnego pierwiastkami metalicznymi. *Ekologia i Technika* 11(4): 14–22.
- Wittmann Ch., Rainer Matyssek R., Pfanz H., Humar M. 2007. Effects of ozone impact on the gas exchange and chlorophyll fluorescence of juvenile birch stems (*Betula pendula* Roth.). *Environmental Pollution* 150: 258–266. DOI: 10.1016/j.envpol.2007.01.013.
- Woźny A. 2004. Wybrane gazowe czynniki stresowe (SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, O<sub>3</sub>), w: Komórki roślinne w warunkach stresu. (red. A. Woźny, K. Przybył), Tom I, cz. 2. Wydawnictwo Naukowe UAM, 78–165. ISBN: 83-232-1443-3.
- Wu Z., Wang X., Chen F., Turnipseed A.A., Guenther A.B., Niyogi D., Charusombat U., Xia B., Munger W.J., Alapaty K. 2011. Evaluating the calculated dry deposition velocities of reactive nitrogen oxides and ozone from two community models over a temperate deciduous forest. *Atmospheric Environment* 45: 2663–2674. DOI: 10.1029/2011JD016751.
- Zapletal M., Cudlín P., Chroust P., Urban O., Pokorný R., Edwards-Jonášová M., Czerný R., Janouš D., Taufarová K., Večeřa Z., Mikuška P., Paoletti E. 2011. Ozone flux over a Norway spruce forest and correlation with net ecosystem production. *Environmental Pollution* 159: 1024–1034.

### Wkład autorów

M.B. – zbieranie materiałów; K.W. – interpretacja zebranych danych, opracowanie przeglądu literatury; A.B. – zbieranie materiałów, przygotowanie maszynopisu, w tym tabel z danymi.