

8. OCHRONA

PIOTR KAROLEWSKI

8.1. WRAŻLIWOŚĆ NA CZYNNIKI ABIOTYCZNE

Możliwość przeżycia drzew w skrajnie niekorzystnych warunkach, zaistniałych na skutek wpływu abiotycznych czynników w stopniu powodującym u nich stres, zależy w dużej mierze od ogólnej ich zdrowotności i kondycji. Te cechy z kolei zdeterminowane są przez warunki miejsca wzrostu i wymagania klimatyczno-glebowe drzew danego gatunku. Dlatego też niezbędne jest poznanie zarówno wiadomości na temat wymagań klimatycznych i glebowych, jak i rezultatów doświadczeń przeprowadzanych w warunkach kontrolowanych oraz testów terenowych dotyczących wpływu abiotycznych czynników stresowych. Będzie to bardzo pomocne w ocenie stopnia tolerancji oraz przewidywania możliwości przeżycia drzew poddanych wpływowi abiotycznych czynników stresowych w ekstremalnie niekorzystnych warunkach.

Skróty używane w tekście: ABA – kwas abscysynowy, Chl – chlorofil, CR – cukry rozpuszczalne, d.b.h. – średnica na wysokości piersi, tzw. pierśnica (diameter at breast height), DNA – kwas dezoksyrybonukleinowy, DR – oddychanie ciemniowe, Fv/Fm – maksymalna wydajność kwantowa fotosystemu II, g_s – przewodnictwo aparatów szparkowych (stomatal conductance), GA – gibereliny, IAA – kwas indoliloctowy, LCER – współczynnik wymiany gazowej węgla w liściach (leaf carbon exchange rates), LMA – masa liścia na jednostkę powierzchni (leaf mass per unit area), N_{Area} – zawartość azotu w przeliczeniu na powierzchnię liścia (leaf area-based nitrogen content), N_{Mass} – zawartość azotu w przeliczeniu na masę liścia (leaf mass-based nitrogen content), NR – reduktaza azotanowa, P_N – fotosynteza netto, P_{Nmax} (A_{max}) – maksymalne natężenie fotosyntezy netto w warunkach nielimitującego natężenia światła oraz przy

optymalnym zaopatrzeniu w wodę i atmosferycznym stężeniu CO₂, PNUE – efektywność wykorzystania azotu w fotosyntezie (photosynthetic nitrogen use efficiency), PO – peroksydaza, ppm – części na milion (parts per milion), RGR – względne tempo wzrostu (relative growth rate), RSR – stosunek masy korzeni do pędów (root to shoot ratio), T – transpiracja, TNC – cukry niestrukturalne (total nonstructural carbohydrates), WUE – efektywność wykorzystania wody (water use efficiency), Ψ_1 – potencjał wodny liści (leaf water potential)

8.1.1. WYMAGANIA KLIMATYCZNE I GLEBOWE

W strefie umiarkowanej na półkuli północnej występuje około 20 gatunków wiązów, z czego w Polsce dziko rosną tylko 3 gatunki: wiąz szypułkowy (*Ulmus laevis* PALL.), wiąz górski (*Ulmus glabra* HUDS.) oraz wiąz polny (*Ulmus minor* MILL.) (BUGAŁA 1991; patrz rozdz. 2). Według tego autora wiązy europejskie i północnoamerykańskie, w tym wymienione 3 gatunki, występują na żyznych oraz wilgotnych glebach i najlepiej rosną w klimacie wilgotnym (patrz rozdz. 6). Mimo to znoszą one również dobrze warunki miejskie i są stosunkowo odporne na zanieczyszczenia przemysłowe. Wiązy występują jako domieszki w lasach liściastych, a w Polsce rosną głównie na nizinach, w dolinach rzek i nad jeziorami. W innych rejonach występują także w górach do wysokości 1200 m n.p.m., a wiąz polny nawet do 1500 m n.p.m.

Całkowicie inne wymagania co do wilgotności i żyzności gleby mają gatunki we wschodniej Azji, których przedstawicielem jest wiąz syberyjski (*U. pumila* L.)¹. Rośnie on w dolinach rzek na kamienistych i piaszczystych glebach. Ponieważ jest wytrzymały na suszę i dobrze rośnie nawet na bardzo ubogich glebach (GEYER 1993), w Polsce oraz innych krajach Europy można go spotkać w zadrzewieniach miejskich i osiedlowych. Ponadto w odróżnieniu od wiązu górskiego, a szczególnie od bardzo wrażliwego wiązu polnego, wiąz syberyjski jest odporny na holenderską chorobę wiązów. Natomiast spośród trzech dziko rosnących wiązów w naszym kraju do najbardziej odpornych na tę chorobę należy wiąz szypułkowy. W rozdziale tym nie bez przyczyny wspomniano o odporności poszczególnych gatunków na holenderską chorobę wiązów. Powszechnie uważa się, że abiotyczne czynniki stresowe powodują osłabienie drzew, a tym samym zwiększają ich podatność na ww. chorobę oraz na działanie innych czynników biotycznych, na przykład szkodników owadzych. Wiele badań poświęcono relacjom pomiędzy czynnikami abiotycznymi

¹ Nazwy gatunków jak w materiałach źródłowych.

a odpornością na holenderską chorobę wiązów, czego niektóre aspekty poruszono w dalszej części tego rozdziału.

Powyższa charakterystyka wskazuje, że występujące w Polsce gatunki wiązów cechują się relatywnie małymi wymaganiami klimatycznymi oraz glebowymi, ale wykazują pewne różnice względem siebie w reakcji na wpływ czynników środowiskowych, na przykład niedoboru wody. Bardziej szczegółowy opis oddziaływania różnego typu abiotycznych czynników stresowych na te i niektóre inne gatunki wiązów, zostanie przedstawiony poniżej, na podstawie wyników szeregu badań terenowych i laboratoryjnych.

8.1.2. WPLYW CZYNNIKÓW ABIOTYCZNYCH

W rozdziale tym dokonano porównania wpływu najbardziej istotnych, abiotycznych czynników stresowych na odporność drzew z rodzaju *Ulmus* w odniesieniu do innych rodzajów, a także zróżnicowania międzygatunkowego wiązów. Kondycja i przeżywalność drzew danego gatunku uzależnione są w praktyce od wielu jednocześnie działających czynników zewnętrznych (ilości i rodzaju czynników stresowych, natężenia i czasu ich działania) oraz wewnętrznych (wieku i stanu fizjologicznego rozwoju drzew, pochodzenia populacji itp.), jak również interakcji między nimi. Przedstawiono tutaj też wyniki ważniejszych badań strategii adaptacyjnych, stopnia tolerancji oraz podstaw fizjologiczno-biochemicznych mechanizmów reakcji omawianych gatunków wiązów na wpływ niskich i wysokich temperatur, suszy i zalewania, zasolenia oraz zanieczyszczeń przemysłowych. Zagadnienia oddziaływania tego typu czynników na rośliny drzewiaste zostały w bardzo przystępny sposób opisane, m.in. w rozdziale „Ecological responses” książki zredagowanej przez RAGHAVENDRA (1991). Podobne analizy przedstawiono w rozdziale „Plants under stress” książki napisanej przez LARCHERA (1995) i dwóch rozdziałach książki HARBORNE’A, jednego – dotyczącego adaptacji do warunków klimatycznych (HARBORNE 1997a) i drugiego – do warunków glebowych (HARBORNE 1997b), oraz odnoszących się wyłącznie do wpływu zanieczyszczeń przemysłowych w pracach pod red. BIAŁOBOKA (1989) i autorstwa HALBWACHSA (1989). Jednakże zawarte w nich informacje tylko częściowo dotyczą badań nad drzewami, a wiadomości na temat wiązów są znikome. Z tego powodu wybrane wyniki ważniejszych badań uwzględniających gatunki z rodzaju *Ulmus*, w tym nowsze niż w przytoczonych powyżej opracowaniach, opisano w dalszej części tego rozdziału.

8.1.2.1. Niska i wysoka temperatura

Powszechnie znany jest fakt, że drzewa liściaste są znacznie bardziej wrażliwe na wpływ niskich temperatur od drzew iglastych (TOMPA 1953; LARCHER 1995). Istotne jest także to, że wrażliwość drzew na mróz jest dużo większa w okresie hartowania (jesienią) i jeszcze większa w trakcie rozhartowywania (wiosną) niż w środku zimy. Obserwacje uszkodzeń mrozowych wskazują również, że na stopień zahartowania się drzew większy wpływ ma temperatura gleby niż powietrza (McEVOY i McKAY 1997).

Niewiele jest jednak informacji na temat wrażliwości na niskie temperatury gatunków wiązów występujących w Polsce i gdzie indziej. Wyniki obserwacji wskazują, że większość gatunków wiązów jest stosunkowo odporna na niskie temperatury. Wiązy zostały ocenione jako bardziej odporne na wpływ oblodzeń pni niż drzewa takie, jak: topole, brzozy, jesiony, klony, buki i dęby (SANZEN-BAKER i NIMMO 1941). Do bardzo odpornych zaliczony został drobnolistny wiąz himalajski *U. villosa* (SANTAMOUR 1979). Także wiąz syberyjski według HEYBROEKA (1979) jest gatunkiem bardzo tolerancyjnym, o porównywalnej odporności z dębami i robiną akacją (*Robinia pseudoacacia*), chociaż są i odmienne zdania. Na przykład wiąz syberyjski uznany został za relatywnie bardzo wrażliwy w porównaniu do rodzimych gatunków drzew występujących na północy USA (ENGSTROM i MATTHEW 1942) oraz w środkowych i środkowo-zachodnich stanach USA (WRIGHT 1941). Obserwacje uszkodzeń mrozowych korzeni, przeprowadzone przez BIAŁOBOKA (1957) na siewkach rosnących w szkółce, pokazały, że wiąz polny jest gatunkiem średnio wrażliwym i o podobnej wytrzymałości na mróz jak: jesion wyniosły (*Fraxinus excelsior*), dąb szypułkowy (*Quercus robur*), klony (*Acer* spp.) i lipa drobnolistna (*Tilia cordata*), ale znacznie mniej wytrzymałym niż brzoza brodawkowata (*Betula pendula*), brzoza japońska (*B. japonica*), tamaryszek kaspijski (*Tamarix caspica*) i niektóre topole (*Populus* spp.). Natomiast jako wrażliwy na niskie zimowe temperatury oceniony został wiąz amerykański (*U. americana*), ze względu na zamieranie korzeni w takich warunkach (HORD i in. 1957). Także wiąz drobnolistny (*U. parvifolia* JACQ.) cechuje się małą odpornością na niskie temperatury, szczególnie w okresie jesiennych przymrozków (WYSONG 1952).

Oceny odporności na mróz oparte są najczęściej na pomiarach śmiertelności drzew lub obserwacjach pęknięć. Podejmowane są też próby zastosowania innych parametrów do ustalenia stopnia wpływu i skutków działania niskich temperatur. Na przykład sugeruje się wykorzystanie do tego celu pomiarów kurczenia się obwodów pni, co jest bezpośrednią przyczyną ich pęknięć. OBERLI (1966) stwierdził, że zimowe temperatury w zakresie od -20°C do -25°C

powodują zmniejszenie się obwodów pni 14–18-letnich wiązów (*Ulmus* spp.) średnio o 1,57% w porównaniu do obwodów tych drzew we wcześniejszym okresie tej samej zimy, gdy panowały jeszcze temperatury nieco powyżej 0°C.

Przy ocenie wrażliwości gatunku na działanie niskich temperatur należy oczywiście wziąć pod uwagę wpływ czynników wewnętrznych, takich jak pochodzenie populacji. Wskazują na to między innymi wyniki uzyskane przez WHITELEYA i in. (2003), którzy badali wpływ niskich temperatur na cechy wzrostowe i uszkodzenia mrozowe siewek wiązu szypułkowego. Autorzy uwzględnili w nich ponad 20 rodów z nasion z wolnego zapylenia, przy czym każdy ród był reprezentowany przez 5 populacji pochodzących z południowej części zasięgu (Francji i Niemiec) oraz z północnej (Rosji i Szwecji). Siewki z północnych i centralnych populacji (ze Szwecji i Niemiec) okazały się bardziej odporne, ale jednocześnie charakteryzowały się znacznie większym wewnątrzpopulacyjnym zróżnicowaniem tolerancji na niskie temperatury niż siewki z południowych populacji (z Francji). Duże jest także zróżnicowanie międzypopulacyjne w tolerancji wiązów na ten czynnik. Wskazują na to między innymi badania KARNOSKY'EGO (1988), dotyczące możliwości wykorzystania wyjątkowo odpornego na niską temperaturę kultywaru 'Across Central Park' wiązu drobnolistnego na północnych terenach USA.

Szkodliwe oddziaływanie niskich temperatur ujawnia się też we wpływie na procesy generatywnego rozmnażania się drzew. Dotyczy to na przykład sytuacji, kiedy już jesienią ma miejsce mejoza w komórkach macierzystych pyłku. Wówczas niskie temperatury zaburzają mejozę, upośledzają mikrosporogenezę, prowadzą do powstania anormalnych ziaren pyłku i skracają jego żywotność. Według GREGUSS (1968) tego rodzaju niekorzystne sytuacje zachodzą znacznie częściej u wiązu polnego niż u wiązu górskiego i szypułkowego.

Wiązy są stosunkowo mało tolerancyjne na działanie wysokich temperatur. Wskazują na to między innymi badania STOJANOVA (1964). Autor za miarę stopnia wrażliwości na wysoką temperaturę przyjął temperaturę, od której następowało zahamowanie natężenia fotosyntezy netto (P_N) liści. Uszeregował on na tej podstawie gatunki od najbardziej wrażliwych, wśród których znalazł się wiąz szypułkowy, w następującej kolejności: dąb szypułkowy (*Quercus rubra*), jesion amerykański (*Fraxinus americana*), klon jawor (*Acer pseudoplatanus*), klon polny (*A. campestre*) i wiąz szypułkowy (+42°C), poprzez mniej wrażliwe: dąb czerwony (*Quercus rubra*), bez czarny (*Sambucus nigra*), lipa szerokolistna (*Tilia platyphyllos*) (+44°C), średnio tolerancyjne: jesion wyniosły (*Fraxinus excelsior*), kasztanowiec zwyczajny (*Aesculus hippocastanum*), sosna zwyczajna (*Pinus sylvestris*), sosna czarna (*P. nigra*), buk wschodni

Tabela 1

Zestawienie niektórych prac dotyczących badań wpływu niskiej i wysokiej temperatury, przeprowadzonych w warunkach terenowych (t) i kontrolowanych (k), na wzrost oraz procesy fizjologiczne i metabolizm drzew z rodzaju *Ulmus* (użyte w tabeli skróty podano na pierwszej stronie rozdziału; nazwy taksonów jak w pracach źródłowych)

Czynnik	Badane gatunki	Typ dośw.	Badane parametry	Źródło
Niska temperatura	<i>U. laevis</i>	t	parametry biometryczne, fenologia, uszkodzenia mrozowe a zróżnicowanie między- i wewnątrzpopulacyjne	WHITELEY i in. 2003
	<i>U. davidiana</i> <i>var. japonica</i>	t	terminy i warunki termiczne powstawania nowych i powiększania się wcześniejszych pęknięć drzew pod wpływem mrozu	SANO i FUKAZAWA 1996
	<i>U. glabra</i>	k	DR, P _N , rozwój liści, wydłużanie pędu	SKRE 1991
	<i>U. pumila</i>	k	deformacje tkanki i narośla na pniu siewek	ZALASKY 1975a
	<i>U. americana</i> <i>U. pumila</i>	k	deformacje tkanki i narośla na pniu siewek	ZALASKY 1975b
	<i>U. spp</i>		kurczenie się obwodów pni	OBERLI 1966
	<i>U. alata</i>	k	temperatury przechowywania, kielkowania i wschodzenia	KIRBY i SANTELMANN 1964
	<i>U. davidiana</i> <i>var. japonica</i>	t	wzrost i wrażliwość na mróz gałęzi i pędów z uwzględnieniem kierunku S i N	SAKAI i WADA 1963
Wysoka temperatura	<i>U. rubra</i>	t	P _N , DR liści, łodyg i korzeni, powierzchnia i masa liści	BOLSTAD i in. 2004
	<i>U. pumila</i>	t	P _N , T, g _s , fluorescencja Chl, Fv/Fm	LI i in. 2003
	<i>U. carpini- folia</i>	t	wpływ pochodzenia populacji na fenologię	CHUINE i in. 2000
	<i>U. parvifolia</i>	k	parametry biometryczne, RSR, LCER, g _s	MARTIN i in. 1989
	<i>U. americana</i>	k	opór dyfuzyjny liści, potencjał wodny pędów, reakcja aparatów szparkowych	PEREIRA i KOZLOWSKI 1977a
	<i>U. alata</i>	k	P _N , punkt kompensacyjny CO ₂ , T, Ψ _p	BACONE i in. 1976
	<i>U. alata</i>	k	temperatury przechowywania, kielkowania i wschodzenia	KIRBY i SANTELMANN 1964
<i>U. spp.</i>	k	T i ewaporacja	IVANOV 1957	

(*Fagus orientalis*) (ok. +46°C), aż do najbardziej tolerancyjnych: robinia biała (*Robinia pseudoacacia*), glediczja trójcierniowa (*Gleditsia triacanthos*), mieszańce euroamerykańskie topól (*Populus ×euramericana*), topola czarna (*P. nigra*) odmiana 'Italica', laurowiśnia wschodnia (*Prunus laurocerasus*) i jodła pospolita (*Abies alba*) (powyżej +47–48°C). Wyniki tych badań mogą jednak nie odzwierciedlać w pełni tego, z czym mamy do czynienia w warunkach naturalnych, ponieważ doświadczenie zostało wykonane na odciętych liściach. Jednakże przynajmniej w odniesieniu do wiązu potwierdzają się, gdyż w literaturze można znaleźć wyniki wielu badań wskazujących na dużą wrażliwość wiązu szypułkowego i innych gatunków na wysoką temperaturę. MARTIN i in. (1989), badając wpływ podwyższonej temperatury gleby (28°C, 35°C i 42°C; 6h/dzień przez 12 tygodni) na siewki wiązu drobnolistnego, stwierdzili w najwyższej z badanych temperatur istotne obniżenie poziomu wymiany gazowej węgla w liściach oraz przewodnictwa szparkowego. Istnieje także niewielka liczba prac, których autorzy wskazują na stosunkowo wysoką tolerancję niektórych gatunków wiązów na wysoką temperaturę. Na przykład LI i in. (2003) podają, że takim gatunkiem jest wiąz syberyjski (*U. pumila*). Z drugiej strony najnowsze badania wskazują, że ocieplenie klimatu będzie niekorzystnie wpływało na wzrost i rozwój drzew tego gatunku. Będzie to miało miejsce w większym stopniu w latach cieplejszych niż chłodniejszych (CHEN i XU 2012a) oraz bardziej u populacji rosnących w chłodniejszych niż cieplejszych regionach zasięgu (CHEN i XU 2012b).

Z przytoczonych powyżej przykładów ocen stopnia tolerancji, a także rezultatów badań fizjologiczno-biochemicznych (tab. 1) wynika, że wiązy są stosunkowo tolerancyjne na działanie niskich temperatur. Natomiast, poza niektórymi gatunkami, są bardziej wrażliwe na wpływ wysokich temperatur od drzew innych rodzajów.

8.1.2.2. Susza i nadmiar wody

Wiązy są bardzo lub co najmniej średnio tolerancyjne na suszę rozumianą szeroko, zarówno jako niedobór wody w glebie, jak i powietrzu. Do gatunków wyjątkowo odpornych na suszę, a szczególnie na niedobór wody w glebie, należy wiąz syberyjski (MATTIS i MUKHAEV 1979; GEYER 1993; WANG i ZHANG 2003; TANAKA-ODA i in. 2010). Drzewa wiązu syberyjskiego wraz z innymi, także pionierskimi i szybko rosnącymi gatunkami, zalecane są do zakładania pasów ochronnych wokół oaz na terenach pustynnych (BABAEV i OVEZLIEV 1994). Również LI i in. (2003, 2004) ocenili go jako bardzo tolerancyjny na tego rodzaju stres wodny, chociaż w późniejszej pracy autorzy w prawie tym samym

zespole (LI i in. 2007) zaliczyli ten gatunek do względnie tolerancyjnych na suszę – szczególnie na niedobór wody w glebie. Nie wszyscy jednak podzielają opinię dotyczącą dużej wytrzymałości wiązu syberyjskiego na suszę. Na przykład LYSOVA (1972) uważa, że jest ona błędna i niezależnie od wieku drzewa tego gatunku wiąz są mało tolerancyjne na suszę, nawet znacznie bardziej wrażliwe od dębu szypułkowego (*Quercus robur*). Do odpornych na suszę i nadających się na tereny stepowe i półpustynne zaliczony został też wiąz polny oraz mieszańce wiązu syberyjskiego i polnego (*U. pumila* var. *arborea*) przez wymienionych już wcześniej MATTISA i MUKHAEVA (1979), a także przez NIKITINA (1977) oraz FEDOROVĄ i ELAGINĘ (1969). Według SENKEVICH i LINDEMANA (1984) mieszańce te są nawet znacznie odporniejsze na suszę niż wiąz syberyjski. Ponieważ jednak są one mniej odporne od wiązu syberyjskiego na holenderską chorobę wiązów, SENKEVICH i LINDEMAN (1984) sugerują, że nie powinny być sadzone na terenach wilgotnych lub w miejscach nawadnianych. Za bardzo odporne uznano też inne gatunki wiązów, w tym: wiąz amerykański (PRASAD 1943), wiąz górski (SOLYANIK 1951), wiąz drobnolistny (VADYUNINA i MRAMORNOVA 1955) oraz *U. macrocarpa* (LIU 1989). Z ocen wymienionych dotychczas gatunków wynika, że wiązy charakteryzują się względnie dużą odpornością na suszę. Jednakże przez niektórych badaczy wiąz szypułkowy i polny ocenione zostały jako stosunkowo wrażliwe na niedobór wody w glebie i źle znoszące długotrwałe okresy letnich susz (VLAD 1948). Także niektóre najnowsze badania, przeprowadzone w warunkach kontrolowanych, wskazują na dużą wrażliwość na suszę wiązu szypułkowego i górskiego i tylko nieco mniejszą wiązu polnego (VENTURAS i in. 2013). Trzeba jednak dodać, że w przypadku wiązu polnego większości ocen badaczy wskazuje na jego małą wrażliwość.

Niektóre badania uwzględniają większą liczbę różnych gatunków drzew, co pozwala na ocenę odporności wiązów na tle drzew innych rodzajów. Rezultaty obserwacji przeprowadzonych w lasach północnej Westfalii po okresie silnej suszy w 1959 roku wskazują na relatywnie dużą tolerancją wiązów (HESMER i GUNTHER 1962). Wiązy znalazły się w grupie gatunków bez lub z nikłymi objawami uszkodzeń obok: dębów, lip, czereśni, jesionów, klonów, grabów, osiki, mieszańców topoli czarnej, sosny czarnej, wejmutki i zwyczajnej, daglezi zielonej, świerka serbskiego i jodły olbrzymiej. Za bardziej wrażliwe od nich uznano: buki, brzozy, olszę szarą i czarną oraz modrzew europejski, a największe uszkodzenia wykazały: świerk pospolity i sitkajski oraz modrzew japoński. CHEN i in. (2000), określając stopień tolerancji na suszę 16 gatunków drzew na podstawie ich występowania na terenach o różnych warunkach wilgotności gleby i powietrza, ocenili wiązy nieco gorzej. W przypadku tych badań wiązy (*Ulmus* spp.)

znalazły się w grupie o pośredniej tolerancji wraz z *Phellodendron amurense*, *Juglans mandshurica*, *Fraxinus mandshurica* i *F. rhynchophylla*, które są mniej tolerancyjne niż: *Betula davurica*, *Populus tremula* var. *davidiana*, *Tilia* spp. i *Quercus mongolica*, ale bardziej tolerancyjne od: *Larix* spp., *Abies nephrolepis*, *Picea* spp., *Betula platyphylla*, *Acer pictum* subsp. *mono*, *Betula costata* i *Pinus koraiensis*. Należy dodać, jak podkreślają to autorzy, że gatunki zaliczone do grupy pośrednio tolerancyjnych były najliczniej reprezentowane na wszystkich trzech badanych obszarach o różnych warunkach wilgotnościowych. Za średnio tolerancyjny na wpływ suszy uznany został też *U. propinqua* (*U. davidiana* var. *japonica*) (WANG i TAO 1998). Autorzy, po przeprowadzeniu pomiarów terenowych, uszeregowali kilkanaście badanych gatunków drzew, od najbardziej tolerancyjnych, w następującej kolejności: *Populus davidiana* (*P. tremula* var. *davidiana*) > *Quercus mongolica* > *Pinus sylvestris* var. *mongolica* > *Pinus koraiensis* > *Pinus sylvestris* > *Betula dahurica* [*B. davurica*] > *Ulmus propinqua* > *Acer mono* > *Tilia mandshurica* > *Tilia amurensis* > *Picea koraiensis* [*P. koyamai*] > *Betula platyphylla* > *Abies nephrolepis* > *Fraxinus mandshurica* > *Juglans mandshurica* > *Phellodendron amurense*.

Nie ma w literaturze informacji, które wskazywałyby na dużą wrażliwość na suszę rodzaju *Ulmus* w porównaniu do drzew innych rodzajów. Jednakże na podstawie wyżej przytoczonych wyników badań można powiedzieć, że wszystkie trzy gatunki wiązów występujące powszechnie w Polsce są średnio wrażliwe na suszę, przy czym wiązy polny i górski są nieznacznie bardziej tolerancyjne na ten czynnik niż wiąz szypułkowy.

Wytrzymałość drzew na suszę można w pewnym stopniu zwiększyć, na przykład przez odpowiednie nawożenie. Między innymi DUSHKOV (1983) wykazał, że stosowanie nawożenia azotowego podnosi odporność na suszę mieszańców wiązu syberyjskiego i polnego. Podobny efekt uzyskali VIKTOROV i BYSTRYANCEV (1960) u wiązu szypułkowego poprzez nawożenie fosforowe (P). Według tych autorów fosfor zmniejsza natężenie transpiracji, zapobiegając w ten sposób utracie wody. Badano też, jak podwyższone stężenie CO₂ i pustynnienie terenów, związane z tzw. globalnym ociepleniem, wpływa na wzrost i rozwój drzew. Stwierdzono, że podwyższenie stężenia CO₂ tylko w niewielkim stopniu zwiększa efektywność wykorzystania wody u wiązu syberyjskiego w warunkach jej deficytu w glebie i nie przeciwdziała redukcji wzrostu biomasy (PERRY i in. 2013).

W wielu rejonach mamy do czynienia z odwrotnym zjawiskiem niż omawiane powyżej, a mianowicie istnieje problem nadmiaru wody. Na terenach często i/lub długotrwale zalewanych (ang. flooding) występują głównie dwa

niekorzystne zjawiska – ograniczenie dostępności tlenu dla korzeni roślin oraz niedobór składników pokarmowych na skutek wypłukiwania ich z gleby. Ogólnie przyjmuje się, że w ramach drzew liściastych, w odróżnieniu od gatunków o miękkim drewnie (z rodziny *Salicaceae*), gatunki o drewnie twardym (*Quercus*, *Fraxinus*, *Ulmus* i *Acer*) są wrażliwe na zalewanie gruntów i występują na suchszych, wyżej położonych stanowiskach (BLUM 1999; HIGA i in. 2012) lub zalanych przez stosunkowo niedługi okres (VLAD 1944). Jednakże duża część wyników oryginalnych obserwacji terenowych i badań w warunkach kontrolowanych świadczy, że wiązy należą do gatunków średnio (VOLK 2000; DALE i WARE 2004), a jak twierdzą niektórzy badacze, nawet stosunkowo tolerancyjnych na tego rodzaju niekorzystne warunki (GLÄSER i VOLK 2009; HAASE i GLÄSER 2009). Cechują się też dużą zdolnością regeneracji na terenach silnie i często zalanych (GEYER i KIRKWOOD 1985). Na małą wrażliwość wiązków wskazują między innymi obserwacje skutków wiosennych powodzi w dawnej Czechosłowacji w 1954 r., które przeprowadził FARSKÝ (1957). Wiąz szypułkowy i polny znalazły się w grupie względnie tolerancyjnych, obok takich gatunków, jak: mieszańiec płatanu zachodniego (*Platanus occidentalis*) z płatanem wschodnim (*P. orientalis*), znanego pod nazwą *P. ×acerifolia*, śliwa węgierka (*Prunus domestica* subsp. *domestica*), śliwa lubaszka (*P. domestica* subsp. *insititia*) i śliwa tarnina (*P. spinosa*). Jednakże gatunki te charakteryzują się znacznie mniejszą tolerancją na nadmiar wody od gatunków tak bardzo wytrzymałych na tego typu stres, jak na przykład wierzby (*Salix* spp.). Autor zaznacza, że ta ocena dotyczy wody przepływającej lub co najmniej częściowo wymienianej. Jednocześnie wszystkie ww. gatunki z grupy, w której znalazły się wiązy wraz z szeregiem innymi gatunków, takich jak: jesion wyniosły, dąb szypułkowy, robinia biała, wiśnia ptasia (*Prunus avium*), lipa drobnolistna (*Tilia cordata*) i kasztanowiec zwyczajny, są wrażliwe na wodę stagnującą. W odróżnieniu od wody świeżej (płynącej) woda stagnująca charakteryzuje się małą zawartością tlenu oraz intensywnym przebiegiem w niej procesów gnilnych i chorobotwórczych. Ponadto zarówno wiąz szypułkowy, jak i polny cechują się dużą zmiennością osobniczą, co utrudnia oszacowanie ich odporności w zależności od czasu trwania i głębokości zalania (KRAMER i in. 2008). Na dużą tolerancję wiązu szypułkowego, porównywalną z dębem szypułkowym, wierzbą białą i sosną czarną, wskazuje również LEHMANN (2000). Autor wyraźnie zaznacza, że wyniki jego oceny kilkudziesięciu gatunków roślin drzewiastych dotyczą zalewania gruntów w okresie letnim, bowiem w następstwie powodzi na skutek wczesnowiosennych roztopów ranking wytrzymałości drzew na takie warunki jest inny.

O stosunkowo dużej tolerancji wiązu amerykańskiego na wysoki poziom wód powierzchniowych i zalewanie gruntów świadczą badania TURNER i in. (2004). Do takiego wniosku doszli autorzy, badając skład gatunkowy drzew na podmokłych terenach wzdłuż rzeki Wisconsin (USA). Wśród stwierdzonych przez nich 43 gatunków, 14 znajdowało się na $\geq 5\%$ badanych przez nich poletek, a tylko 3 występowały na co najmniej 50% poletek, w tym obok jesionu pensylwańskiego (*Fraxinus pennsylvanica*) i klonu srebrzystego (*Acer saccharinum*) był wiąz amerykański. Porównanie śmiertelności drzew (%) rosnących na często zalewanych terenach w stanie Illinois wskazuje, że wiąz amerykański (1,8%) jest odporniejszy od głogu miękkiego [*Crataegus mollis* (Torr. et Gray) Scheele) – 7,0%], jesionu pensylwańskiego (3,3%) i niewiele bardziej wrażliwy od klonu cukrowego (*Acer saccharum* – 0,5%) (BELL 1997). Jest on także bardziej wytrzymały na kilkumiesięczne, coroczne zalewanie gruntów niż wiąz czerwony (*U. rubra*) (ROBERTSON i in. 1978). Na takie same relacje w tolerancji pomiędzy ostatnimi dwoma wymienionymi gatunkami wskazują wyniki uzyskane przez innych badaczy (NYBOER i EBINGER 1976). Wiąz amerykański jest gatunkiem potwierdzającym hipotezę „coś za coś” (ang. trade-off) i chociaż występuje na terenach o wysokim poziomie wód powierzchniowych, to w myśl tej reguły warunkiem jest stosunkowo duży dostęp światła, natomiast zacienienie eliminuje jego obecność na powierzchniach często zalewanych (BATTAGLIA i SHARITZ 2006). Odwrotne relacje stwierdzane są u odpornego na zacienienie *U. davidiana* (KON i OKITSU 1995). Gatunek ten, będący głównie w podszycie, na terenach często zalewanych „wygrywa” z innymi gatunkami dzięki odporności na zacienienie i przechodzi do najwyższej warstwy koron. Stosunkowo duża tolerancja wiązu amerykańskiego stwierdzana jest też na etapie siewek. Badania przeprowadzone w warunkach kontrolowanych z siewkami rosnącymi w doniczkach całkowicie zanurzonych w wodzie (sprawdzanych co 5 dni przez 0–30 dni) wskazały, że chociaż *U. americana* jest bardziej wrażliwy niż: *Acer saccharinum*, *Cephalanthus occidentalis*, *Acer negundo*, *Salix nigra*, *Populus deltoides* i *Fraxinus pennsylvanica*, to jednocześnie jest znacznie odporniejszy niż: *Quercus palustris*, *Platanus occidentalis*, *Acer rubrum*, *Quercus shumardii*, *Liquidambar styraciflua*, *Celtis occidentalis* i *Quercus falcata* var. *pagodaefolia* (HOSNER 1960). Także nowsze obserwacje w terenie drzew i siewek wskazują na stosunkowo dużą tolerancję wiązu amerykańskiego na zalewanie (BLOOD i TITUS 2010).

Brak jest badań, w których ujęto by jednocześnie wszystkie trzy występujące w Polsce gatunki wiązów lub porównywano by ich wrażliwość na nadmiar wody. Jednakże, biorąc pod uwagę przytoczone powyżej wyniki oraz wyma-

Tabela 2

Zestawienie niektórych prac dotyczących badań wpływu suszy i nadmiaru wody, przeprowadzonych w warunkach terenowych (t) i kontrolowanych (k), na wzrost oraz procesy fizjologiczne i metabolizm drzew z rodzaju *Ulmus* (użyte w tabeli skróty podano na pierwszej stronie rozdziału; nazwy taksonów jak w pracach źródłowych)

Czynnik	Badane gatunki	Typ dośw.	Badane parametry	Źródło
Susza	<i>U. glabra</i> <i>U. laevis</i> <i>U. minor</i> <i>U. pumila</i>	k	wrażliwość na suszę, przewodnictwo hydrauliczne i budowa anatomiczna ksylemu	VENTURAS i in. 2013
	<i>U. pumila</i>	k	aktywność fotosystemu II (PSII), liści i skrzydlaków	LI i in. 2012
	<i>U. pumila</i>	k	alokacja biomasy, WUE, $\Delta^{13}\text{C}$	PARK i in. 2012
	<i>U. minor</i>	k	kiełkowanie nasion i przeżywalność siewek – porównanie z innymi gatunkami drzew	GONZÁLEZ-MUÑOZ i in. 2011
	<i>U. pumila</i>	k	WUE, $\Delta^{13}\text{C}$, N_{Area} , N_{Mass} , LMA, przyrost roczny d.b.h.	TANAKA-ODA i in. 2010
	<i>U. pumila</i>	t	potencjał wodny pędów – zmiany dobowe i w sezonie wegetacyjnym	DULAMSUREN i in. 2009
	<i>U. americana</i> <i>U. parvifolia</i> <i>U. pumila</i>	k	gęstość włosków na liściach, zawartość w liściach: N, P, K, Ca, Mg, Fe i Mn; zmiany podatności na żerowanie foliofagów	BOSU i WAGNER 2007
	<i>U. pumila</i>	t	fluorescencja Chl, Fv/Fm	LI i in. 2004
	<i>U. pumila</i>	t	T, Ψ_1 , wielkość aparatów szparkowych, zaw. wody, deficyt nasyc. wodnego	WANG i ZHANG 2003
	<i>U. laevis</i>	k	wzrost na wysokość i biomasa siewek, liczba i rozmiary liści, SRR, zmienność genetyczna populacyjna i rodowa	BLACK-SAMUELSSON 2003
	<i>U. pumila</i>	t	P_N , T, g_s , fluorescencja Chl, Fv/Fm	LI i in. 2003
	<i>U. spp.</i>	t	indeksy: odporności na stres, morfologiczny i wzrostu, oparte na pomiarach terenowych; wykorzystanie indeksu odporności do wyboru typów drzew wiązu odpornych na suszę	JIANG i XIANG 2000

Czynnik	Badane gatunki	Typ dośw.	Badane parametry	Źródło
	<i>U. pumila</i>	t	P_N , T	SENKEVICH i MALKINA 2000
	<i>U. americana</i>	k	masa i powierzchnia liści, RSR, SLM, zawartość N w liściach, P_N , P_{Nmax} , g_s	WALTERS i REICH 1989
	<i>U. americana</i>	k	P_N , Ψ_p , g_s , reakcja aparatów szparkowych, regeneracja	DAVIES i KOZLOWSKI 1977
	<i>U. americana</i>	t	głębokość oraz rozprzestrzenienie systemu korzeniowego i ich stosunek do wysokości drzew	SPRACKLING i READ 1979
	<i>U. americana</i>	k	P_N , WUE, PNUE, stężenie międzykomórkowego CO_2 , P/N	REICH i in. 1989
Nadmiar wody	<i>U. alata</i>	k	P_N przy wysycającym świetle i P_{Nmax} , punkt kompensacyjny CO_2 , T; wpływ silnego nasłonecznienia na P_N , niskiego zaopatrzenia w wodę i regeneracja po optymalnym uwodnieniu	BACONE i in. 1976
	<i>U. laevis</i>	k	wpływ wilgotności podłoża na T, więdnienie i śmierć siewek – zależność od temp. i wilgotności powietrza	VZNUZDAEV 1968
	<i>U. laevis</i>	k	wysokość i masa siewek, morfologia liści, T, zawartość wody, wpływ nawożenia NPK	VIKTOROV i BYSTRYANCEV 1960
	<i>U. parvifolia</i>	t	parametry wzrostowe, pkt więdnienia, zawartość pierwiastków w liściach	VADYUNINA i MRAMORNOVA 1955
	<i>U. parvifolia</i>	k	wpływ zanurzenia przez 1–8 tygodni na przeżywalność siewek, biomasę części nadziemnej i podziemnej oraz wydłużenie pędów i liści	HIGA i in. 2012
	<i>U. pumila</i>	t	WUE, T, sucha masa liści, łodyg, gałęzi, korzeni grubych i drobnych, maks. długości, średnicy i głębokości korzeni, RSR	KHAMZINA i in. 2006
	<i>U. americana</i>	t	wpływ światła i czynników klimatycznych oraz wielkości drzew na przeżywalność	HALL i HARCOMBE 2001

Czynnik	Badane gatunki	Typ dośw.	Badane parametry	Źródło
	<i>U. spp.</i>	t	zawartość makroelementów w glebie, wodzie, liściach i ściolo	TRÉMOLIÈRES i in. 1998
	<i>U. carpini-folia</i>	t	zawartość w glebie i liściach oraz resorbcja z liści N, P, K, Mg, Ca	TRÉMOLIÈRES i in. 1999
	<i>U. americana</i>	t	d.b.h., konkurencja z innymi gatunkami drzew	DOLLAR i in. 1992
	<i>U. americana</i>	k	wzrost siewek, nekrotyzacja i opadanie liści, zmiany morfologiczno-anatomiczne korzeni i ich rozkład	ANGELS i in. 1986
	<i>U. americana</i>	k	morfologiczna adaptacja, produkcja etylenu	TANG i KOZ- LOWSKI 1984
	<i>U. americana</i>	k	wzrost, cechy morfologiczne i procesy fizjologiczne liści, łodyg i korzeni, w tym m.in. reakcje aparatów szparkowych zależnie od stadium rozwoju liści, wydzielanie etylenu	NEWSOME i in. 1982
	<i>U. pumila</i> var. <i>ar-borea</i>	t	parametry wzrostowe drzew	LOMAKIN i in. 1978
	<i>U. americana</i>	k	wzrost korzeni i wytwarzanie korzeni przybyszowych, morfologia łodyg i korzeni, reakcje aparatów szparkowych, starzenie się liści	PEREIRA i KOZ- LOWSKI 1977B
	<i>U. americana</i> i <i>U. rubra</i>	t	d.b.h. i przyrosty d.b.h.	JOHNSON i BELL 1976

gania większej wilgotności gleby wiązu szypułkowego od wiązu polnego i górskiego, należy sądzić, że ostatnie dwa z wymienionych gatunków są jeszcze bardziej wrażliwe od pierwszego na zalewanie gruntu.

Prowadzone są również badania na terenach podmokłych, których celem jest nie tylko poznanie wytrzymałości drzew w takich warunkach, ale przede wszystkim wyselekcjonowanie gatunków i odmian drzew przydatnych w praktyce do biodrenażu, tzn. obniżenia za ich pomocą poziomu lustra wód gruntowych. Na stosunkowo dużą przydatność do takich celów wiązu syberyjskiego

wskazują między innymi wyniki badań przeprowadzonych w Uzbekistanie, w regionie Khorezm w Centralnej Azji, przez KHAMZINA i in. (2006). Do przydatnych w tym samym celu należy też mieszaniec wiązu syberyjskiego i polnego – *U. pumila* var. *arborea* (LOMAKIN i in. 1978), mimo że ilość wytranspirowywanej przez niego wody jest prawie 2-krotnie mniejsza niż na przykład przez dąb szypułkowy (GEORGESCU i CATRINA 1953). Badań tego rodzaju jest jednak niewiele, a ponadto ze względu na rozbieżność niektórych ocen dotyczących tolerancji wiązów, wymagają one rozszerzenia lub kontynuacji. Na przykład siewki wiązu syberyjskiego, którego drzewa polecane są do biodrenażu, cechują się wysoką śmiertelnością już po niedługim okresie wzrostu (3–4 tygodnie) w podłożu zalany przez wodę (LOUCKS i KEEN 1973).

Problemem może być nie tylko oddzielne działanie suszy lub zalewania, ale także przemienne oddziaływanie obu tych czynników. Na stosunkowo dużą tolerancję nasion i siewek wiązu syberyjskiego na przemienne nadmierne nawodnienie i brak wody wskazują badania, które przeprowadzili WESCHEA i in. (2011). Gatunek ten jest też dość odporny na deficyt dostępnej wody w terenach o dużym zasoleniu gleby i wód gruntowych (KHAMZINA i in. 2008).

Na wiązach, w porównaniu do innych rodzajów, wykonano znacznie mniej badań zmierzających do poznania zaburzeń we wroście i rozwoju oraz fizjologiczno-biochemicznych mechanizmów reakcji na stres wodny związany zarówno z niedoborem, jak i nadmiarem wody (tab. 2). W tym zakresie sporą liczbą prac wyróżnia się grupa badaczy współpracujących z zespołem prof. KOZŁOWSKIEGO, której obiektem badawczym był głównie wiąz amerykański.

8.1.2.3. Zasolenie

Jak wynika z zestawień wykonanych przez BURGA (1981) oraz BURGA i KOPINGA (1981) na podstawie badań różnych badaczy, wiązy należą do gatunków stosunkowo wrażliwych na zasolenie. Autorzy ci sporządzili listę ponad stu rodzajów, a w ramach nich wielu gatunków i odmian (8 dla wiązów), stosując trójstopniową skalę wrażliwości. Klasyfikacja ta obejmuje oceny reakcji drzew oddzielnie dla czterech najczęściej spotykanych wariantów sytuacyjnych: 1 – wzdłuż autostrad i dróg o dużym nasileniu ruchu, 2 – mało uczęszczanych dróg lokalnych i alei spacerowych (teren silnie zurbanizowany), 3 – łącznie obu wymienionych oraz 4 – w niespecyficznym warunkach oddziaływania soli. Wynika z niej, że gatunki z rodzaju *Ulmus* charakteryzują się nieco mniej niż średnią tolerancją na powierzchniowe zasolenie mające miejsce najczęściej w wariantcie oznaczonym powyżej jako 1. Są też bardzo wrażliwe na zasolenie gleby i wód gruntowych, z czym często mamy do czynienia na terenach silnie

zurbanizowanych (wariant 2). Na podstawie ocen przypisanych poszczególnym gatunkom i odmianom wiązków można je uszeregować w kolejności od najbardziej do najmniej tolerancyjnych: *U. glabra* > *U. pumila* > *U. americana* > *U. carpinifolia* = *U. laevis* = *U. pumila* var. *arborea*. Natomiast pod kątem wrażliwości systemu korzeniowego na zasolenie podłoża (sytuacja 2) kolejność przedstawia się następująco: *U. pumila* var. *arborea* > *U. ×hollandica* > *U. americana* > *U. carpinifolia* > *U. glabra*. Biorąc pod uwagę oceny stopnia tolerancji w ww. stopniach antropopresji, a także wyniki badań w pozostałych dwóch wariantach (3 i 4), można stwierdzić, że spośród trzech występujących w Polsce gatunków wiązków bardziej tolerancyjny jest wiąz górski, a pozostałe dwa są podobnie mniej tolerancyjne od niego. Rezultaty badań innych autorów również wskazują na stosunkowo dużą tolerancję wiązu górskiego (KLINCSEK i TÖRÖK 1978), natomiast małą wiązu polnego (BRAUN i in. 1978).

Z zestawienia wyników obserwacji terenowych ponad stu gatunków roślin drzewiastych (SUPUKA 1995), ale znacznie uboższego co do ilości analizowanych prac i opartego prawie wyłącznie na badaniach autorów czeskich i słowackich można wywnioskować, że wyjątkowo tolerancyjny na zasolenie jest wiąz syberyjski. Jest on też dużo bardziej tolerancyjny od wielu gatunków drzew innych rodzajów niż *Ulmus* (m.in. *Alnus*, *Fagus*, *Fraxinus*, *Populus*, *Quercus*, *Salix*, *Sorbus* i *Tilia*). Także większość innych wyników badań, nieuwjętych w zamieszczonych zestawieniach, wskazuje na znaczną wytrzymałość wiązu syberyjskiego w warunkach silnego zasolenia podłoża (WÉRKHOVEN 1966; SMIRNOV 1981, 1987; KHAMZINA i in. 2008). Jest on polecany do zalesiania terenów o dużym zasoleniu gleby i wód gruntowych między innymi w celu obniżenia niekorzystnego nadmiaru jonów sodowych w stosunku do jonów wapniowych i magnezowych (HBIRKOU i in. 2011). O dużej tolerancji wiązu syberyjskiego może świadczyć między innymi większa odporność na zasolenie spontanicznych jego mieszańców z wiązem polnym w porównaniu do odporności wiązu polnego (MATTIS i in. 1975; NIKITIN 1977). Na stosunkowo wysoką tolerancję wiązu syberyjskiego wskazują także wyniki badań niektórych parametrów fizjologicznych i wzrostowych, przeprowadzonych u drzew rosnących na terenach zalanych wodą o wysokiej zawartości soli, w tym głównie chlorków i siarczanów (KHAMZINA 2006). Do odpornych na dużą zawartość chlorku sodowego w glebie należy też wiąz amerykański (STRONG 1944). Ze wspomnianego już wcześniej zestawienia SUPUKI (1995) wynika natomiast duża, nawet skrajna rozbieżność w ocenie tolerancji wiązu szypułkowego przez różnych autorów. Prawdopodobnie interakcja z innymi zewnętrznymi (temperatura, wilgotność) i wewnętrznymi

Tabela 3

Zestawienie niektórych prac dotyczących badań wpływu zasolenia i podwyższonego stężenia dwutlenku węgla, przeprowadzonych w warunkach terenowych (t) i kontrolowanych (k), na wzrost oraz procesy fizjologiczne i metabolizm drzew z rodzaju *Ulmus* (użyte w tabeli skróty podano na pierwszej stronie rozdziału; nazwy taksonów jak w pracach źródłowych)

Czynnik	Badane gatunki	Typ dośw.	Badane parametry	Źródło
Zasolenie	<i>U. americana</i>	k	wpływ NaCl na suchą masę siewek, pędów i korzeni, P _N , T, Chl, zawartość Na ⁺ w pędach i korzeniach, u mikoryzowanych siewek	POLANCO i in. 2008
	<i>U. glabra</i>	t/k	wpływ NaCl na długość rozwoju liści, udział liści asymetrycznych i stopień ich asymetryczności	MOLLER i VAN DON-GEN 2003
	<i>U. pumila</i>	k	wpływ NaCl na zmiany zawartości hormonów (ABA, IAA, GA)	LIU i in. 1998
	<i>U. pumila</i>	t	wpływ węglanu wapniowego (pH 8,5–9,6) na przyrost drewna i biomasy drzew	LI i in. 1994
	<i>U. ×hollandica</i>	t	wpływ azotanu wapniowego na wysokość i d.b.h., nekrozy liści i rozwój pąków	DRAGSTED i KUBIN 1990
	<i>U. glabra</i>	t	korelacje pomiędzy zawartością NaCl w liściach i na różnych poziomach w glebie	DRAGSTED 1980
	<i>U. glabra</i>	k	wpływ zasolenia w zależności od rodzaju gleby i nawożenia na uszkodzenia liści i wzrost siewek	SANDA 1977
	<i>U. pumila</i>	k	kiełkowanie nasion i przeżywalność siewek	WERKHOVEN 1966
	<i>U. pumila</i> var. <i>arborea</i>	k, t	przeżywalność, wysokość, przyrost średnicy, liczba liści, rozmiar korony, sucha masa siewek i dorosłych drzew	GRUZDEV 1959

Czynnik	Badane gatunki	Typ dośw.	Badane parametry	Źródło
CO ₂	<i>U. alata</i>	t/k	zawartość w liściach C, N, C: N, cukrów i fenoli oraz stopień uszkodzenia liści przez owady roślinożerne	HAMILTON i in. 2004
	<i>U. davidiana</i>	t	powierzchnia, grubość i SLA liści, azot, P _{Nmax} , Chl <i>a</i> i <i>b</i> ,	KOIKE i in. 2001
	<i>U. rubra</i>	k	DR	AMTHOR 2000

mi (wiek i stadium rozwoju, pochodzenie populacji) czynnikami jest przyczyną tak dużych różnic w ocenie wpływu zasolenia na drzewa tego gatunku.

Niewiele jest informacji na temat tolerancji wiązu drobnolistnego na zasolenie gleby i wód gruntowych. Wiadomo jednak, że liście drzew tego gatunku są stosunkowo wrażliwe na powierzchniowe działanie wodnych roztworów różnych soli, na przykład przez zraszanie czy opady atmosferyczne (DEVITT i in. 2005). Według tych autorów szkodliwy efekt (widoczne uszkodzenia w postaci chloroz i nekroz) jest znacznie większy w przypadku roztworów chlorków, takich jak NaCl i MgCl₂, niż siarczanów: Na₂SO₄, MgSO₄ czy CaSO₄. Najczęściej mają jednak miejsce napowietrzne działanie soli rozpuszczonych w wodzie. Jest to związane z przenoszeniem ich w postaci drobnych kropli przez silne wiatry znad wód morskich i oceanicznych. Tego rodzaju działanie na liście wiązu amerykańskiego powodowało kolejno: wyraźne przebarwienia na ich obrzeżach, butwienie tych części i w końcu opadanie liści, natomiast na pędach powstają pod korą brązowe, nekrotyczne plamy (FEDER 1976).

Brak jest informacji na temat dawek progowych zasolenia dla trzech występujących w Polsce, stosunkowo wrażliwych gatunków wiązów. Znacząc ich stopień wrażliwości, można jednak posłużyć się wnioskami z analiz podanymi przez LARCHERA (1995), który stwierdził, że próg toksyczności dla wrażliwych gatunków drzew liściastych wynosi 0,3–0,5% Cl suchej masy liści, a względnie tolerancyjnych – 0,8–1,6%. Według BROGOWSKIEGO i in. (1977) widoczne objawy uszkodzeń liści dorosłych drzew występują już przy 0,025% stężenia NaCl w glebie. SANDA (1977), badając w warunkach hydroponicznych wpływ NaCl na siewki wiązu górskiego, stwierdził, że uszkodzenia liści pojawiają się dopiero, gdy stężenie soli w medium osiąga 0,04%. Z kolei SMIRNOV (1981) podaje zakresy zasolenia gleby dla nasion i młodych roślin wiązu syberyjskiego, który, jak to wcześniej zaznaczano, jest gatunkiem stosunkowo tolerancyjnym na zasolenie podłoża. Uzyskane przez niego wyniki wskazują, że

nasiona powinny być wysiewane w glebie zawierającej nie więcej niż 0,5% rozpuszczalnych soli, w tym 0,05–0,06% Cl^- i 0,1–0,2% SO_4^{2-} . Natomiast, według tego autora, siewki w szkółce tolerują zawartość soli w glebie do 1%, a rośliny na plantacji nawet 1,5–2%. Wzrost i rozwój dorosłych drzew, mieszańców wiązu syberyjskiego i polnego, jest według GRUZDEVA (1959) zadowolający, jeżeli stężenie soli w glebie na głębokości 1 m nie przekracza 0,6%.

Większość badań fizjologiczno-biochemicznych mechanizmów reakcji na działanie soli przeprowadzano na innych niż wiązy gatunkach roślin. Stosunkowo wnikliwą analizę tych wyników przedstawili w przeglądowym artykule GREENWAY i MUNNS (1980). Niewiele jest też danych dotyczących szkodliwego wpływu soli na wiązy, w zależności od rodzaju kationu i anionu. Podobnie jak w przypadku innych gatunków drzew, także na wiązy działanie chlorku sodowego wywiera bardziej szkodliwy wpływ niż chlorku wapniowego (ZHAN i in. 1999). Badania tych autorów na siewkach wiązu syberyjskiego wykazały, że dodatek CaCl_2 do roztworu NaCl zmniejsza w roślinach stosunek Na^+/K^+ , a przez to niekorzystne działanie soli. Znany jest fakt, że zaburzenia procesów fizjologicznych i przemian metabolicznych, następujące pod wpływem soli, nie są tylko skutkiem wywoływania stresu osmotycznego u roślin, ale także wynikiem toksycznego działania tych soli i/lub jonów powstałych przez ich dysocjację (BARRICK i DAVIDSON 1980; CRESS i JOHNSON 1987). Ponadto konsekwencją niekorzystnego nadmiaru sodu w tkankach roślin jest niedobór w nich wapnia (KOTHEIMER i in. 1967). Dlatego też ostatni z wymienionych autorów sugerowali w swojej pracy, że uszkodzenia drzew są mniejsze, jeżeli do odladzania dróg nie stosuje się wyłącznie chlorku sodowego, ale jego mieszaninę z chlorkiem wapniowym. Z badań na różnych gatunkach drzew już od dawna wiadomo, że chlorek wapniowy – CaCl_2 – jest znacznie mniej toksyczny od chlorku sodowego – NaCl (HOLMES 1961). Jednakże wielokrotne stosowanie chlorku wapniowego w celu odmrażania dróg i w dużych dawkach również może powodować uszkodzenia liści, i to nawet w kolejnym sezonie wegetacyjnym. Ich występowanie ujawnia się w postaci chloroz i nekroz widocznych wczesnym latem, na przełomie czerwca i lipca (PAUL i in. 1984). Także dodatek do NaCl azotanu wapniowego – $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ – powoduje złagodzenie niekorzystnego efektu działania soli, co w badaniach przeprowadzonych m.in. u *Ulmus hollandica* wykazali DRAGSTED i KUBIN (1990).

Pozytywną rolę w ochronie roślin przed szkodliwym działaniem soli pełnią grzyby mykoryzowe. Wykazano to między innymi w doświadczeniu z wpływem zasolenia (NaCl) na siewki wiązu amerykańskiego, kontrolne i inokulowane grzybami ektomykoryzowymi *Hebeloma crustuliniforme* i *Laccaria bicolor* oraz ich mieszaniną (POLANCO i in. 2008).

W porównaniu do działania opisanych powyżej soli o odczynie kwasowym, wiązy są bardziej wrażliwe na zasolenie podłoża przez sole zasadowe (alkaliczne), takie jak na przykład węglan sodowy i wapniowy. Wskazują na to wyniki badań przeprowadzonych na siewkach wiązu syberyjskiego (STOECKELER 1946; KRETININ i DUBOVSKAYA 1984).

Podsumowując, należy stwierdzić, że na działanie soli (przede wszystkim NaCl) wiąz górski i polny wykazują pośrednią tolerancję, natomiast co do wrażliwości wiązu szypułkowego istnieją skrajnie rozbieżne opinie. Spośród innych gatunków wiązów za stosunkowo tolerancyjny na zasolenie można uznać jedynie wiąz syberyjski.

8.1.2.4. Zanieczyszczenia przemysłowe

Wrażliwość drzew na zanieczyszczenia przemysłowe zależy nie tylko od rodzaju substancji skażających środowisko, ale także od stężenia i czasu ich działania oraz takich czynników jak na przykład żywność siedliska. W warunkach niedoboru w glebie ważnych dla roślin makroelementów i przy względnie niskim poziomie skażenia środowiska takie zanieczyszczenia, jak dwutlenek siarki (SO_2) czy tlenki azotu (NO_x), mogą stanowić uzupełnienie, w tym przypadku odpowiednio siarki i azotu. Podobna sytuacja może dotyczyć imisji pyłów zawierających sole metali, a jednocześnie w przypadku niektórych z nich – niezbędne dla roślin mikroelementy (żelazo, miedź, cynk, mangan itp.). Reakcja roślin zależeć będzie oczywiście od zapotrzebowania danego gatunku na określone pierwiastki, a więc u jednych może być pozytywna, a u drugich te same dawki mogą już wywoływać szkodliwe skutki (KONTIC i in. 1990). W większości przypadków zanieczyszczenia przemysłowe wywierają jednak negatywny wpływ na procesy fizjologiczne i metabolizm drzew. W efekcie prowadzi to do zaburzeń we wzroście i rozwoju roślin, powstawania chloroz i nekroz liści, a w skrajnych przypadkach do ich śmierci. Oddziaływaniu toksycznych zanieczyszczeń na wiązy poświęcono sporo uwagi, chociaż nie tak dużo jak na inne, bardziej znaczące gospodarczo gatunki drzew (tab. 4).

Istnieje szereg przeglądowych prac, w których autorzy dokonali zestawień i porównań stopnia wrażliwości roślin, w tym drzewiastych, na działanie toksycznych zanieczyszczeń przemysłowych (DOCHINGER 1971; BYTNEROWICZ i MOJSKI 1974; BIAŁOBOK 1978, 1979, 1984; SUCHARA 1980; MOOI 1982; BIAŁOBOK i in. 1984). Wynika z nich, że gatunki z rodzaju *Ulmus*, w porównaniu do innych gatunków drzew liściastych, należą do mało wrażliwych na działanie dwutlenku siarki (SO_2), tlenków azotu (NO_x) i związków fluoru (fluorowodoru – HF i fluoroków – F^-), natomiast są wrażliwe na wpływ utleniaczy, takich jak ozon (O_3).

Tabela 4

Zestawienie niektórych prac dotyczących badań wpływu zanieczyszczeń przemysłowych, przeprowadzonych w warunkach terenowych (t) i kontrolowanych (k), na wzrost oraz procesy fizjologiczne i metabolizm drzew z rodzaju *Ulmus* (użyte w tabeli skróty podano na pierwszej stronie rozdziału; nazwy taksonów jak w pracach źródłowych)

Czynnik	Badane gatunki	Typ dośw.	Badane parametry	Źródło
SO ₂	<i>U. pumila</i>	k	zawartość CR	HE i JIA 1986
	<i>U. pumila</i>	k	zawartość S i N	ROBERTS i in. 1986
	<i>U. pumila</i>	t/k	T, amplituda dobową T	SMIRNOV 1986
	<i>U. pumila</i>	t	ilość i rozmiary aparatów szparkowych, wilgotność powierzchniowa liści, uszkodzenia	LIU i in. 1983
	<i>U. pumila</i>	k	chemizm, morfologia i synteza DNA pyłku	RUFFIN i in. 1983
	<i>U. carpini-folia</i>	k	zawartość S i aktywność PO w liściach	KELLER 1981
	<i>U. americana</i>	k	T, zawartość chl., przyrost masy korzeni i części nadziemnej	SUWANNAPINUNT i KOZŁOWSKI 1980
	<i>U. americana</i>	k	rozwój liści i ich powierzchnia, masa łodyg i korzeni.	CONSTANTINIDOU i KOZŁOWSKI 1979a
	<i>U. americana</i>	k	zawartość TNC, białek, lipidów w liściach, łodygach i korzeniach; wpływ wieku liści na zawartość ww. metabolitów	CONSTANTINIDOU i KOZŁOWSKI 1979b
	<i>U. americana</i>	k	reakcja aparatów szparkowych i akumulacja S w zależności od stężenia gazu i natężenia światła	NOLAND i KOZŁOWSKI 1979
HF	<i>U. pumila</i>	k	kielkowanie pyłku	ANTIPOV 1970
	<i>U. crassifolia</i>	t	uszkodzenia i zawartość S w liściach	McKEE i BIEBERDORF 1960
	<i>U. pumila</i> var. <i>arborea</i>	k	zawartość chl. i karotenu, trwałość kompleksu chlorofilowo-lipidowo-białkowego, uszkodzenia liści	PRISEDSKII 1985
	<i>U. pumila</i>	k	uszkodzenia i opadanie liści, wydzielanie etylenu	LI 1984

Czynnik	Badane gatunki	Typ dośw.	Badane parametry	Źródło
F ⁻	<i>U. glabra</i>	k	zawartość F w liściach na wiosnę po ekspozycji na F zimą	KELLER 1978
	<i>U. glabra</i>	t/k	wnikanie i transport daleki F w pędach	KELLER 1975
	<i>U. glabra</i>	t	zawartość F i aktywność PO w liściach	KELLER 1974
Cl ₂	<i>U. pumila</i>	k	zawartość CR	HE i JIA 1986
NO ₂	<i>U. pumila</i>	k	zawartość S i N	ROBERTS i in. 1986
	<i>U. pumila</i>	k	chemizm, morfologia i synteza DNA pyłku	RUFFIN i in. 1983
O ₃	<i>U. glabra</i>	t	uszkodzenia liści (chlorozy, nekrozy)	COZZI i in. 2000
	<i>U. pumila</i>	k	uszkodzenia i opadanie liści, wydzielanie etylenu	LI 1984
	<i>U. americana</i>	k	rozwój liści i ich powierzchnia, masa łodyg i korzeni.	CONSTANTINIDOU i KOZLOWSKI 1979a
	<i>U. americana</i>	k	zawartość TNC, białek, lipidów w liściach, łodygach i korzeniach; wpływ wieku liści na zawartość ww. metabolitów	CONSTANTINIDOU i KOZLOWSKI 1979b
	<i>U. parvifolia</i>	k	uszkodzenia liści siewek na różnym etapie rozwoju	DAVIS 1976
CO	<i>U. pumila</i>	k	chemizm, morfologia i synteza DNA pyłku	RUFFIN i in. 1983
SO ₂ i O ₃	<i>U. americana</i>	k	rozwój liści i ich powierzchnia, masa łodyg i korzeni.	CONSTANTINIDOU i KOZLOWSKI 1979a
	<i>U. americana</i>	k	zawartość TNC, białek, lipidów w liściach, łodygach i korzeniach; wpływ wieku liści na zawartość ww. metabolitów	CONSTANTINIDOU i KOZLOWSKI 1979b
SO ₂ + NO ₂	<i>U. carpinifolia</i>	t	liczba owoców, procent pełnych nasion, masa 1000 nasion	BESSONOVA i YUSYPIVA 1998
	<i>U. pumila</i>	k	zawartość S i N	ROBERTS i in. 1986
SO ₂ + NO ₂ + NH ₃ + fenole	<i>U. carpinifolia</i>	t	liczba owoców, procent pełnych nasion, masa 1000 nasion	BESSONOVA i YUSYPIVA 1998

Czynnik	Badane gatunki	Typ dośw.	Badane parametry	Źródło
H ₂ SO ₄ + niskie pH	<i>U. americana</i>	k	wpływ na dekompozycję ścióły, zawartość w niej C, S, N, Mn oraz stosunek C:N i S:N	LEE i WEBER 1983
niskie pH	<i>U. americana</i>	k	masa i śmiertelność siewek	DOCHINGER 1976
spaliny samochodowe	<i>U. pumila</i>	t	pH kory i liści	ZHAO i in. 2000
Cd, Cr, Hg, Pb	<i>U. pumila</i> var. <i>pendula</i>	t	zawartość Cd, Cr, Hg i Pb w liściach	MU i in. 2004
Cd, Co, Cu, Ni, Pb, Zn	<i>U. pumila</i> <i>U. davidiana</i> var. <i>japonica</i>	t	zawartość Cd, Co, Cu, Ni, Pb, Zn w liściach	SHIKHOVA 1997
Mn	<i>U. davidiana</i> var. <i>japonica</i>	k	P _{Nmax} i P _{Nwysyc.} (5% CO ₂), akt. fotochem. i efektywność karboksylacji liści siewek	KITAO i in. 1997
Cd, Pb, Zn	<i>U. glabra</i>	t	absorbpcja, tworzenie rozp. i nierozp. związków metali na pow. liści oraz wnikanie ich do wnętrza liści	LITTLE 1973
toksyczne metale (mieszanina)	<i>U. pumila</i>	t	zawartość w liściach Al, As, Cr, Fe, Mn, Ni, Pb i Zn	LIU i in. 2005
toksyczne metale (mieszanina) i związki fluoru	<i>U. pumila</i> var. <i>arborea</i>	t	zawartość w liściach F, Fe, Mn, Pb, Zn i popiołu	MAKHOVSKAYA i in. 1984
mieszanina zanieczyszczeń (gazów, metali i pyłów)	<i>U. parvifolia</i>	t	aktywność oksydazy askorbinianowej	PERESIPKINA i in. 1997
	<i>U. pumila</i> var. <i>arborea</i>	t	zawartość wolnych i związanych aminokwasów w liściach	KOZYUKINA i OBRAZTSOVA 1973

Do gatunków bardzo tolerancyjnych na działanie **dwutlenku siarki**, nawet w warunkach stosunkowo silnego skażenia, zaliczono wiąz górski. Takie wnioski można wyciągnąć z analiz wyników innych autorów, dokonanych przez MOOI (1982), BIAŁOBOKA (1984) oraz BIAŁOBOKA i in. (1984). DOCHINGER (1971) przytacza prace wskazujące na dużą tolerancję wiązu polnego na dwutlenek siarki, chociaż SUCHARA (1980) podaje przykłady prac świadczących o pośredniej tolerancji tego gatunku. Na małą wrażliwość wiązu polnego na ten gaz wskazuje też BALDACCIO-CECCARELLIHO (1959, za NAVARA i HOLUB 1968). Jednakże badania przeprowadzone w warunkach kontrolowanych, w tzw. testach kabinowych (RANFT i DÄSSLER 1970), świadczą o pośredniej tolerancji. Wyniki badań na siewkach wskazują na dużą tolerancję na działanie SO_2 wiązu amerykańskiego (SANTAMOUR 1969), chociaż dane literaturowe zebrane przez SUCHARĘ (1980) dowodzą pośredniej tolerancji drzew tego gatunku. Z innych opracowań niż ww. wynika, że wyjątkowo tolerancyjny na działanie tego gazu jest wiąz szypułkowy oraz *U. davidiana* var. *japonica* (SMIRNOV 1983). SMIRNOV stwierdził, że na liściach drzew obu ostatnich wiązów nie występują widoczne objawy uszkodzeń w terenie, gdzie stężenie SO_2 wynosiło nawet $0,6 \text{ mg SO}_2 \text{ m}^{-3}$ powietrza. Do średnio tolerancyjnych gatunków zaliczony został także wiąz drobno-listny (LINZON i in. 1973) oraz *U. ×hollandica* 'Commelin' (MOOI 1982).

Jak zaznaczono wyżej, są też przeciwne opinie, których autorzy wskazują na dużą wrażliwość wiązów na dwutlenek siarki. Na przykład BYTNEROWICZ i MOLSKI (1974), analizując prace innych autorów, uznali, że gatunki z rodzaju *Ulmus* należą do wrażliwych na działanie SO_2 . Do gatunków stosunkowo podatnych na ten gaz zaliczył też MOOI (1982) wiąz amerykański, a SMIRNOV (1986) wiąz syberyjski. Poza ostatnimi pracami większość innych publikacji i opracowań wskazuje jednak na co najmniej pośrednią, a przeważnie na stosunkowo dużą odporność wiązów na działanie dwutlenku siarki. Jeżeli przyjmując za podstawę podział gatunków drzew na najbardziej wrażliwe, wrażliwe i mało wrażliwe i przypisane im dopuszczalne stężenia średnioroczne i średnie w sezonie wegetacyjnym, które ustalił KNABE (1976), dla wiązów wynoszą one odpowiednio: $0,13$ i $0,12 \text{ mg SO}_2 \text{ m}^{-3}$ powietrza. Dla porównania stężenia te dla grupy gatunków najbardziej wrażliwych są ponad dwukrotnie niższe i wynoszą odpowiednio: $0,06$ i $0,05 \text{ mg SO}_2 \text{ m}^{-3}$.

Oceny stopnia tolerancji wiązów na wpływ **związków fluoru (F)** są jednoznaczne, a gatunki z tego rodzaju w większości opracowań zaklasyfikowane zostały do tolerancyjnych lub średnio wrażliwych. Z wiązów tolerancyjnych na działanie związków fluoru wymieniany jest wiąz szypułkowy (KLUCZYŃSKI 1976), wiąz amerykański (KLUCZYŃSKI 1976; WEINSTEIN 1977; SUCHARA 1980;

MOOI 1982), wiąz polny (DOCHINGER 1971), wiąz drobnolistny i syberyjski (WEINSTEIN 1977) oraz mieszaniec wiązu syberyjskiego i polnego (PRIESDESKII 1985). Jedynie badania DÄSSLERA i in. (1972), przeprowadzone w warunkach kontrolowanych na kilkudziesięciu gatunkach drzew, wykazały, że wiąz polny, a także górski, należą do średnio wrażliwych na ten gaz i znalazły się w środkowej z pięciu przyjętych przez tych autorów grup. Fluor bardzo łatwo wnika do tkanek roślin i jest trudno usuwalny. Nawet w okresie bezlistnym lub po zabiegu defoliacji przenika on do wnętrza pędów oraz pąków i następnie pojawia się w nowo powstałych liściach (KELLER 1975). Autor stwierdził tego rodzaju wnikanie i transport fluoru zarówno u drzew iglastych, jak i liściastych, w tym u wiązu górskiego.

Niewiele jest informacji o wrażliwości wiązów na inne, niż fluorowe, halogenowodory i halogenki. Na stosunkowo małą wrażliwość wiązu polnego na działanie HCl i Cl⁻ wskazują BALDACCIO-CECCARELLIO (1959, za NAVARA i HOLUB 1968). O dużej odporności wiązu syberyjskiego na działanie chloru (0,27 mg m⁻³), znacznie większej od *Acer negundo*, *Populus ×berolinensis* i *Salix matsudana*, donoszą HE i JIA (1986). Są jednak także prace, w których wskazuje się na stosunkowo dużą wrażliwość wiązów na działanie chloru (ZIMMERMAN 1955).

Wyjątkowo rzadkie są badania wpływu na drzewa szkodliwych związków o charakterze zasadowym, w których uwzględniono wiązy. Wyniki doświadczeń z nasionami i młodymi siewkami traktowanymi węglanem wapnia wskazują, że wiąz syberyjski jest stosunkowo tolerancyjny na działanie substancji o charakterze alkalicznym (STOECKELER 1946). Badania tego autora z użyciem węgla i siarczanu wapnia dowodzą, że przyczyną negatywnej reakcji jest środowisko zasadowe. Miernikiem niekorzystnego wpływu tego typu skażenia środowiska (alkaliczne pyły cementowe) może być zmiana składu gatunkowego występujących na drzewach (*U. glabra*) porostów (JURIADO i in. 2009). W warunkach dużego skażenia środowiska o składzie gatunkowym decyduje głównie pH kory. Jednak, jak twierdzą SPIER i in. (2010), aktualnie skażenie to zostało bardzo ograniczone, co spowodowało, że bardziej gatunek drzewa niż pH kory decyduje o składzie gatunkowym porostów epifitycznych. Autorzy ci przeprowadzili badania w Holandii, w których uwzględnili drzewa z rodzaju *Ulmus* oraz *Fraxinus*, *Tilia* i *Quercus*.

Wiązy zaliczane są do gatunków bardzo lub przynajmniej średnio tolerancyjnych na działanie **tlenków azotu**. Stosunkowo dużą tolerancją na działanie dwutlenku azotu charakteryzuje się wiąz górski (VAN HAUT i STRATMANN 1967; VAN HAUT 1975). Tolerancja roślin na tego rodzaju gazowe zanieczyszczenia powietrza w znacznym stopniu zależna jest od poziomu aktywności i/

lub zdolności do aktywacji reduktazy azotanowej (NR) – kluczowego enzymu w procesie asymilacji azotu. Z badań przeprowadzonych przez AL GHARBI i HIPKINS (1984) wynika, że aktywność NR w liściach drzew wiązu górskiego rosnących w optymalnych warunkach wynosi średnio $4,3 \text{ mmol h}^{-1} \text{ g}^{-1}$ ś.m. (3,25–5,5), a dla wiązu polnego 2,8 (1,0–4,6), co stanowi wartość średnio wysoką dla roślin drzewiastych. Chociaż wartości te są mniejsze od kilku innych gatunków drzew, na przykład od topoli białej – *Populus alba*, (8,0), bzu czarnego – *Sambucus nigra* (6,5) i olszy czarnej – *Alnus glutinosa* (4,8), to jednak znacznie większe od wielu innych gatunków, m.in. od gatunków z rodzaju *Acer* (1,4–3,0), *Betula* (0,7–1,1), *Quercus* (0,5–0,7), *Fraxinus* (0,8), *Fagus* (0,7), *Robinia* (0,4), *Salix* (0,3–0,4) czy *Sorbus* (<0,1). Dlatego też porównanie stopnia wrażliwości wiązów z ich aktywnością NR, na tle innych gatunków drzew, wydaje się potwierdzać słuszność hipotezy o ochraniającej funkcji tego enzymu w mechanizmie odporności na działanie tlenków azotu.

W odróżnieniu od stosunkowo wysokiej tolerancji wiązów na działanie gazowych zanieczyszczeń o charakterze kwasowym dane literaturowe wskazują najwyżej na pośrednią, a nawet dużą wrażliwość drzew tego rodzaju na wpływ typowego **utleniacza**, jakim jest **ozon** (O_3). Z zestawienia, którego dokonał MOOI (1982), wynika, że *U. americana* jest bardzo wrażliwy na działanie ozonu, a *U. ×hollandica* ‘Commelin’ średnio tolerancyjny. O stosunkowo dużej wrażliwości (DAVIS i COPPOLINO 1974) lub co najwyżej pośredniej tolerancji (DAVIS 1976) siewek wiązu drobnolistnego świadczą wyniki testów z kontrolowanym wpływem O_3 (0,25 ppm, 8 h/dzień, co 2 tygodnie przez sezon). O dużej wrażliwości drzew z rodzaju *Ulmus* na działanie ozonu pisze też w przeglądowej pracy SUCHARA (1980). Tak jak w przypadku badań dotyczących wpływu innych gazów, istnieją również prace wskazujące na stosunkowo dużą tolerancję niektórych gatunków wiązów na działanie O_3 . Przykładem jest ocenienie siewek wiązu amerykańskiego jako tolerancyjnych na wpływ ozonu (SANTAMOUR 1969). Jednakże na działanie innych utleniaczy, będących jednocześnie związkami kwasotwórczymi, takich jak wspomniane już tlenki azotu (NO_x), wiązy są stosunkowo odporne. Brak informacji dotyczących wpływu azotanu nadtlenu acetylu (PAN) i jego pochodnych – zanieczyszczeń charakterystycznych dla środowiska miejskiego i terenów o dużym natężeniu ruchu samochodowego. Istnieją jedynie informacje na temat niektórych reakcji wiązów na wpływ zanieczyszczeń typowych dla miejsc o dużym natężeniu ruchu samochodowego – zwłaszcza spalin. Mimo że w większości prac nie jest bliżej precyzowany ich skład, wiadomo, że głównymi składnikami są SO_2 , NO_x , O_3 , PAN i jego homologi oraz węglowodory alifatyczne i aromatyczne.

Między innymi ZHAO i in. (2000) podają, że w wyniku działania tego rodzaju związków, w porównaniu do innych gatunków drzew, bardzo silnie zakwaszana jest kora wiązu syberyjskiego, natomiast pH soku komórkowego liści nie zmienia się w istotnym stopniu.

O wrażliwości drzew na działanie toksycznych gazów w dużym stopniu decyduje natężenie wymiany gazowej liści (OLEKSYN i BIAŁOBOK 1986). W trakcie procesu asymilacji oprócz CO₂ pochłaniane są także inne gazy, w tym toksyczne. Wiązy cechuje dość szeroki zakres pojemności fotosyntetycznej, którego średnia wartość jest jednak 2–3-krotnie mniejsza niż dla topól, jesionów, brzoź, akacji i wierzb, a porównywalna jedynie z dębami (CEULEMANS i SAUGIER 1991). Na przykład dla *U. davidiana* wynosi ona 4,1–7,8 μmol CO₂ m⁻²s⁻¹ (KOIKE i in. 2001), *U. americana*, zależnie od zaopatrzenia w wodę – 5,3–9,7 (WALTERS i REICH 1989), a *U. alata* – około 9,5 (BACONE i in. 1976). Stosunkowo niski poziom natężenia wymiany gazowej wiązów i nieduża ich wrażliwość na wpływ toksycznych gazów wskazuje, że ta cecha w znaczącym stopniu decyduje o stopniu ich tolerancji na tego rodzaju zanieczyszczenia powietrza.

Drzewa liściaste charakteryzują się większą tolerancją na wpływ **toksycznych metali** od drzew iglastych. Zazwyczaj wiąże się to z mniejszym pobieraniem, a w wyniku tego mniejszą ich akumulacją w liściach, drewnie i korze (NEDYALKOV i BRATANOVA 1988). Jednakże badania na terenie skażonym przez emisje metali wykazały, że wiąz syberyjski cechuje się stosunkowo wysoką akumulacją w liściach niektórych z nich (Fe, Al, Zn, Pb, Ni), w porównaniu do 21 innych badanych gatunków roślin naczyniowych (LIU i in. 2005). Także liście mieszańca wiązu syberyjskiego *U. pumila* var. *pendula*, w porównaniu do różnych gatunków drzew liściastych i iglastych, akumulują duże ilości toksycznych metali (Cd, Cr, Hg, Pb), w tym szczególnie ołowiu (MU i in. 2004). Stwierdzono, że w warunkach silnego skażenia terenu przez emisje toksycznych metali (Cd, Co, Cu, Ni, Pb i Zn) wiąz syberyjski charakteryzował się największą akumulacją w liściach cynku, natomiast wiąz japoński (*U. davidiana*) kobaltu (SHIKHOVA 1997). Jednocześnie autorka stwierdziła, że mimo dużej akumulacji toksycznych metali, wiąz syberyjski jest bardzo odporny na szkodliwe ich działanie. Z kolei stosunkowo duże ilości strontu (Sr) akumulowane są przez liście wiązu szypułkowego (PARIBOK i in. 1989). Istotnie większe jego ilości stwierdzono u drzew rosnących w warunkach miejskich niż na terenach niezurbanizowanych. Brak takich różnic wykazano natomiast w przypadku rubidu (Rb). Do tolerancyjnych na działanie pyłów zawierających mieszaninę toksycznych metali (Cd, Cu, Ni, Pb i Zn) IMPENS i DELCARTE (1979) zaliczyli wiąz górski. Zaś wiąz polny, akumulując duże ilości toksycznych metali,

jest jednocześnie bardzo odporny na ich działanie. Z tych względów został on uznany za przydatny do celów fitoremediacyjnych (SANGI i in. 2008). Pojemność akumulacyjna badanych kationów metali u tego gatunku kształtuje się kolejno: $Pb(II) > Cd(II) > Cu(II)$.

Większość przytoczonych powyżej badań (patrz też tab. 4) wskazuje na stosunkowo duży stopień tolerancji wiązków na wpływ toksycznych metali. Jednocześnie ich wyniki świadczą o tym, że w przypadku wiązków nie mamy do czynienia z tzw. odpornością na pochłanianie, ale z odpornością lub tolerowaniem dużych ilości pochłoniętych, toksycznych metali.

Powyższe przykłady dotyczyły badań wpływu pojedynczych toksycznych zanieczyszczeń. Najczęściej na terenach skażonych przez imisje przemysłowe mamy jednak do czynienia z jednoczesnym wpływem mieszaniny szkodliwych substancji o różnym składzie jakościowym i ilościowym. SUPUKA i CHLADNÁ (1995), którzy na podstawie widocznych objawów uszkodzeń liści oceniali tolerancję kilkudziesięciu gatunków roślin drzewiastych rosnących na Słowacji, na terenie skażonym przez tlenki siarki i azotu oraz pyły zawierające toksyczne metale, zaliczyli wiąz górski do najwrażliwszej spośród czterech przyjętych w tej ocenie grup. Podobne obserwacje względem tego gatunku poczynił GRIMSTAD (1985), który oszacował uszkodzenia liści u trzynastu gatunków drzew rosnących na terenie silnie skażonym przez kwaśne opady (H_2SO_4 i związki fluoru). Stwierdził on, że liście wiązu polnego są wyjątkowo silnie uszkodzane przez mieszaninę tych związków i zaliczył go do grupy najbardziej wrażliwych, na równi z takimi gatunkami, jak: sosna zwyczajna, jodła jednobarna, brzoza brodawkowata, dereń biały, jarzab pospolity i klon zwyczajny. Jako bardzo wrażliwy na działanie mieszaniny toksycznych gazów oceniony został też wiąz szypułkowy (KRÓL i KUŚWIK 1985). Badania terenowe tych autorów polegały na określeniu utraty liści w trzech kolejnych latach u drzew rosnących w pobliżu zakładów nawozów fosforowych, emitujących do atmosfery dwutlenek siarki, tlenki azotu i związki fluoru. Z wykonanej przez nich dodatkowo w tej pracy analizy wyników innych badaczy można wysnuć wniosek, że wiąz szypułkowy zaliczany jest do gatunków tolerancyjnych lub średnio wrażliwych na podobnego rodzaju zanieczyszczenia. Gatunek ten oraz wiąz syberyjski także przez SMIRNOVA (1983, 1987) ocenione zostały jako bardzo tolerancyjne na działanie mieszaniny gazów i pyłów pochodzących z hut metali kolorowych oraz z zakładów przetwórstwa węglowego.

Specyficznymi zanieczyszczeniami są gazy powstające podczas rozkładu śmieci składowanych na wysypiskach. Jest to mieszanina palnych gazów (niskocząsteczkowych węglowodorów, tlenku węgla, siarkowodoru, amoniaku

itp.) oraz dwutlenku węgla. Na tego rodzaju zanieczyszczenia spośród 34 gatunków drzewiastych w grupie 15 wrażliwych znalazł się wiąz amerykański (LEONE i in. 1977). Niezależnie od gatunku bardzo niewiele wiadomo o tolerancji drzew na działanie zanieczyszczeń organicznych. Obserwacje stopnia uszkodzenia liści oraz zaburzeń głównych faz fenologicznych, poczynione przez ANTIPOVA (1957) na terenie skażonym przez niskocząsteczkowe węglowodory alifatyczne, benzen, aceton i kwas octowy, wskazują na bardzo dużą wrażliwość wiązu szypułkowego na wpływ tego typu związków.

Wiązy należą do gatunków bardzo rzadko wykorzystywanych do badań mających na celu poznanie fizjologiczno-biochemicznych mechanizmów reakcji drzew na oddziaływanie toksycznych zanieczyszczeń (tab. 4). Pomocne w uzyskaniu wiedzy na temat wpływu toksycznych zanieczyszczeń na zaburzenia wzrostu i rozwoju, przebiegu procesów fizjologicznych oraz metabolizmu itp. muszą więc być z konieczności przede wszystkim prace dotyczące innych gatunków drzew. Istnieje szereg opracowań i monografii uwzględniających wyniki ważniejszych prac z tego zakresu (FOY i in. 1978; LECHOWICZ 1987; KAROLEWSKI 1989; LARCHER 1995). Niektóre cenne informacje na ten temat można uzyskać z badań wykonanych także na wiązach. Już chociażby w analizie dróg wnikania toksycznych zanieczyszczeń do nadziemnych części roślin uwzględniono wiązy (DASCH 1989). Autor stwierdził, że wnikanie dwutlenku siarki i kwasu azotowego do wnętrza liści wiązu amerykańskiego odbywa się w równoważnych proporcjach przez szparki i kutykulę, w odróżnieniu od niektórych innych gatunków zarówno liściastych (dąb błotny – *Quercus palustris*), jak i iglastych (sosna czarna – *Pinus nigra*), gdzie dominuje wnikanie przez aparaty szparkowe. Natomiast, podobnie u wszystkich badanych gatunków, SO_2 był w znikomych ilościach usuwany przez wymywanie, podczas gdy HNO_3 był łatwo i w dużym stopniu ekstrahowany z liści (90%). Usuwanie na zewnątrz zanieczyszczeń zależało od natężenia wymiany gazowej i stężenia w powietrzu tych substancji i było 3–12 razy szybsze w przypadku HNO_3 niż SO_2 . Na rolę szparek we wnikaniu dwutlenku siarki zwracają też uwagę LIU i in. (1983). Badając powierzchniową wilgotność liści wiązu syberyjskiego, autorzy stwierdzili istotną, dodatnią korelację pomiędzy tym parametrem i stopniem otwarcia aparatów szparkowych. Według nich większa wilgotność liści powoduje zwiększenie otwarcia szparek, wnikanie przez to większych ilości gazu do wnętrza liści, a w efekcie większe ich uszkodzenia. Autorzy ci sugerują, że istotną rolę w tym mechanizmie reakcji odgrywa ABA. Działanie dwutlenku siarki stymuluje początkowo otwieranie aparatów szparkowych, a tym samym następuje wzrost natężenia transpiracji (SUWANNAPINUNT i KOZŁOWSKI 1980).

Jednakże, jak na to wskazują badania, w których autorzy uwzględnili także siewki wiązu amerykańskiego, wraz z wydłużeniem czasu działania gazu ten wzrost ulega obniżeniu. Wyniki tych badań wykazały również, że dwutlenek siarki powoduje inhibicję wzrostu siewek, przy czym zahamowanie przyrostu masy korzeni było znacznie większe niż części nadziemnej.

Znany jest fakt, że zanieczyszczenia przemysłowe, głównie o charakterze kwasowym, wywołują destrukcję barwników fotosyntetycznych czynnych. Badania wpływu fluorowodoru na barwniki w liściach mieszańca wiązu syberyjskiego i polnego wykazały wpływ tego gazu na rozpad kompleksu chlorofilowo-lipidowo-białkowego i obniżenie zawartości chlorofilu, przy jednoczesnym zwiększeniu zawartości karotenu, co jest charakterystyczne dla reakcji obronnej przed kwasami i związkami kwasotwórczymi (PRIESDESKII 1985). Z badań SUWANNAPINUNTA i KOZŁOWSKIEGO (1980) na siewkach wiązu amerykańskiego wynika, że chociaż dwutlenek siarki powoduje obniżenie zawartości chlorofilu, to ten negatywny efekt jest znacznie mniejszy niż w przypadku siewek kłonu srebrzystego (*Acer saccharinum*) czy akacji białej (*Robinia pseudoacacia*).

Zanieczyszczenia powietrza, szczególnie o charakterze kwasowym, wpływają też na obieg biogenów i innych pierwiastków. Efekt ten jest wynikiem nie tylko bezpośredniego działania, ale także pośredniego, na przykład poprzez wpływ na rozkład ścióły (LEE i WEBER 1983). Autorzy, przeprowadzając doświadczenie polegające na symulacji kwaśnych opadów (H_2SO_4 , pH 3,0–5,6), stwierdzili u 10 gatunków drzew liściastych, w tym wiązu amerykańskiego, istotny wpływ na zmiany zawartości w liściach dostępnych form siarki, azotu i manganu, spowodowane głównie zakwaszeniem.

Znajomość mechanizmów toksycznego oddziaływania zanieczyszczeń na drzewa ma również znaczenie dla celów praktycznych. Przede wszystkim pomiary natężenia niektórych procesów fizjologicznych oraz poziomu metabolitów i aktywności enzymów są przydatne do oceny zróżnicowania wrażliwości międzygatunkowej, między populacyjnej czy nawet międzyosobniczej, a więc są pomocne w selekcji i wyborze drzew nadających się na tereny skażone. KITAO i in. (1997), badając u siewek *U. davidiana* var. *japonica* wpływ toksyczności manganu, którego akumulację w dostępnej formie (Mn^{2+}) obserwuje się w glebie skażonej przez kwaśne opady, stwierdzili bardzo negatywne oddziaływanie tego pierwiastka na parametry charakteryzujące przebieg procesu fotosyntezy. Jednocześnie uznali, że szkodliwy wpływ tego kationu na wiąz reprezentujący gatunki pośrednich etapów sukcesji był dużo większy niż u gatunków wczesnej sukcesji (*Betula ermanii* i *Alnus hirsuta*), ale mniejszy niż u przedstawiciela późnej sukcesji (*Acer mono*).

Poznanie mechanizmów toksycznego oddziaływania zanieczyszczeń na drzewa jest także przydatne w bioindykacji tzw. fizjologiczno-biochemicznej, do oceny stanu lub zmian stopnia skażenia środowiska, i to jeszcze przed pojawieniem się widocznych objawów uszkodzeń. Na przykład PRISEDSKII (1985) sugeruje, że do diagnozowania wrażliwości roślin na działanie związków fluoru nadaje się określanie trwałości wiązania chlorofilu z kompleksem lipidowo-białkowym. Ten wniosek podał autor po przeprowadzeniu badań wpływu HF na barwniki 10 gatunków drzew liściastych, w tym mieszańca wiązu syberyjskiego z polnym. Według KELLERA (1974) bardzo czułym wskaźnikiem przydatnym w bioindykacji skażenia środowiska przez związki fluoru jest pomiar aktywności peroksydazy (PO) w liściach. Wykonane przez niego analizy u drzew wiązu górskiego, rosnących w różnej odległości od emitera tych zanieczyszczeń, ujawniły istotną korelację pomiędzy zawartością w liściach F i aktywnością PO. Na możliwość wykorzystywania prostych pomiarów pH kory wiązu syberyjskiego jako wskaźnika do oceny natężenia stresu wywołanego wpływem gazów o charakterze kwasowym wskazują badania JIANGA (1996). Także zawartość w korze wiązów wielu toksycznych metali może być wskaźnikiem stopnia ich emisji do środowiska (WOLTERBEEK i in. 1996). Dodatkowo autorzy stwierdzili, że działanie niemetalicznych zanieczyszczeń (SO_4^{2-} , NH_4^+ , NO_3^-) nie wpływa istotnie na retencję tych metali. Również zawartość toksycznych metali w pierścieniach przyrostów rocznych drewna wiązu syberyjskiego ściśle koreluje z ich zawartością w glebie, w odpowiadających im latach (QIAN i in. 1993). Na możliwość zastosowania w diagnostyce skażenia środowiska przez gazy powstające podczas spalania węgla stosunkowo prostych, kolorymetrycznych pomiarów zawartości w liściach tiocyjnianów (pochodnych kwasu rodanowodorowego) wskazały DOLGOVA i KUCHMA (1977). Autorki wyciągnęły taki wniosek w oparciu o badania liści kilku gatunków roślin drzewiastych, w tym wiązu syberyjskiego.

Znane są próby łagodzenia skutków negatywnego wpływu zanieczyszczeń przemysłowych na rośliny. Prowadzone w tym kierunku badania dotyczyły najczęściej wykonywania oprysków roztworami związków neutralizujących toksyczne substancje lub jednocześnie oddziałujących pozytywnie na wzrost i rozwój roślin (KAROLEWSKI 1979). Jednym z częściej stosowanych zabiegów w tego typu badaniach było też odpowiednie nawożenie, chociaż rzadko ujmowano w nich wiązy. Na przykład MATERNA (1963) stwierdził, że dodawanie do gleby proszku zmielonych skał bazaltowych powoduje redukcję i neutralizację siarki, a w efekcie zwiększenie wzrostu części nadziemnych i korzeni oraz tzw. wigoru wiązów (*Ulmus* spp.). Także w innych badaniach, w których zastosowano podobny zabieg polegający na dodaniu zmielonego bazaltu do gleby

w terenie skażonym przez SO_2 , wykazano zmniejszenie zawartości siarki w liściach wiązów (NĚMEC 1957). Dodatkowo autor zaobserwował inne korzystne efekty, a mianowicie zwiększenie zawartości w liściach Mg, Ca i K oraz wzrost poziomu chlorofilu.

Gdy mamy do czynienia z dużym i/lub długotrwałym skażeniem środowiska, na liściach pojawiają się widoczne objawy uszkodzeń, początkowo w postaci przebarwień i chloroz, a następnie nekroz. Szereg publikacji zawiera opisy widocznych uszkodzeń, w tym liści wiązów, oraz fotografie przedstawiające uszkodzone liście z objawami charakterystycznymi dla wpływu: SO_2 (HINDAWI 1970; DOCHINGER 1971; SEREBRYAKOVA i MEN'SIKOV 1979; HALBWACHS 1984), HF i fluorków (DOCHINGER 1971; TRESHOW 1971; KLUCZYŃSKI 1976; WEINSTEIN 1977), Cl_2 , NO_2 i NH_3 (SEREBRYAKOVA i MEN'SIKOV 1979), O_3 i PAN (HINDAWI 1970; DOCHINGER 1971; WOOD i COPPOLINO 1972) oraz mieszanin różnych zanieczyszczeń (HARTMANN i in. 1988).

Zanieczyszczenia przemysłowe wpływają niekorzystnie także na procesy generatywnego rozmnażania drzew (LECHOWICZ 1987). Między innymi kwasy ($\text{H}_2\text{SO}_4 + \text{HNO}_3$), powstające w wyniku emisji do atmosfery dwutlenku siarki i azotu, przyczyniają się do zmniejszenia zdolności kiełkowania pyłku i wydłużania się łagiewek pyłkowych (PAOLETTI 1992). Chociaż autor nie uwzględnił w swych pracach wiązów, należy przypuszczać, że i one będą reagowały podobnie jak trzynaście innych, badanych przez niego gatunków drzew liściastych. W badaniach obejmujących wiąz polny stwierdzono negatywny wpływ na obradkanie i jakość nasion drzew rosnących na dwóch terenach – jednym, skażonym przez SO_2 i NO_2 , oraz drugim, gdzie dodatkowo w powietrzu występował amoniak (NH_3) i fenole (BESSONOVA i YUSYPIVA 1998). Na obydwu tych powierzchniach pod względem oddziaływania zanieczyszczeń na ww. cechy wiąz polny zajmował pośrednie miejsce w ramach badanych gatunków (*Gleditsia triacanthos*, *Acer platanoides*, *A. tataricum*, *A. negundo*, *Tilia cordata*, *Robinia pseudoacacia* i *Fraxinus excelsior*).

Podsumowując, na podstawie cytowanych powyżej zestawień i prac przeglądowych można stwierdzić, że poza odmiennymi wynikami pojedynczych opracowań w porównaniu do innych gatunków wiązy są mało wrażliwe na gazy o charakterze kwasowym: dwutlenek siarki, tlenki azotu, fluor i chlor oraz ich związki w postaci halogenowodorów, a także na związki zawierające toksyczne metale. Natomiast są mniej tolerancyjne na działanie typowych utleniaczy (O_3) oraz węglowodorów i wieloskładnikowych mieszanin toksycznych gazów z pyłami węglowymi i solami toksycznych metali.

8.1.2.5. Urbanizacja

Na terenach zurbanizowanych drzewa podlegają specyficznym warunkom egzystencji (ŁUKASIEWICZ 1989). Oprócz toksycznych zanieczyszczeń przemysłowych, których wpływ opisano w poprzednim rozdziale, w miastach mamy do czynienia z podwyższonym stężeniem dwutlenku węgla (CO_2) w powietrzu. Powodem jest duża koncentracja na takich terenach elektrociepłowni, a szczególnie małych kotłowni. Niewiele wiadomo o wpływie CO_2 na poszczególne gatunki wiązów. Jednakże na przykład MOHAN i in. (2007), przeprowadzając doświadczenia w kontrolowanych warunkach stwierdzili, że podwyższenie stężenia tego gazu o 200 ppm względem atmosferycznego (365 ppm) powodowało u siewek *Ulmus alata* zwiększenie o 21% względnego tempa wzrostu (RGR), wyliczonego w oparciu o biomasę części nadziemnej. Dla porównania u gatunku silnie reagującego na podwyższone stężenie CO_2 (*Robinia pseudoacacia*) wartość RGR wzrastała aż o 230%. Także u tego samego gatunku wiązu, ale na powierzchniach z dorosłymi drzewami, HAMILTON i in. (2004) badali wpływ podwyższenia stężenia CO_2 (w podobnym zakresie 560 ppm vs. 360 ppm) na żerowanie owadów i zawartość niektórych metabolitów w liściach. Autorzy stwierdzili, że w warunkach podwyższonego stężenia dwutlenku węgla uszkodzenia przez owady, zarówno zgryzające liście, ssące, jak i wytwarzające galasy, były mniejsze. Nie udało im się jednak wyjaśnić, co decydowało o takim efekcie. W naturalnych warunkach problem określenia wpływu CO_2 na wzrost i rozwój oraz procesy fizjologiczne i metabolizm liści w zależności od stężenia tego gazu jest bardziej skomplikowany. Jedną z przyczyn takich trudności jest zróżnicowany, pionowy rozkład stężenia gazu. Na przykład KOIKE i in. (2001), badając różnorodność morfologiczną i szereg parametrów fizjologicznych liści dorosłych drzew kilku gatunków, w tym *Ulmus davidiana* var. *japonica*, zauważyli, że w górnych partiach koron stężenie CO_2 wynosiło 320–350 ppm, natomiast w dolnych aż 405–560 ppm.

W miastach drzewa rosnące wzdłuż ciągów komunikacyjnych, zarówno ruchu samochodowego, jak i pieszego, narażone są na duże zasolenie podłoża wynikające ze stosowania w zimie środków chemicznych do odmrażania (patrz także rozdz. 8.1.2.3). Wpływ tego typu warunków jest tym bardziej niekorzystny, że ma miejsce na wiosnę, w okresie kiedy liście dopiero zaczynają się rozwijać. Nawet jeżeli nie prowadzi to jeszcze do chloroz i nekroz liści oraz zmian morfologicznych, to powoduje zaburzenia w metabolizmie, w natężeniu fotosyntezy i transpiracji, pobieraniu pierwiastków i nieprawidłowej gospodarce mineralnej itp. (tab. 3).

W porównaniu do terenów pozamiejskich w miastach panują odmienne warunki klimatyczne i glebowe. Dotyczy to przede wszystkim wyższej temperatury o około 2–3°C niż poza miastem (ŁUKASIEWICZ 1975; TANIGUCHI i in. 2007). Niewłaściwa jest też struktura gleby, zawartość w niej próchnicy oraz składników mineralnych, nieodpowiednie pH (najczęściej zbyt zasadowe), niedostateczny stopień jej nawilgocenia i napowietrzenia (ŁUKASIEWICZ 1989).

W miastach, a szczególnie w rejonach o gęstej i wysokiej zabudowie, drzewa rosną w warunkach zredukowanej intensywności i krótszym czasie ekspozycji na światło słoneczne. Wiązy należą do gatunków o średnich wymaganiach świetlnych. Nie są one gatunkiem wybitnie światłolubnym, ale też nie są szczególnie cienioznośne (BUGAŁA 1991). Z wiązków do dobrze znoszących zacienienie zakwalifikowany został *U. alata* (LORIMER 1983). Natomiast wiązek górski zaliczony został przez EVSTIGNEEVA (1988) do gatunków słabo znoszących zacienienie na równi z dębem szypułkowym (*Quercus robur*), grabem pospolitym (*Carpinus betulus*) i jesionem wyniosłym (*Fraxinus excelsior*) i do znacznie mniej tolerancyjnych na zacienienie niż klony (zwyczajny i polny) oraz lipa drobnolistna (*Tilia cordata*).

Wnioski wyciągnięte na podstawie obserwacji oraz pomiarów wzrostu i rozwoju drzew rosnących na terenach miejskich pozwalają na stwierdzenie, że gatunki z rodzaju *Ulmus* wyjątkowo dobrze znoszą tego typu warunki. Taką opinię wystawił wiązom między innymi ŁUKASIEWICZ (1973, 1975), który przeprowadził obserwacje drzew i krzewów na terenie miasta Poznania, w miejscach o czterech stopniach uciążliwości – od strefy niezabudowanej, na peryferiach miasta, poprzez pasma położone wzdłuż tras komunikacyjnych na niezabudowanym terenie, następnie na terenach z luźną zabudową, w pobliżu centrum miasta, aż do śródmieścia, czyli terenów o warunkach najbardziej niekorzystnych dla życia i rozwoju roślin. Autor wyróżnił trzy grupy gatunków drzew, biorąc za podstawę: zaburzenia w długości okresu wegetacji i występowania poszczególnych faz rozwojowych, widoczne objawy uszkodzeń liści i zamieranie drzew. Gatunki z rodzaju *Ulmus* znalazły się w grupie gatunków znoszących nawet najtrudniejsze warunki miejskie, tzn. wzrost i rozwój drzew na tych siedliskach nie odbiegał od rosnących w dużo korzystniejszych warunkach, na peryferiach miasta. Należy też dodać, podobnie jak to zrobiono w rozdziałach dotyczących wpływu niekorzystnych warunków termicznych i wilgotnościowych oraz jednoczesnego wpływu czynników abiotycznych i biotycznych, że także w warunkach miejskich stwierdza się często większą wytrzymałość mieszańców niż wyjściowych gatunków wiązków. Między innymi na taką prawidłowość wskazują wyniki porównań wiązu syberyjskiego, po-

Inego i górskiego z ich mieszańcami, np.: *U. glabra* × *U. carpinifolia* (PARKER 2003), *U. pumila* × (*U. carpinifolia* × *U. hollandica* ‘Vegeta’) (ANONIM 1975a) oraz (*U. hollandica* ‘Vegeta’ × *U. carpinifolia*) × *U. pumila* (ANONIM 1975b).

Mimo dużej wytrzymałości wiązków rosnących na terenach miejskich, o czym napisano powyżej, nie oznacza to, że warunki te są korzystne dla wzrostu i rozwoju drzew. Analizując wpływ pogarszających się warunków środowiskowych w transekcie od lasu, kolejno przez tereny podmiejskie, parki miejskie i powierzchnie zabudowane, stwierdzono szereg niekorzystnych zmian morfologicznych, anatomicznych i zawartości chlorofilu w liściach wiązu szypułkowego, mimo braku widocznych objawów uszkodzeń liści (FROLOV i GORYSHINA 1982). Wzrostowi stopnia urbanizacji towarzyszyło zwiększenie kseromorficzności liści, obniżenie w nich zawartości chlorofilu oraz zmniejszenie liczby i rozmiarów chloroplastów.

8.1.2.6. Wpływ czynników powodujących uszkodzenia mechaniczne

Szereg takich czynników, jak: silne wiatry, obfite opady śniegu, grad czy zasypywanie przez piasek, powoduje uszkodzenia mechaniczne drzew. Trudno jest porównać wrażliwość drzew na tego typu czynniki, ponieważ badacze w różny sposób dokonują ocen i szacunków szkód. Na przykład ZHU i in. (2006), stosując współczynnik uwzględniający liczbę drzew uszkodzonych w czterech klasach (drzewa wyrwane z korzeniami, z poobijanymi pniami i koronami, uszkodzonymi koronami i trwałym pochyleniem/zgięciem pni), zaklasyfikowali *Ulmus laciniata* do grupy gatunków wrażliwych na opady śniegu i działanie wiatru. Do poważnie uszkadzanych przez tzw. sztormy lodowe (silne wiatry i osadzanie lodu na pniach i gałęziach) zaliczyli RHOADES i STIPES (1999) *Ulmus americana*. SHI i in. (2004) badali odporność wiązu syberyjskiego na zasypywanie przez piasek, oceniając możliwości jego wykorzystania w celu tworzenia barier ochronnych. Stosując warianty (zasypywanie do 33, 67, 100 i 133% wysokości 1-rocznych siewek przez 2, 4 i 6 tygodni), określili ich przeżywalność, wzrost na wysokość, alokację biomasy i wymianę gazową. Autorzy uznali, że siewki tolerują częściowe zasypywanie, ale muszą być chronione przed całkowitym zasypianiem, które powoduje w dużym procencie ich zamieranie. Do stosunkowo tolerancyjnych na zasypywanie należy też *Ulmus davidiana* (YOSHIKAWA i HUKUSIMA 1997). Mimo że nie jest on tak odporny jak niektóre gatunki (*Malus toringo*) znoszące zasypywanie przez ciężkie aluwialne gleby, a jedynie przez znacznie lżejsze, to według autorów, podwyższoną tolerancję względem innych gatunków zawdzięcza zdolności do wytwarzania w takich warunkach korzeni przybyszowych.

W niektórych przypadkach, na przykład w celu ochrony cennych egzemplarzy wiązów przed patogenicznym grzybem *Ceratocystis ulmi*, stosuje się specjalne zabiegi polegające na wprowadzaniu do drzew systemicznych fungicydów. Jest to inwazyjne działanie, którego ubocznym, powszechnie obserwowanym efektem są pęknięcia kory i wypływ soku floemowego (MURDOCH i in. 1983). Jednakże przeprowadzony przez tych autorów po pewnym czasie przegląd traktowanych w ten sposób drzew wiązu amerykańskiego ujawnił u wielu z nich powstanie dodatkowych pęknięć i ran. Ich liczba była znacznie większa, gdy zabieg wykonywano, uszkadzając bardziej pień niż korzeń, i gdy rozprzestrzeniały się one w górę pnia i w kierunku wierzchołków gałęzi. Im wyżej na pniu przeprowadzany był zabieg, tym intensywniejsze było powstawanie pęknięć. Negatywnym efektem było również oddzielanie się floemu i kory od ksylemu.

Te części korzeni drzew, które występują w przypowierzchniowej warstwie gleby, narażone są na uszkodzenia mechaniczne, szczególnie na terenach o dużym natężeniu ruchu pieszego. Badania wykonane przez OKOŁOWA (1978) wykazały, że w porównaniu do takich gatunków drzew, jak świerk pospolity i lipa drobnolistna, korzenie wiązu górskiego były uszkodzane w wyjątkowo małym stopniu.

8.1.3. WPŁYW WIEKU I STADIUM ROZWOJOWEGO DRZEW NA TOLERANCJĘ NA STRES ABIOTYCZNY

Korzystając z ocen wpływu czynników stresowych na reakcję drzew oraz ich zróżnicowanie we wrażliwości, należy dodatkowo wziąć pod uwagę oddziaływanie czynników wewnętrznych, takich jak wiek i stadium rozwojowe. Wyniki większości badań wskazują, że starsze drzewa i w późniejszym okresie sezonu wegetacyjnego są bardziej tolerancyjne od młodszych drzew i takich, których liście nie są jeszcze w pełni rozwinięte. Dotyczy to prawie wszystkich omawianych powyżej abiotycznych czynników stresowych, poza zanieczyszczeniami przemysłowymi, ponieważ w tym przypadku istnieją największe rozbieżności wyników.

O większej wytrzymałości starszych niż młodszych drzew w warunkach suszy piszą HAN i in. (1991) oraz MARTIN (1994). Mniejsze uszkodzenia liści starszych drzew (>10-letnich) niż drzew w wieku 2–10 lat na skutek długotrwałej suszy zaobserwowali HESMER i GUNTHER (1962) u wielu gatunków (w tym u wiązów). Na taką samą prawidłowość u wiązu syberyjskiego wskazują też długofalowe badania, wykonywane u drzew rosnących w półpustynnych warunkach (SENKEVICH i MALKINA 2000). Również w przypadku nadmiaru wody

stwierdza się większą tolerancję starszych drzew niż młodszych. Taką zależność w odniesieniu do wiązu szypułkowego stwierdził FARSKÝ (1957), polnego VLAD (1944) i FARSKÝ (1957), natomiast wiązu czerwonego (*U. rubra*) – WINSTON i in. (1998). Podobne zmiany w tolerancji na zalewanie gruntu związane z wiekiem obserwuje się, porównując młode drzewa z siewkami. Jak już wspomniano, drzewa wiązu amerykańskiego, niezależnie od wieku, uznano za bardzo tolerancyjne na wysoki poziom wód powierzchniowych i zalewanie gruntów (TURNER i in. 2004; BATTAGLIA i SHARITZ 2006), natomiast siewki tego gatunku (szczególnie 1-roczone) oceniono jako wrażliwe na ten stres (STRENG i in. 1989). Podobnie na dużą wrażliwość na ten rodzaj stresu siewek wiązu syberyjskiego w porównaniu do szeregu innych gatunków drzew wskazują wykonane przez LOUCKSA i KEENA (1973) badania w kontrolowanych warunkach. Należy jednak wziąć pod uwagę specyficzny okres pierwszych kilku lat rozwoju siewek, w którym kształtują się ich mechanizmy obronne. Jeżeli od samego początku siewki rosną na często zalewanym gruncie, to mamy do czynienia z procesem hartowania i ich tolerancja z roku na rok podwyższa się (SIEBEL i BLOM 1998). Dotyczy to głównie gatunków uznanych powszechnie za tolerancyjne na tego typu stres (*Alnus glutinosa*, *Populus nigra*), a w mniejszym stopniu bardziej wrażliwych, takich jak na przykład wiąz polny. Ponadto, według ww. autorów, stopień tolerancji siewek zależy od okresu w sezonie wegetacyjnym i jest on znacznie niższy latem niż wiosną. Dużą tolerancją na przebywanie w wodzie charakteryzują się nasiona wiązów. Okres 32 dni nie wpłynął na różnice w żywotności nasion wiązu amerykańskiego w porównaniu do kontroli (HOSNER 1957).

Większa wytrzymałość starszych drzew w porównaniu do młodszych potwierdza się również w ekstremalnych temperaturach. Młodsze drzewa są bardziej wrażliwe od starszych na działanie niskich temperatur (LOVČIĆ 1962). Jak zaznaczono, drzewa wiązu syberyjskiego uznane zostały przez HEYBROEKA (1979) za bardzo tolerancyjne na niskie temperatury, o porównywalnej odporności między innymi z robinią białą (*Robinia pseudoacacia*). Zarazem siewki obydwu tych gatunków YOUNG (1943) ocenił jako wyjątkowo wrażliwe na mróz. Na podobną zależność u wiązu polnego wskazał BIAŁOBOK (1957). Z drugiej strony autor ten podał, że jeżeli już siewki przeżyją, to ich regeneracja następuje znacznie szybciej niż ma to miejsce u starszych drzew.

Również wyniki badań wpływu zasolenia podłoża potwierdzają większą przeżywalność starszych niż młodszych drzew (HADDAD 1999). Autor ten, badając tego rodzaju zróżnicowanie pomiędzy kilku- i kilkudziesięcioletnimi drzewami z rodzaju *Ulmus*, stwierdził, że główną przyczyną większej tolerancji starszych drzew jest większa głębokość ich systemu korzeniowego.

Inaczej niż w przypadku opisywanych wyżej czynników, wyniki większości obserwacji i badań wpływu zanieczyszczeń przemysłowych, przeprowadzonych na różnych gatunkach drzew, wskazują, że bardziej tolerancyjne są drzewa młodsze niż starsze (GARBER 1967; WENTZEL 1968; POZNAŃSKI i BANAŚ 1993). Część tych wyników badań, szczególnie terenowych, jest kontrowersyjna, ponieważ wiadomo, że na terenie skażonym przez zanieczyszczenia przemysłowe pionowy rozkład stężeń toksycznych substancji nie jest równomierny. Argumentem jest tu stwierdzenie, że drzewa młodsze są niższe od starszych, a więc nie są one w jednakowym stopniu narażone na imisje toksycznych zanieczyszczeń (CZYŻ i in. 1968). Także stadium rozwoju organów asymilacyjnych ma istotny wpływ na ich tolerancję. Młode, ekspansywnie rozwijające się liście charakteryzują się dużą aktywnością metaboliczną. Mają one większe możliwości zarówno włączenia siarki i azotu, pochodzących z zanieczyszczeń w postaci tlenków (SO_2 , NO_2) lub połączeń z wodorem (H_2S , NH_3), w normalny metabolizm (GRILL i ESTERBAUER 1973; MALHOTRA i KHAN 1980), jak i wydzielania tych gazów na zewnątrz (SEKIYA i in. 1982). CONSTANTINIDOU i KOZŁOWSKI (1979a), badając wpływ SO_2 , O_3 oraz ich mieszaniny na wzrost i uszkodzenia liści *U. americana*, stwierdzili większy, ujemny wpływ wszystkich tych gazów na intensywnie rozwijające się młode liście oraz na starsze w pełni rozwinięte liście niż na nowo powstałe. Podobne relacje zaobserwowali ci sami autorzy (CONSTANTINIDOU i KOZŁOWSKI 1979b), badając wpływ ww. gazów na szybkość zmian zawartości metabolitów (TNC, białek, lipidów). Na mniejszą wrażliwość na działanie ozonu rozwijających się liści niż tych, które osiągnęły już pełną dojrzałość, wskazują też wyniki badań przeprowadzonych na siewkach wiązu drobnolistnego (DAVIS i COPPOLINO 1974). Ponadto autorzy ci zauważyli, że uszkodzenia liści były najmniejsze wczesną wiosną, a największe po połowie lata.

W warunkach miejskich jednym z niekorzystnych czynników jest nadmierne zacienienie drzew przez budynki. EVSTIGNEEV (1988), który badał kilka gatunków drzew, w tym i wiązu górski, zaobserwował, że tolerancja na zacienienie zmniejsza się z wraz ich wiekiem. Także ten sam organ drzewa może różnić się w reakcji na stres, na przykład wodny. W przypadku silnej insolacji i dodatkowo kumulacji ciepła na drzewach przez odbicie promieni słonecznych od jasnych ścian budynków przekroczenie deficytu nasycenia wodnego (ang. water saturation deficit) lepiej znoszą liście typu słonecznego niż cieniściego (ELIAS 1978).

8.1.4. JEDNOCZESNY WPŁYW RÓŻNYCH CZYNNIKÓW ABIOTYCZNYCH I BIOTYCZNYCH

W naturalnych warunkach zawsze mamy do czynienia z jednoczesnym wpływem wielu abiotycznych i biotycznych czynników, istotnie modyfikujących działanie pojedynczego czynnika stresowego. W efekcie może nastąpić złagodzenie lub spotęgowanie stresu w porównaniu do działania tylko jednego niekorzystnego czynnika. Stosunkowo rzadko występuje sytuacja, w której działanie jednego czynnika stresowego powoduje zmniejszenie negatywnych skutków wpływu innego, niekorzystnego czynnika. Jeżeli zachodzi takie zjawisko, to najczęściej w niewielkim zakresie i tylko przez pewien czas, po którym może nawet nastąpić spotęgowanie negatywnych skutków wpływu obydwu tych czynników. Na przykład negatywne rezultaty oddziaływania gazowych zanieczyszczeń przemysłowych na rośliny, które wnikają głównie przez aparaty szparkowe, mogą być częściowo i w określonym czasie łagodzone przez suszę (KRIEBITZSCH 1987) lub zasolenie podłoża (OGATA i MAAS 1973). Obydwa te czynniki powodują zamykanie szparek, utrudniając w ten sposób wnikanie przez nie toksycznych gazów. Dłuższe działanie tych czynników jest jednak niekorzystne, ponieważ wszystkie one (susza, zasolenie, toksyczne gazy) wywołują u roślin stres wodny. W porównaniu do innych gatunków drzew, zarówno liściastych, jak i iglastych, wiąz szypułkowy i polny są stosunkowo tolerancyjne na jednoczesne działanie toksycznych gazów i nadmiernego zasolenia gleby (GUNZL 1999). Jednakże długotrwały wpływ takich warunków, jak wynika z obserwacji przeprowadzonych przez tego autora na powierzchni 160 ha (w południowo-zachodniej części Niemiec, pomiędzy granicami Czech i Austrii) na przestrzeni lat 1958–1995, przyczynił się do spadku liczebności drzew tego gatunku z 22% do 1%. Odwrotny efekt ma miejsce w warunkach większej wilgotności. Na przykład większą wrażliwość drzew na działanie toksycznych gazów stwierdza się przy wyższej wilgotności względnej powietrza (ROHMEDER i SCHÖNBORN 1965). Tłumaczy się to większym otwarciem aparatów szparkowych w warunkach większej wilgotności powietrza.

Działanie różnych zanieczyszczeń przemysłowych rzadko prowadzi do ich neutralizacji, jak to może się zdarzyć w przypadku jednoczesnej emisji gazów kwasotwórczych i zasadotwórczych. Podobnie w praktyce w niewielkim stopniu następuje unieczynnianie zanieczyszczeń przez ich adsorpcję, absorpcję albo wytworzenie nierozpuszczalnych związków, na przykład, gdy reagują ze sobą emitowane jednocześnie pyły wapienne lub cementowe i sole toksycznych metali. Najczęściej mamy do czynienia z sytuacją, w której działanie różnych

zanieczyszczeń przemysłowych ma charakter potęgujący, addytywny lub synergistyczny, a więc jest bardziej szkodliwe (REINERT 1984; DAVISON i in. 1988; KAROLEWSKI 1989).

Skutki wpływu każdego z omawianych powyżej czynników stresowych zależne są w dużym stopniu od warunków determinujących przebieg podstawowych procesów fizjologicznych i metabolizm, takich jak: natężenie oświetlenia, temperatura, wilgotność gleby i powietrza, poziom makro- i mikroelementów w glebie itp. Na przykład drzewa rosnące w warunkach nadmiaru wody w glebie (zalania gruntu) są tym mniej wytrzymałe na ten stan, im wyższa jest temperatura. Zależność tę stwierdził FARSKÝ (1957), badając szereg gatunków drzew liściastych, w tym wiąz szypułkowy oraz polny. Także zredukowanie natężenia światła obniża tolerancję na zalewanie gruntu, co u siewek wiązu polnego stwierdzili SIEBEL i in. (1998). W tym kontekście relacje pomiędzy tolerancją różnych gatunków drzew z udziałem wiązów na zalewanie gruntów a ich cienioznośnością/światłoznośnością były przedmiotem niejednych badań (HALL i HARCOTBE 1998; BLOM 1999).

Podobnie niekorzystnym zjawiskiem jak jednoczesne działanie czynników stresowych jest ich działanie kolejno po sobie. Z takimi sytuacjami mamy do czynienia często w okresie zimowo-wiosennym, gdy występują fluktuacje temperatury w zimie (mrozy i odwilże), a następnie wiosenne przymrozki przeplatają się z okresami ocieplenia (GERHARD 1956). Według autora, na takie warunki bardzo odporny jest wiąz górski na równi z takimi gatunkami, jak: *Populus ×canescens*, *Salix alba*, *S. cinerea*, *Sorbus aucuparia*, *Prunus padus*, *Crataegus* sp., *Quercus* sp. i *Syringa vulgaris*.

Jeszcze bardziej złożonym zjawiskiem niż reakcja drzew na wpływ kilku abiotycznych czynników stresowych jest jednoczesne lub bezpośrednie następujące po sobie działanie niekorzystnych czynników abiotycznych i biotycznych. Jak wiadomo, tolerancja na mróz zależy od wielu innych czynników zewnętrznych, w tym biotycznych. Na przykład WESTER (1943) obserwował wyjątkowo duże uszkodzenia mrozowe pni drzew wiązu amerykańskiego, gdy w poprzednim roku miała miejsce prawie całkowita defoliacja spowodowana żerowaniem szkodnika *Popilia japonica* (Newm.), a powstałe na skutek tego zdarzenia młode liście utrzymywały się aż do okresu mrozu. Oczywiście zależność ta funkcjonuje też w drugą stronę, na przykład uszkodzenia mrozowe ułatwiają porażanie roślin przez patogeny grzybowe. Większe porażenie siewek wiązu syberyjskiego uszkodzonych uprzednio przez mróz, głównie przez grzyby z rodzaju *Fusarium* i *Alternaria*, stwierdził YOUNG (1943). Także nadmierne zasolenie (NaCl) może przyczyniać się do większych szkód powodowa-

nych przez owady liściożerne. Stwierdzono, że ze wzrostem stężenia roztworu NaCl, którym traktowano drzewa wiązu górskiego, wzrastała asymetryczność liści (MOLLER i VAN DONGEN 2003), a cecha ta powoduje, że są bardziej atakowane przez owady minujące (CORNELISSEN i STILING 2011).

Są prace, w których wykazywany jest jednocześnie szkodliwy i pozytywny wpływ niskich zimowych temperatur na przeżywalność i kondycję drzew. Choć wraz z obniżeniem temperatury zwiększa się prawdopodobieństwo przemarzania drzew, to jednocześnie ograniczana jest przez ten czynnik przeżywalność szkodników owadzi. Niskie zimowe temperatury zmniejszają liczebność owadów żerujących na liściach, na przykład polifagicznego szkodnika drzew – piędzika przedzimka (*Operophtera brumata*), którego gąsienice w dużych ilościach i intensywnie żerują wiosną także na liściach wiązów. Motyle tego owada pojawiają się dopiero po pierwszych przymrozkach i mogą występować nawet w grudniu. Złożone przez samice jaja zimują aż do wczesnej wiosny i są stonkowo odporne na niskie temperatury. Jednakże, jak stwierdziła MORAVSKAYA (1960), w temperaturze niższej niż -41°C ginie ich ponad 99%. TRUCHAN i BUTCHER (1970) zaobserwowali, że temperatura -24°C powoduje dużą śmiertelność larw chrząszcza ogłodka wielorzędownego (*Scolytus multistriatus*), żerujących głównie pod korą wiązów (*Ulmus* ssp.). Wyniki tych badaczy wskazują dodatkowo na złożoność tego typu zależności, ponieważ stwierdzili oni, że ta sama wartość temperatury determinuje zarówno przeżywalność larw tego chrząszcza, jak i jego pasożyta *Dendrosoter protuberans*. Podobne badania przeprowadzono u innych gatunków fitofagów żerujących na wiązach oraz ich pasożytów. Między innymi wpływ niskiej temperatury na relacje pomiędzy szkodnikiem wiązów z rodzaju stonkowatych (*Pyrrhalta luteola*) i jego pasożytem (*Tetrastichus gallerucae*) badali DREISTADT i DAHLSTEN (1991). Należy wziąć pod uwagę, że szereg innych czynników zewnętrznych i wewnętrznych ma wpływ na relację drzewo gospodarza–owad w kontekście działania niskich temperatur. Świadczą o tym na przykład prace dotyczące larw z rodzaju *Scolytus* i innych gatunków chrząszczy żerujących pod korą wiązów, których wyniki wskazują na możliwość ich przeżycia przy niższej temperaturze niż ta, którą podali TRUCHAN i BUTCHER (1970), nawet do -53°C (PANTYUKHOV 1968). Zależy to od terminu i czasu trwania silnych mrozów, intensywności opadów śniegu oraz od czynników wewnętrznych, takich jak stan uwodnienia, metabolizm tłuszczów i natężenie oddychania larw będących w hibernacji (PANTYUKHOV 1968; HANSEN i SOMME 1994). Wpływ niskich temperatur na przeżywalność chrząszczy zasiedlających wiązy analizowany jest często przez autorów pod kątem roli tych owadów w rozprzestrzenianiu zarodników *Ophiostoma novo-ulmi*, patogenicznego grzyba, uważanego za sprawcę

holenderskiej choroby wiązków (FELT i BROMLEY 1944; FAVARO i BATTISTI 1993; HANSEN i SOMME 1994) (patrz rozdz. 8.3).

Niskie temperatury hamują lub nawet całkowicie uniemożliwiają inwazję patogenicznych grzybów będących przyczyną holenderskiej choroby wiązków. Jak podają TYLER i PARKER (1945), ma to miejsce już od temperatury w zakresie 1–3°C. Powyższe przykłady świadczą, że chociaż bezpośrednie działanie ekstremalnie niskich temperatur jest niekorzystne dla drzew, to pośredni wpływ jest często pozytywny i polega głównie na eliminowaniu lub zmniejszaniu rozprzestrzeniania się szeregu patogenicznych grzybów i szkodników owadzych.

Podobnie jak niska również wysoka temperatura może przyczynić się do ograniczenia liczebności szkodników owadzych wiązków. Na przykład temperatura 36,1°C, w porównaniu do 32,2°C, zmniejsza ilość składanych jaj i skraca średni czas życia wymienianego już foliofaga *Pyrrhalta luteola* (KING i PRICE 1986). Wysoka temperatura hamuje też wzrost *Ophiostoma ulmi*. Temperatura limitująca jego wzrost jest zróżnicowana i wynosi 35°C dla nieagresywnych szczepów tego grzyba, ale już 32–33°C dla szczepów agresywnych (BRASIER i in. 1981). TYLER (1945) stwierdził, że u wiązu amerykańskiego zahamowanie rozwoju holenderskiej choroby wiązków oraz ograniczenie, a nawet całkowite zatrzymanie inwazji patogenów grzybowych związanych z tą chorobą następuje, gdy temperatura mieści się w zakresie 32–37°C. Przy nie tak drastycznie wysokich temperaturach (do 28°C) wraz ze wzrostem temperatury obserwowany jest wzrost symptomów porażenia przez patogeniczne grzyby związane z tą chorobą (KAIS i in. 1962). Według autorów efekt ten jest znacznie większy przy wzroście temperatury gleby niż powietrza.

Oprócz warunków termicznych także dostępność wody i tolerancja na jej niedobór w dużym stopniu decydują o zdrowotności, a nawet przeżywalności drzew, dodatkowo narażonych na niekorzystny wpływ czynników biotycznych (LONSDALE i GIBBS 2002). Jak wykazali PINON i in. (1999), w warunkach niedostatecznej ilości wody wiązy są bardziej narażone na porażenie przez patogeniczne grzyby z rodzaju *Nectria* oraz na inwazję chrząszczy rozprzestrzeniających zarodniki *Ophiostoma novo-ulmi*, co związane jest z holenderską chorobą wiązków. Zależności tego rodzaju są bardzo skomplikowane. Jak wykazali GIBBS i GREIG (1977) u wiązu polnego, susza wpływała istotnie na zwiększenie inwazji *Scolytus scolytus* – chrząszczy rozprzestrzeniających zarodniki *Ophiostoma ulmi*, ale z drugiej strony niedobór wilgoci i wysoka temperatura hamowały wzrost i rozprzestrzenianie się tego grzyba.

Sporo prac poświęcono jednoczesnemu wpływowi zanieczyszczeń przemysłowych i niekorzystnych czynników biotycznych. Wyniki tych badań są jednak

często rozbieżne, ponieważ zależą nie tylko od rodzaju czynnika stresowego, ale także od natężenia czy stężenia oraz czasu jego działania. Na przykład karmienie chrząszczy *Xanthogaleruca* (= *Pyrhaltia*) *luteola* liśćmi siewek wiązów eksponowanych na działanie 0,2 ppm SO₂, 0,1 ppm O₃, mieszaniny tych gazów lub poddanych symulowanemu działaniu kwaśnych opadów (pH 4), nie powodowało zwiększenia śmiertelności tych owadów (HALL i in. 1988). Stwierdzono jednak zmiany w liczbie składanych jaj, ale to zależało od rodzaju działającego czynnika oraz badanych klonów wiązu (cv. 'Pioneer' i cv. 'Homestead').

Wyniki badań dotyczących wpływu fluorowodoru i pyłów toksycznych metali wskazały natomiast na niekorzystny dla drzew wzrost liczebności: roztoczy, mszyc i innych szkodników na terenie bezpośrednio przylegającym do zakładów emitujących te zanieczyszczenia (MAKHOVSKAYA i in. 1984). Badaniami tymi autorzy objęli kilka gatunków drzew liściastych, w tym mieszańca wiązu syberyjskiego z polnym. Ich uwagę zwróciła szczególnie duża liczba gradacji na wiązach rosnących w pobliżu emitora istotnego szkodnika drzew liściastych – krępaka brzoźowego (*Biston betularia*). Podobnie w przypadku patogenicznych grzybów stwierdza się zarówno brak wyraźnych relacji pomiędzy skażeniem środowiska i ich występowaniem (BEVAN i GREENHALGH 1983), jak i ujemne oddziaływanie zanieczyszczeń przemysłowych na grzyby patogeniczne i przez to mniejsze porażenie przez nie drzew (DOWDING i CARVILL 1980). Jednak znacznie częściej obserwuje się intensywniejsze występowanie grzybów patogenicznych na terenach skażonych przez zanieczyszczenia przemysłowe (TERMORSHUIZEN 1992). Ostatni z wymienionych autorów wskazuje na dużą złożoność tego problemu, argumentując to, podobnym jak u drzew, dużym zróżnicowaniem międzygatunkowym tolerancji grzybów patogenicznych na wpływ toksycznych substancji. Generalnie można jednak powiedzieć, że działanie zanieczyszczeń przemysłowych powoduje osłabienie drzew, czyniąc je bardziej podatnymi na atak zarówno patogenów grzybowych, jak i szkodników owadzi (HEAGLE 1982; HUGHES i LAURENCE 1984; HUTTUNEN 1984; SIERPIŃSKI 1985; BUTIN i KOWALSKI 1986). Także odwrotne w kolejności działanie tych czynników wywiera niekorzystny wpływ na drzewa. Stwierdza się między innymi, że drzewa uszkodzone przez owady są bardziej podatne na działanie toksycznych gazów (WARRINGTON i in. 1989).

Oprócz wpływu zanieczyszczeń przemysłowych również nadmierne nawożenie, szczególnie azotowe, powoduje zwiększenie podatności drzew na atak patogenów grzybowych i owadów roślinożernych. Zjawisko to jest wynikiem wpływu azotu na obniżenie poziomu fenoli, pełniących ochronną funkcję przed porażeniem przez grzyby i żerowaniem owadów (BALSBERG-PÄHLSSON 1992).

Okazuje się, że susza może w różnym stopniu oddziaływać na podatność liści wiązków na żerowanie owadów. BOSU i WAGNER (2007) badali w warunkach kontrolowanych wpływ stresu wodnego na niektóre cechy liści wiązków, decydujące o podatności na żerowanie chrząszcza *Pyrrhalta luteola*. Badacze stwierdzili, że w miarę ograniczania dostępu wody do siewek u najbardziej podatnego na tego foliofaga wiązku syberyjskiego wzrastała gęstość włosków na dolnej powierzchni liści, co utrudniało owadom żerowanie. U pośrednio tolerancyjnego wiązku amerykańskiego stres wodny redukował liczbę włosków, a u najbardziej tolerancyjnego wiązku drobnolistnego (*U. parvifolia*) nie wpływał na tę cechę. Oczywiście w większości przypadków susza zwiększa podatność drzew na działanie niekorzystnych czynników biotycznych.

Susza wpływa na podwyższenie wrażliwości wiązków na patogeny grzybowe. Przyczynami dużej podatności na holenderską chorobę wiązków (szczególnie wiązku polnego), związaną z porażeniem drzew przez patogeniczny grzyb *Ophiostoma ulmi*, są kolejno występujące po sobie niekorzystne warunki, na przykład wiosenne przymrozki i następnie długie okresy letniej suszy (STROUTS 1996). SUTHERLAND i in. (1997) stwierdzili, że patogen *Ophiostoma novo-ulmi*, wiązany przyczynowo z holenderską chorobą wiązków, wywołuje w największym stopniu defoliację u wiązku polnego, gdy średnia dobowa temperatura powietrza przewyższa 17°C, a liczba godzin słonecznych w ciągu dnia waha się w granicach 5–7. Natomiast większa liczba słonecznych godzin/dzień, niezależnie od temperatury, hamowała inwazję tego grzyba. Działanie patogena było też zredukowane w warunkach niskiej temperatury (< 15,5°C) przy małym nasłonecznieniu (<4,5 godziny/dzień).

Przytoczone wyżej przykłady wskazują, jak różna może być reakcja drzewa na wpływ określonego czynnika stresowego w zależności od innych, jednocześnie działających czynników abiotycznych i biotycznych. Ponieważ w warunkach naturalnych zawsze mamy do czynienia z jednoczesnym wpływem wielu różnych czynników, przeprowadzenie analizy danego czynnika stresowego jest bardzo trudne, a wyniki i wnioski różnych badaczy bywają często rozbieżne. Ponadto nawet przeprowadzając badania w warunkach kontrolowanych, należy wziąć pod uwagę oddziaływanie czynników wewnętrznych.

8.1.5. PODSUMOWANIE

Wiązy są stosunkowo tolerancyjne na działanie niskich temperatur, natomiast poza wiązkiem syberyjskim są one bardziej wrażliwe na wpływ wysokich temperatur od drzew większości innych rodzajów. Na suszę względnie odpor-

ny jest wiąz polny, a pozostałe dwa gatunki występujące w Polsce wykazują większą wrażliwość. Natomiast nadmiar wody (zalewanie gruntów) lepiej znosi wiąz szypułkowy, a wrażliwsze od niego są wiąz polny i górski.

Na działanie soli (głównie NaCl) wiąz górski i polny wykazują pośrednią tolerancję, zaś co do wrażliwości wiąz szypułkowego istnieją skrajnie rozbieżne opinie. Spośród innych gatunków wiązów za stosunkowo tolerancyjny na zasolenie można uznać jedynie wiąz syberyjski.

Omówione trzy gatunki wiązów nadają się z powodzeniem do nasadzeń na terenach będących pod wpływem emisji toksycznych zanieczyszczeń o charakterze kwasowym (SO_2 , NO_x , HF) oraz toksycznych metali. Są jednak wrażliwe na utleniacze (ozon) oraz węglowodory. Wszystkie trzy gatunki wiązów stosunkowo dobrze znoszą nawet najtrudniejsze warunki miejskie.

Instytut Dendrologii PAN
ul. Parkowa 5
62-035 Kórnik

LITERATURA

- AL GHARBI A., HIPKINS C.R. 1984. Studies on nitrate reductase in british angiosperm. I. A comparison of nitrate reductase activity in rudeal, woodland-edge and woody species. *New Phytol.* 97: 629–639.
- ANGELS G., EVERT R.F., KOZŁOWSKI T.T. 1986. Development of lenticels and adventitious roots in flooded *Ulmus americana* seedlings. *Can. J. For. Res.* 16(3): 585–590.
- AMTHOR J.S. 2000. Direct effect of elevated CO_2 on nocturnal in situ leaf respiration in nine temperate deciduous tree species is small. *Tree Physiol.* 20(2): 139–144.
- ANONIM 1975a. Will elms make a comeback? *Farm J.* 99(10): 43.
- ANONIM 1975b. The stately elm returns. *Agric. Res.* 24(3): 3–4.
- ANTIPOV V.G. 1957. Vliyanie dyma i gaza, vybrasyvaemykh promyshlennymi predpriyatiami, na sezonnoe razvitie derev'ev i kustarnikov. *Botan. Zhurn.* 42(1): 92–55.
- ANTIPOV V.G. 1970. The effect of SO_2 on the reproductive organs of woody plants. *Ohrana prirody na Urale, Sverdlovsk 7*: 31–35 [For. Abstr. 32: 752, 1971].
- BABAEV A.G., OVEZLIEV A.O. 1994. Reclamation of sands by crop cultivation near oases in Turkmenistan. *Arid Soil Res. Rehab.* 8(1): 93–99.
- BACONE J., BAZZAZ F.A., BOGGESS W.R. 1976. Correlated photosynthetic responses and habitat factors of two successional tree species. *Oecologia* 23(1): 63–74.
- BALSBERG-PAHLSSON A.M. 1992. Influence of nitrogen fertilization on minerals, carbohydrates, amino acids and phenolic compounds in beech (*Fagus sylvatica* L.). *Tree Physiol.* 10: 93–100.

- BARRICK W.E., DAVIDSON H. 1980. Deicing salt spray injury in Norway maple as influenced by temperature and humidity treatments. *HortScience* 15(2): 203–205.
- BATTAGLIA L.L., SHARITZ R.R. 2006. Responses of floodplain forest species to spatially condensed gradients: a test of the flood-shade tolerance tradeoff hypothesis. *Oecologia* 147: 108–118.
- BELL D.T. 1997. Eighteen years of change in an Illinois streamside deciduous forest. *J. Torrey Bot. Soc.* 124(2): 174–188.
- BESSONOVA V.P., YUSYPIVA T.I. 1998. Effect of pollution of the natural environment on the fruiting of woody plants. *Lesn. Khoz.* 2: 39–40. [TreeCD 1973–2000/1].
- BEVAN R.J., GREENHALGH G.N. 1983. Pyrenomycetes and ascomycetes on sycamore wood and bark in the northwest of England. *British Mycol. Soc.* 80(1): 83–89.
- BIAŁOBOK S. 1957. Uszkodzenia mrozowe korzeni drzew i krzewów w szkółkach kórniczych w zimie 1955/56 r. *Arbor. Kórnicke* 3: 179–203.
- BIAŁOBOK S. 1978. Ochrona roślin w najbliższym otoczeniu człowieka. W: *Ochrona i kształtowanie środowiska przyrodniczego*. Zakł. Ochr. Przyr. PAN, Kraków, s. 255–284.
- BIAŁOBOK S. 1979. Identification of resistant or tolerant strains and artificial selection or production of such strains in order to protect vegetation from air pollution. Symp. on the effects of air-borne pollution on vegetation. UN ECE, Warsaw, 20–24 August 1979.
- BIAŁOBOK S. 1984. Controlling atmospheric pollution. W: M. TRESHOW (red.), *Air pollution and plant life* 18: 451–478. John Wiley and Sons, Chichester, New York, Brisbane, Toronto, Singapore.
- BIAŁOBOK S. (red.) 1989. *Życie drzew w skażonym środowisku*. Nasze Drzewa Leśne 21. PWN, Poznań.
- BIAŁOBOK S., OLEKSYN J., RACHWAŁ L. 1984. Selection of trees and shrubs for forest restructuring in industrial regions. 8.4. W: W. GRODZIŃSKI, J. WEINER, P.F. MAYCOCK (red.), *Forest ecosystems in industrial regions*. *Ecol. Stud.* 49: 239–244.
- BLACK-SAMUELSSON S., WHITELEY R.E., JUNZHAN G. 2003. Growth and leaf morphology response to drought stress in the riparian broadleaved tree, *Ulmus laevis* (Pall.). *Silvae Genet.* 52(5–6): 292–299.
- BLOM C.W.P.M. 1999. Adaptations to flooding stress: from plant community to molecule. *Plant Biol.* 1(3): 261–273.
- BLOOD L.E., TITUS J.H. 2010. Microsite effects on forest regeneration in a bottomland swamp in western New York. *J. Torrey Bot. Soc.* 137(1): 88–102.
- BOLSTAD P.V., DAVIS K.J., MARTIN J., COOK B.D., WANG W. 2004. Component and whole-system respiration fluxes in northern deciduous forests. *Tree Physiol.* 24(5): 493–504.
- BOSU P.P., WAGNER M.R. 2007. Effects of induced water stress on leaf trichome density and foliar nutrients of three elm (*Ulmus*) species: Implications for resistance to the elm leaf beetle. *Environ. Entomol.* 36(3): 595–601.

- BRASIER C.M., LEA J., RAWLINGS M.K. 1981. The aggressive and non-aggressive strains of *Ceratocystis ulmi* have different temperature optima for growth. *Transact. British Mycol. Soc* 76(2): 213–218.
- BRAUN G., SCHÖNBORN A. VON, WEBER E. 1978. Untersuchungen zur relativen Resistenz von Gehölzen gegen Auftausalz (Natriumchlorid). *Allg. Forst Jagdz.* 149(2–3): 21–35.
- BROGOWSKI Z., CZERWIŃSKI Z., PRACZ J. 1977. Stan równowagi jonowej a odporność drzew i krzewów parkowych na NaCl. *Roczn. Nauk Roln.* A 102(2): 51–64.
- BUGALA W. 1991. Drzewa i krzewy dla terenów zieleni. PWRiL, Warszawa.
- BURG J. VAN DEN 1981. Tabellarisch overzicht van de gevoeligheid van gevoeligheid van bomen en struiken voor strooizout Rijkskksinstituut voor onderzoek in de bos – en landschapsbouw „De Dorschkamp”, Wageningen, Repport 252.
- BURG J. VAN DEN, KOPINGA J. 1981. De gevoeligheid van bomen voor strooizout. *Tuin en Landschap* 3(7): 28–31.
- BUTIN H., KOWALSKI T. 1986. Die natürliche Astreitung und ihre biologischen Voraussetzungen. III. Die Pilzflora von Ahorn, Erle, Birke, Hainbuche und Esche. *Eur. J. For. Path.* 16(3): 129–138.
- BYTNEROWICZ A., MOLSKI B. 1974. Wpływ atmosferycznego dwutlenku siarki na roślinność. *Wiadomości Bot.* 18(3): 169–182.
- CEULEMANS R., SAUGIER B. 1991. Photosynthesis. W: A.S. RAGHAVENDRA (red.), *Physiology of trees*. A Wiley-Interscience Publication, New York, Chichester, Brisbane, Toronto, Singapore, s. 21–50.
- CHEN X., XU L. 2012A. Phenological responses of *Ulmus pumila* (Siberian Elm) to climate change in the temperate zone of China. *Int. J. Biometeorol.* 56: 695–706.
- CHEN X., XU L. 2012B. Temperature controls on the spatial pattern of tree phenology in China's temperate zone. *Agric. For. Meteorol.* 154–155: 195–202.
- CHEN X.W., ZHANG X.S., ZHOU G.S., CHEN J.Z. 2000. Spatial distribution characteristics of major tree species at NECT – geostatistics and fractal methods. *Sci. Silv. Sin.* 36(6): 35–38.
- CHUINE I., BELMONTE J., MIGNOT A. 2000. A modelling analysis of the genetic variation of phenology between tree populations. *J. Ecol.* 88(4): 561–570.
- CONSTANTINIDOU H.A., KOZLOWSKI T.T. 1979a. Effects of sulfur dioxide and ozone on *Ulmus americana* seedlings. I. Visible injury and growth. *Can. J. Bot.* 57(2): 170–175.
- CONSTANTINIDOU H.A., KOZLOWSKI T.T. 1979b. Effects of sulfur dioxide and ozone on *Ulmus americana* seedlings. II. Carbohydrates, proteins, and lipids. *Can. J. Bot.* 57(2): 176–184.
- CORNELISSEN T., STILING P. 2011. Similar responses of insect herbivores to leaf fluctuating asymmetry. *Arthropod-Plant Interact.* 5(1): 59–69
- COZZI A., FERRETTI M., INNES J.L. 2000. Sintomi fogliari attribuibili ad ozono sulla vegetazione spontanea in Valtellina. *Monti e Boschi* 51(3/4): 42–49.

- CRESS W.A., JOHNSON G.V. 1987. The effect of three osmotic agents on free proline and amino acid pools in *Atriplex canescens* and *Hilaria jamesii*. *Can. J. Bot.* 65: 799–801.
- CZYŻ A., GODZIK S., GRESZTA J., OLSZOWSKI 1968. Wpływ przemysłowych zanieczyszczeń powietrza na glebę i lasy w wybranych rejonach województwa katowickiego. *Ochr. Przyr.* 33: 309–338.
- DALE E.E. JR., WARE S. 2004. Distribution of wetland tree species in relation to a flooding gradient and backwater versus streamside location in Arkansas, U.S.A. *J. Torr. Bot. Soc.* 131(2): 177–186.
- DASCH J.M. 1989. Dry deposition of sulfur dioxide or nitric acid to oak, elm and pine leaves. *Environ. Pollut.* 59(1): 1–16.
- DAVIES J., KOZŁOWSKI T.T. 1977. Variations among woody plants in stomatal conductance and photosynthesis during and after drought. *Plant Soil* 46(2): 435–444.
- DAVIS D.D. 1976. Resistance of holly to air-pollutants such as ozone. *Holly Letter* 55: 1–2.
- DAVIS D.D., COPPOLINO J.B. 1974. Relative ozone susceptibility of selected woody ornamentals. *HortSci.* 9(6): 537–539.
- DAVISON A.W., BARNES J.D., RENNER C.J. 1988. Interaction between air pollutants and cold stress. W: S. SCHULTE-HOSTEDE, N.M. DARRALL, L.W. BLANK, A.R. WELLBURN (red.), *Air pollution and plant metabolism*. Elsevier Applied Science, London, New York, s. 307–328.
- DÄSSLER H.G., RANFT H., REHN K.H. 1972. Zur Widerstandsfähigkeit von Gehölzen gegenüber Fluorverbindungen und Schwefeldioxid. *Flora* 161: 289–302.
- DEVITT D.A., MORRIS R.L., FENSTERMAKER L.K. 2005. Foliar damage, spectral reflectance, and tissue ion concentrations of trees sprinkle irrigated with waters of similar salinity but different chemical composition. *HortSci.* 40(3): 819–826.
- DOCHINGER L.S. 1971. The symptoms of air pollution injuries to broad-leaves forest trees. 5-th IUFRO Congress, Sec. 24. Fume Damage, Gainesville.
- DOCHINGER L.S. 1976. Effects of soil applications of acidified solutions on growth and survival of forest tree species. *Proc. Am. Phytopath. Soc.* 3: 304.
- DOLGOVA L.G., KUCHMA V.N. 1977. Ispol'zovanie drevesno-kustarnikovykh rasteniy v kachestve pokazatelye zagryazneniya sredy rodanidami. *Biol. Nauki* 1(157): 92–95.
- DOLLAR K.E., PALLARDY S.G., GARRETT H.G. 1992. Composition and environment of floodplain forests of northern Missouri. *Can. J. For. Res.* 22(9): 1343–1350.
- DOWDING P., CARVILL P.H. 1980. A reduction of counts of *Sporobolomyces roseus* Kluver on ash (*Fraxinus excelsior* L.) leaves in Dublin city. *Irish J. Environ. Sci.* 1(1): 65–68.
- DRAGSTED J. 1980. Vejsalt og vejtraer. *Laboratorierapport* 46: 1–77.
- DRAGSTED J., KUBIN E. 1990. Some results from Danish investigations in salt stress on trees. *Proceedings of the SNS Seminar „Stress in Nature”, Oulanka, Finland, September 11–14, 1989. Aquilo. Ser. Botanica* 29: 21–23.
- DREIESTADT S.H., DAHLSTEN D.L. 1991. Establishment and overwintering of *Tetrastichus gallerucae* (Hymenoptera: Eulophidae), an egg parasitoid of the elm leaf beetle (Co-

- leoptera: Chrysomelidae) in northern California. *Environ. Entomol.* 20(6): 1711–1719.
- DULAMSUREN C., HAUCK M., NYAMBAYAR S., BADER M., OSOKHJARGAL D., OYUNGEREL S., LEUSCHNER C. 2009. Performance of Siberian elm (*Ulmus pumila*) on steppe slopes of the northern Mongolian mountain taiga: Drought stress and herbivory in mature trees. *Environ. Exp. Bot.* 66(1): 18–24.
- DUSHKOV V.Y. 1983. Improvement of the condition of weakened stands of *Ulmus pumila* var. arborea on a rehabilitated solonetz complex. *Lesn. Khoz.* 2: 24–25. [TreeCD 1973–2000/1].
- ELIAS P. 1978. Water deficit of plants in an oak-hornbeam forest. *Preslia* 50(1): 173–188.
- ENGSTROM H.E., MATTHEW L.S. 1942. Effects of the 1940 Armistice Day freeze on Siberian Elm in the Plains country. *J. For.* 40: 704–708.
- EVSTIGNEEV O.I. 1988. Osobennosti razvitiya širokolistvennykh derev'ev pod pologom lesa pri razlichnoj osveshchennosti. *Bot. Zhurn.* 73(12): 1730–1736.
- FARSKÝ O. 1957. Škodlivé následky červencové povodni v lužních lesích na Gabčíkovsku v roce 1954. *Lesn. Čas.* 3(2/3): 100–157.
- FAVARO A., BATTISTI A. 1993. Observations on the elm bark beetle *Scolytus pygmaeus* (Fabricius) (Coleoptera, Scolytidae) as a possible vector of the fungus *Ophiostoma ulmi* (Schwarz) Nannfeldt. *Redia* 76(2): 459–466.
- FEDER W.A. 1976. Impact of saline mists on woody plants. *Proc. Am. Phytopath. Soc.* 3: 228
- FEDOROVA A.I., ELAGINA N.N. 1969. Water supply of agricultural shelterbelts established by the chessboard method in N. Kazakhstan. *Lesoved.* 3: 66–74. [TreeCD 1937–1972].
- FELT E.P., BROMLEY S.W. 1944. The insect menace to shade trees in the northeast. *J. Econ. Entomol.* 37: 212–213.
- FOY C.D., CHANEY R.L.L., WHITE M.C. 1978. The physiology of metal toxicity in plants. *Ann. Rev. Plant Physiol.* 29: 511–566.
- FROLOV A.K., GORYSHINA T.K. 1982. Features of the photosynthetic apparatus of certain trees in urban environments. *Bot. Zhurn.* 67(5): 599–609. [TreeCD 1973–2000/1].
- GARBER K. 1967. Luftverunreinigung und ihre Wirkungen. *Borntaeger*, Berlin.
- GEORGESCU C.C., CATRINA I. 1953. Contributii la cunoasterea transpiratiei speciilor forestiere din perdelele de protectie. *Rev. Padurilor* 68(1): 12–14. [TreeCD 1937–1972].
- GERHARD H. 1956. Bewahrte Windschutzanlagen in Schleswig-Holstein. *Holzschutz, Reinbek* 10(1): 1–3.
- GEYER W.A. 1993. Influence of environmental factors on woody biomass productivity in the central Great Plains, U.S.A. *Biomass and Bioenergy* 4(5): 333–337.
- GEYER L.A., KIRKWOOD E. 1985. Change in community attributes due to high water damage in Spicer Lake Nature Preserve, St. Joseph County, Indiana. *Proc. Indiana Acad. Sci.* 95: 203–208.
- GIBBS J.N., GREIG B.J.W. 1977. Some consequences of the 1975–1976 drought for Dutch elm disease in southern England. *Forestry* 50(2): 145–154.

- GLÄSER J., VOLK H. 2009. The historical development of floodplain forests in Germany – a review. *Allg. Forst Jagdztg.* 180(7–8): 140–151.
- GONZÁLEZ-MUÑOZ N.P., CASTRO-DÍEZ P., FIERRO-BRUNNENMEISTER N. 2011. Establishment success of coexisting native and exotic trees under an experimental gradient of irradiance and soil moisture. *Environ. Manage.* 48: 764–773.
- GREENWAY H., MUNNS R. 1980. Mechanisms of salt tolerance in nonhalophytes. *Ann. Rev. Plant Physiol.* 31: 149–190.
- GREGUSS L. 1968. Microsporogenesis in *Ulmus* spp. and the influence of ecological conditions on its development. *Ved. Prace Vyskum. Ust. Lesn. Hosp.* 10: 45–69. [TreeCD 1943–1971].
- GRILL D., ESTERBAUER H. 1973. Cystein und glutathion in gesungen und SO₂ – geschädigten Fichtennadeln. *Eur. J. For. Path.* 3: 65–71.
- GRIMSTAD S.O. 1985. Jordarbeiding, kalking og gjødsling til lignoser og gras i sterkt forurenset industrimiljø. *Forskning og Forsok i Landbruket* 36(3): 117–125.
- GRUZDEV D.M. 1959. Vliyanie zasolennosti pochv na rost duba i drugikh porod v usloviyakh orosheniya v Azerbajdzanskoj SSR. *Pochvoved.* 3: 91–98.
- GUNZL L. 1999. Die Waldverhältnisse im Naturreservat Marchauen. *Forderungsdienst* 47(1): 14–15, 17–19.
- HAASE D., GLÄSER J. 2009. Determinants of floodplain forest development illustrated by the example of the floodplain forest in the District of Leipzig. *For. Ecol. Manage.* 258(5): 887–894.
- HADDAD Y. 1999. La sensibilite des arbres d'alignement a la pollution saline. *PHM Revue Horticole* 399: 38–40.
- HALBWACHS G. 1984. Organismal responses of higher plants to atmospheric pollutants: Sulphur dioxide and fluoride. W: M. TRESHOW (red.), *Air pollution and plant life.* John Wiley and Sons Ltd., Chichester, New York, Brisbane, Toronto, Singapore, s. 175–214.
- HALBWACHS G. 1989. Physiological responses to air pollution. *Ann. Sci. For.* 46 suppl.: 536–542.
- HALL R.W., BARGER J.H., TOWNSEND A.M. 1988. Effects of simulated acid rain, ozone and sulfur dioxide on suitability of elms for elm leaf beetle. *J. Arboricult.* 14(3): 61–66.
- HALL R.B.W., HARCOTBE P.A. 1998. Flooding alters apparent position of floodplain saplings on a light gradient. *Ecology* 79(3): 847–855.
- HALL R.B.W., HARCOTBE P.A. 2001. Sapling dynamics in a southeastern Texas floodplain forest. *J. Veget. Sci.* 12(3): 427–438.
- HAMILTON J.G., ZANGERL A.R., BERENBAUM M.R., PIPPEN J., ALDEA M., DELUCIA E.H. 2004. Insect herbivory in an intact forest understory under experimental CO₂ enrichment. *Oecologia* 138: 566–573.
- HAN Y., CASTELLO J.D., LEOPOLD D.J. 1991. Ash yellows, drought, and decline in radial growth of white ash. *Plant Disease* 75(1): 18–23.

- HANSEN L.O., SOMME L. 1994. Cold hardiness of the elm bark beetle *Scolytus laevis* Chapuis, 1873 (Col., *Scolytidae*) and its potential as Dutch elm disease vector in the northernmost elforests of Europe. *J. Appl. Entomol.* 117(5): 444–450.
- HARBORNE J.B. 1997a. Biochemiczne podstawy adaptacji do warunków klimatycznych. II. W: K. JURKOWSKA (red.), *Ekologia biochemiczna*. PWN, Warszawa, s. 21–35.
- HARBORNE J.B. 1997b. Biochemiczna adaptacja do warunków glebowych. III. W: K. JURKOWSKA (red.), *Ekologia biochemiczna*. PWN, Warszawa, s. 35–45.
- HARTMANN G., NIENHAUS F., BUTIN H. 1988. *Farbatlas Waldschaden: Diagnose von Baumkrankheiten*. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- HAUT H. VAN 1975. Kurzzeitversuche zur Ermittlung der relativen Phytotoxizität von Stickstoffdioxid. *Staub – Reinhalt Luft* 35(5): 187–193.
- HAUT H. VAN, STRATMANN H. 1967. Experimentelle Untersuchungen über die Wirkung von Stickstoffdioxid auf Pflanzen. *Schriftenreihe Landesanstalt für Immissions- und Bodennutzungsschutz* 7: 50–70.
- HE Y.L., JIA X.F. 1986. Effect of air pollution by chlorine and sulphur dioxide on the soluble carbohydrate in common tree leaves in north China. *Plant Physiol. Commun. Zhiwu Shenglixue Tongxun* 1: 22–24. [TreeCD 1973–2000/1].
- HEAGLE A.S. 1982. Interactions between air pollutants and parasitic plant diseases. W: M.H. UNSWORTH, D.P. ORMROD (red.), *Effects of gaseous air pollutants in agriculture and horticulture*. Butterworths, London, s. 333–348.
- HESMER H., GUNTHER K.H. 1962. Effects of the drought year of 1959 in the forests of North Rhine-Westphalia. *Forstarchiv* 33(6): 113–125. [TreeCD 1937–1972].
- HEYBROEK H.M. 1979. Elms and shelterbelts; report on a study tour to two forest research institutes in the USSR. *Rijksinstituut-voor-Onderzoek-in-de-Bosen-Landschapsbouw-„De-Dorschkamp”-Wageningen*, 184.
- HBIRKOU C., MARTIUS C., KHAMZINA A., LAMERS J.P.A., WELP G., AMELUNG W. 2011. Reducing topsoil salinity and raising carbon stocks through afforestation in Khorezm, Uzbekistan. *J. Arid Environ.* 75: 146–155.
- HIGA M., MORIYAMA T., ISHIKAWA S. 2012. Effects of complete submergence on seedling growth and survival of five riparian tree species in the warm-temperate regions of Japan. *J. For. Res.* 17(2): 129–136.
- HINDAWI L.J. 1970. Air pollution injury to vegetation. U.S. Dept. Health, Education and Welfare. National Air Pollution Control Administration, Raleigh, North Carolina.
- HOLMES F.W. 1961. Salt injury to trees. *Phytopath.* 51(10): 712–718.
- HORD H.H.V., GROENEWOUD H. VAN, RILEY C.G. 1957. Low temperature injury to roots of White Elm. *Forest Chronol.* 33(2): 156–163.
- HOSNER J.F. 1957. Effects of water upon the seed germination of bottomland trees. *For. Sci.* 3(1): 67–70.
- HOSNER J.F. 1960. Relative tolerance to complete inundation of fourteen bottomland tree species. *For. Sci.* 6(3): 246–251.
- HUGHES P.R., LAURENCE J.A. 1984. Relationship of biochemical effects of air pollutants on plants to environmental problems: Insect and microbial interactions. W: M.J. Ko-

- ZIOL, F.R. WHATLEY (red.), Gaseous air pollutants and plant metabolism. Butterworths, London, s. 361–377.
- HUTTUNEN S. 1984. Interactions of disease and other stress factors with atmospheric pollution. W: M. TRESHOW (red.), Air pollution and plant life. John Willey and Sons Ltd., Chichester, New York, Brisbane, Toronto, Singapore, s. 321–356.
- IMPENS R.A., DELCARTE E. 1979. Survey of urban trees in Brussels, Belgium. *J. Arboricult.* 5(8): 169–176.
- IVANOV L.A. 1957. 'Transpiration resistance' and the influence of high and low temperatures on it. *Fiziol. Rast.* 4(5): 409–416. [TreeCD 1937–1971].
- JIANG G.M. 1996. Changes in the pH of tree bark and its role as a bio-indicator of acid air pollution. *J. Plant Res. Environ.* 5(2): 28–33. [TreeCD 1972–2000/1].
- JIANG W.W., XIANG Q.B. 2000. Application of the analytic hierarchy process to evaluation and selection of garden trees in arid regions. *J. Nanjing For. Univ.* 24(6): 63–67. [TreeCD 2000–2005].
- JOHNSON F.L., BELL D.T. 1976. Tree growth and mortality in the streamside forest. *Castanea* 41(1): 34–41
- JURIADO I., LIIRA J., PAAL J. 2009. Diversity of epiphytic lichens in boreo-nemoral forests on the North-Estonian limestone escarpment: the effect of tree level factors and local environmental conditions. *Lichenologist* 41: 81–96.
- KAIS A.G., SMALLEY E.B., RIKER A.J. 1962. Environment and development of Dutch Elm disease. *Phytopath.* 52(11): 1191–1196.
- KARNOSKY D.F. 1988. 'Across Central Park' Chinese elm. *HortSci.* 23(5): 925–926.
- KAROLEWSKI P. 1979. Effect of the action of some chemical substances on the degree of injury caused by SO₂. *Arbor. Kórnickie* 24: 307–312.
- KAROLEWSKI P. 1989. Oddziaływanie zanieczyszczeń przemysłowych na procesy fizjologiczne i metabolizm roślin. W: S. BIAŁOBOK (red.), Życie drzew w skażonym środowisku. *Nasze Drzewa Leśne* 21: 273–339.
- KELLER T. 1974. The use of peroxidase activity for monitoring and mapping air pollution areas. *Eur. J. For. Path.* 4(1): 11–19.
- KELLER T. 1975. Zur Fluor-Translokation bei Waldbäumen. *Mitt. Eidg. Anst. Forst. Versuch.* 51(3): 335–356.
- KELLER T. 1978. Wintertime atmospheric pollutants – do they affect the performance of deciduous trees in the ensuing growing season? *Environ. Pollut.* 16(4): 243–247.
- KELLER T. 1981. Winter uptake of airborne SO₂ by shoots of deciduous species. *Environ. Pollut. (Ser. A)* 26: 313–117.
- KHAMZINA A., LAMERS J.P., MARTIUS C., WORBES M., VLEK P.L.G. 2006. Potential of nine multipurpose tree species to reduce saline groundwater tables in the lower Amu Darya River region of Uzbekistan. *Agroforest Syst.* 68: 151–165.
- KHAMZINA A., LAMERS J.P.A., VLEK P.L.G. 2008. Tree establishment under deficit irrigation on degraded agricultural land in the lower Amu Darya River region, Aral Sea Basin. *For. Ecol. Manage.* 255(1): 168–178.

- KING J.E., PRICE R.G. 1986. Effects of temperature on fecundity and adult longevity of the elm leaf beetle, *Pyrrhalta luteola* (Müller). Southwest. Entomol. 11(1): 51–54.
- KIRBY B., SANTELMANN P.W. 1964 Germination and emergence of Winged Elm seed. Weeds 12(4): 277–279.
- KITAO M., LEI T.T., KOIKE T. 1997. Comparison of photosynthetic responses to manganese toxicity of deciduous broad-leaved trees in northern Japan. Environ. Pollut. 97(1–2): 113–118.
- KLINCSEK P., TÖRÖK K. 1978. A fák és a cserjék viselkedése az utak téli sózásával szemben. Kertgazdaság 10(3):39–50.
- KLUCZYŃSKI B. 1976. Oddziaływanie fluoru i jego związków na rośliny. Arbor. Kórnickie 21: 401–418.
- KNABE W. 1976. Effects of sulfur dioxide on terrestrial vegetation. Ambio 5(5/6): 213–218.
- KOIKE T., KITANO M., MARUYAMA Y., MORI S., LEI T.T. 2001. Leaf morphology and photosynthetic adjustments among deciduous broad-leaved trees within the vertical canopy profile. Tree Physiol. 21(12/13): 951–958.
- KON H., OKITSU S. 1995. Structure and regeneration of *Ulmus davidiana* var. *japonica* forest at Mt. Asama and Mt. Togakushi, central Japan. Technical Bull. Faculty Horticult. 49: 99–110.
- KONTIC R., BRAKER O.U., NIZON V., MÜLLER R. 1990. Jähringanalytische Untersuchungen im Sihlwald. Schweiz. Zeitschr. Forstw. 141(1): 55–76.
- KOTHEIMER J.B., RICH A.E., SHORTLE W.C. JR. 1967. The role of ions in the etiology of maple decline. Phytopath. 57(4): 342.
- KOZYUKINA ZH.T., OBRAZTSOVA V.I. 1973. Changes in the free and bound amino acids in the leaves of trees and shrubs under the influence of the coke and coal-tar chemical industry. Ukr. Bot. Zhurn. 30(3): 332–339.
- KRAMER K., VREUGDENHIL S.J., WERF D.C. VAN DER 2008. Effects of flooding on the recruitment, damage and mortality of riparian tree species: A field and simulation study on the Rhine floodplain. For. Ecol. Manage. 255(11): 3893–3903.
- KRETININ V.M., DUBOVSKAYA L.V. 1984. Reaction of trees to soil alkalinity and salinity. Soviet Soil Sci. 16(4): 52–58.
- KRIEBITZSCH B.H. 1987. Aufforstung der ehemaligen Domane Blexersande: Aufbau eines Erholungswaldes auf Marschenboden im Einzugsberich der Stand Nordenham. Aus dem Walde 41: 270–284.
- KRÓL S., KUŚWIK H. 1985. Odporność drzew i krzewów w strefie działania toksycznych gazów wokół Poznańskich Zakładów Nawozów Fosforowych. Roczn. AR w Poznaniu, Ser. Ogródnictwo 156: 151–168.
- LARCHER W. 1995. Plants under stress. W: Physiological plant ecology. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, Barcelona, Budapest, Hong Kong, London, Milan, Paris, Tokyo, s. 321–448.
- LECHOWICZ M.J. 1987. Resource allocation by plants under air pollution stress: Implications for plant-pest-pathogen interactions. Bot. Rev. 53(3): 281–300.

- LEE J.J., WEBER D.E. 1983. Effects of sulfuric acid rain on decomposition rate and chemical element content of hardwood leaf litter. *Canadian Journal of Botany* 61(3): 872–879.
- LEHMANN M. 2000. Reaktion von Gehözen auf das Oderhochwasser im Jahre 1997. *Gesunde Pflanzen* 52(5): 142–147.
- LEONE I.A., FLOWER F.B., ARTHUR J.A., GILMAN E.F. 1977. Damage to woody species by anaerobic landfill gases. *J. Arboricult.* 3(12): 221–225.
- LI C.S., LI M., ZHANG Y.J., LIN B.Q. 1994. Planting tree species on soda-saline-alkali soil. International symposium on forest soils, Ciudad Guayana, Venezuela, 22–28 November 1992. *Interciencia* 19(6): 379–381.
- LI J.J. 1984. The exposure of woody plants to O₃ and HF and stress ethylene release. *Sci. Silvae Sinicae* 20(4): 359–365.
- LI L., PAN N.X., LI H. 2012. Responses of photosystem II (PSII) Function in leaves and samaras of *Ulmus pumila* to chilling and freezing temperatures and subsequent recovery. *Int. J. Agric. Biol.* 14(5): 739–744.
- LI Y.G., JIANG G.M., LIU M.Z., NIU S.L., GAO L.M., CAO X.C. 2007. Photosynthetic response to precipitation/rainfall in predominant tree (*Ulmus pumila*) seedlings in Hunshandak Sandland, China. *Photosynthetica* 45(1): 133–138.
- LI Y.G., JIANG G.M., NIU S.L., LIU M.Z., PENG Y., YU S.L., GAO L.M. 2003. Gas exchange and water use efficiency of three native tree species in Hunshandak Sandland of China. *Photosynthetica* 41(2): 227–232.
- LI Y.G., LI L.H., JIANG G.M., NIU S.L., LIU M.Z., GAO L.M., PENG Y., JIANG C.D. 2004. Traits of chlorophyll fluorescence in 99 plant species from the sparse-elm grassland in Hunshandak Sandland. *Photosynthetica* 42(2): 243–249.
- LINZON S.N., MCILVEEN W.D., TEMPLE P.J. 1973. Sulphur dioxide injury to vegetation in the vicinity of a sulphite pulp and paper mill. *Water, Air, and Soil Pollution* 2: 129–134.
- LITTLE P. 1973. A study of heavy metal contamination of leaf surfaces. *Environ. Pollut.* 5(3): 159–172.
- LIU G.F., YANG C.P., WEN S.L., LIU G.J., WANG Y.X. 1998. Endogenous hormone change of three tree species under salt stress. *J. North. For. Univ.* 26(1): 1–3. [TreeCD 2000–2005].
- LIU R.K., SHEN G.W., LIU X.J. 1983. A study on physiological responses of plants to SO₂. II. SO₂ injury and the protective effects of stomata and ABA. *Plant Physiol. Commun. Zhiwu Shenglixue Tongxun* 4: 25–28. [TreeCD 1973–2000/1].
- LIU Q.J. 1989. Drought resistance of the major tree species in Fuxin of Liaoning province. *J. North. For. Univ.* 17(1): 93–99.
- LIU Y.J., DING H., ZHU Y.G. 2005. Metal bioaccumulation in plant leaves from an industrial area and the Botanical Garden in Beijing. *J. Environ. Stud.* 17(2): 294–300.
- LOMAKIN A.G., STEPANOV A.M., TOROKHTUN I.M. 1978. Rost i produktivnost' drevesnykh porod v zavisimosti ot uslovii uvlazhneniya pochvy. *Lesn. Khoz.* 11: 35–39.

- LONSDALE D., GIBBS J. 2002. Effect of climate change on fungal diseases of trees. For. Comm. Bull. 125: 83–97.
- LORIMER C.G. 1983. A test of the accuracy of shade-tolerance classifications based on physiognomic and reproductive traits. Can. J. Bot. 61: 1595–1598.
- LOUCKS W.L., KEEN R.A. 1973. Submersion tolerance of selected seedling trees. J. For. 71(8): 496–497.
- LOVČIJ N.F. 1962. The effect of extremely low temperatures on the increment of trees. Lesn. Zhurn. 5(2): 33–36. [For. Abstr. 24, 970 (1963)].
- LYSOVA N.V. 1972. The biology of *Ulmus pumila*. Byull. Glav. Bot. Sada. 85: 17–22. [TreeCD 1937–1972].
- ŁUKASIEWICZ A. 1973. Dobór drzew, krzewów i bylin dla m. Poznania. Cz. I. Drzewa. Wiad. Bot. 17: 252–264.
- ŁUKASIEWICZ A. 1975. Wpływ warunków miejskich na rytmikę rozwojową roślin. Wiad. Bot. 19(1): 85–90.
- ŁUKASIEWICZ A. 1989. Drzewa w środowisku miejsko-przemysłowym. W: S. BIAŁOBOK (red.), Życie drzew w skażonym środowisku. Nasze Drzewa Leśne 21: 49–85. PWN, Poznań.
- MAKHOVSKAYA M.A., ZEMKOVA R.I., KRUGLIKOV S.A. 1984. Effect of industrial pollutants on the ash composition of leaves from woody plants and their infestation by arthropods. Soviet J. Ecol. 15(3):115–119.
- MALHOTRA S.S., KHAN A.A. 1980. Effects of sulphur dioxide and other air pollutants on acid phosphatase activity in pine seedlings. Biochem. Physiol. Pflanzen. 175: 228–236.
- MARTIN K. 1994. Vitalitätserhebung der Stadtbäume in München 1991. Allg. For. Zeitschr. 49(4): 176–178.
- MARTIN C.A., INGRAM D.L., NELL T.A. 1989. Supraoptimal root-zone temperature alters growth and photosynthesis of holly and elm. J. Arbor. 15(11): 272–276.
- MATERNA J. 1963. Zvyšování odolnosti dřevín proti účinkům kouřových plynů hnojením. Práce výzk. ústavů lesn. ČSSR 26: 207–235.
- MATTIS G.Y., BADANOV A.P., SAVICHEV V.D., KHAVILOV V.S., KRYUCHKOV S.N. 1975. [Selection of mother trees in arid conditions for protective afforestation]. Vestnik Sel'skokhoz. Nauki 6: 60–67. [TreeCD 1943–1973].
- MATTIS G.Y., MUKHAEV B.A. 1979. Povyshenie ustoichivosti zashchitnykh nasazhdenii iz vyaza v Nizhnem Povol'zhe. Lesn. Khoz. 8: 28–31.
- McEVOY C., MCKAY H. 1997. Root frost hardiness of amenity broadleaved seedlings. Arbor. J. 21: 231–244.
- McKEE H.C., BIEBERDORF F.W. 1960. Vegetation symptoms as a measure of air pollution. J. Air Pollut. Contr. Assoc. 10(3): 222–225.
- MOHAN J.E., CLARK J.S., SCHLESINGER W.H. 2007. Long-term CO₂ enrichment of a forest ecosystem: implications for forest regeneration and succession. Ecol. Appl. 17(4): 1198–1212.

- MOLLER A.P., DONGEN S. VAN 2003. Ontogeny of asymmetry and compensational growth in elm *Ulmus glabra* leaves under different environmental conditions. *Int. J. Plant. Sci.* 164: 519–526.
- MOOI J. 1982. Beschadigingen door luchtverontreiniging. 13. W: Bosbescherming. Pudoc, Wageningen, s. 350–368.
- MORAVSKAYA A.S. 1960. Biologija i nekotorye zakonomernosti izmenenija cislennosti zimnej pjadenicy v Tellermanovskom lesu. *Trud. Inst. Les.* 48: 59–101.
- MU L.Q., SUN H.Y., ZHU N. 2004. Absorption capacity of major urban afforestation species in northeastern China to heavy metal pollutants in the atmosphere. *J. For. Res.* 15(1): 73–76.
- MURDOCH C.W., COLEMAN J.S., CAMPANA R.J. 1983. Bark cracks associated with injection wounds in elms. *J. Arboricult.* 9(3): 61–64.
- NAVARA J., HOLUB Z. 1968. Štúdium vplyvu fluórových exhalátov na rastliny. *Biol. Práce XIV/1*: 1–92.
- NEDYALKOV S., BRATANOVA S. 1988. Dynamics and accumulation of cadmium in some forest ecosystems in the Park of Freedom. *Gorsko Stepanstvo* 44(7): 15–18. [For. Abstr. 53, 3130 (1992)].
- NĚMEC A. 1957. Studie o kouřových škodach na lesních porostech v okolí papíren v České Kamenici. *Sborn. ČSl. Akad. zeměd. (Lesn.)* 3(1): 33–58.
- NEWSOME R.D., KOZŁOWSKI T.T., TANG Z.C. 1982. Responses of *Ulmus americana* seedlings to flooding of soil. *Can. J. Bot.* 60(9): 1688–1695.
- NIKITIN S.A. 1977. Features of the biology and ecology of *Ulmus pumila* var. *arborea*. *Lesoved.* 1: 90–93. [TreeCD 1973–2000/1].
- NOLAND T.L., KOZŁOWSKI T.T. 1979. Effect of SO₂ on stomatal aperture and sulfur uptake of woody angiosperm seedlings. *Can. J. Forest Res.* 9(1): 57–62.
- NYBOER R.W., EBINGER J.E. 1976. Woody vegetation survey of a terrace forest in east-central Illinois. *Castanea* 41(4): 348–356.
- OBERLI H. 1966. Schwinden des lebenden Stammholzes bei Frost. *Schweiz. Z. Forstw.* 117(7): 503–511.
- OGATA G., MAAS E.V. 1973. Interactive effects of salinity and ozone on growth and yield of garden beet. *J. Environ. Quality* 2(4): 518–520.
- OKOŁOW C. 1978. Uszkodzenia systemów korzeniowych drzew spowodowane nadmiernym ruchem turystycznym w Białowieskim Parku Narodowym. *Sylvan* 122(11): 63–71.
- OLEKSYN J., BIAŁOBOK S. 1986. Net photosynthesis, dark respiration and susceptibility to air pollution of 20 European provenances of Scots pine *Pinus sylvestris* L. *Environ. Pollut.* 40: 287–302.
- PANTYUKHOV G.A. 1968. Coldhardiness of the larvae of striated bark beetle (*Scolytus multistriatus* Marsh.). *Transl. Dep. For. Can.* 263: 1–14.
- PAOLETTI E. 1992. Effects of acidity and detergent on in vitro pollen germination and tube growth in forest tree species. *Tree Physiol.* 10(4): 357–366.
- PARIBOK T.A., SAZYKINA N.A., TOPORSKII V.N. 1989. Strontium and rubidium content of urban plants. *Bot. Zhurn.* 74(4): 528–533. [TreeCD 1973–2000/1].

- PARK Y.D., LEE D.K., BATKHUU N.O., TSOGTBAATAR J., COMBALICER M.S., PARK G.E., WOO S.Y. 2012. Woody Species Variations in Biomass Allocation, Photosynthetic WUE and Carbon Isotope Composition under Natural Drought Condition in Mongolia. *J. Environ. Sci. Manage.*, Special Issue 1: 29–37.
- PARKER M. 2003. Sustaining the elm. *Quar. J. For.* 97(2): 116, 118–120.
- PAUL R., ROCHER M., IMPENS R. 1984. Influence des epandages de CaCl_2 sur le sorbier, l'érable, le tilleul et le platane. *Bull. Soc. Roy. Bot. Belgique* 117(2): 277–284.
- PEREIRA J.S., KOZLOWSKI T.T. 1977a. Influence of light intensity, temperature, and leaf area on stomatal aperture and water potential of woody plants. *Can. J. For. Res.* 7(1): 145–153.
- PEREIRA J.S., KOZLOWSKI T.T. 1977b. Variations among woody angiosperms in response to flooding. *Physiol. Plant.* 41(3): 184–192.
- PERESIPKINA T.M., DUBOVA O.V., FENDYUR L.M. 1997. Physiological and biochemical features of plants under industrial environmental conditions. *Ukrains'kii Bot. Zhurn.* 54(5): 469–473.
- PERRY L.G., SHAFROTH P.B., BLUMENTHAL D.M., MORGAN J.A., LECAIN D.R. 2013. Elevated CO_2 does not offset greater water stress predicted under climate change for native and exotic riparian plants. *New Phytol.* 197(2): 532–543.
- PINON J., LOHOU C., CADIC A. 1999. Hybrid elms (*Ulmus* spp.): adaptability in Paris and behaviour towards Dutch elm disease (*Ophiostoma novo-ulmi*). *Acta Hort.* 496: 107–114.
- POLANCO M.C., ZWIĄZEK J.J., VOICU M.C. 2008. Responses of ectomycorrhizal American elm (*Ulmus americana*) seedlings to salinity and soil compaction. *Plant Soil* 308: 189–200.
- POZNAŃSKI R., BANAŚ J. 1993. Wstępne wyniki oceny stopnia żywotności drzew w okręgach przemysłowych. *Sylwan* 137(6): 61–65.
- PRASAD J. 1943. Drought in relation to forestry. *Indian For.* 69: 356–360.
- PRISEDSKII YU.G. 1985. Effect of air pollution with hydrogen fluoride on the content of pigments in leaves of woody plants. *Lesn. Zhurn.* 1: 35–38. [TreeCD 1973–2000/1].
- QIAN J.L., KE S.Z., HUANG J.S., XIANG C.X. 1993. Correlation between chemical elements contents in tree rings and soils. *Pedosphere* 3(4): 309–319.
- RAGHAVENDRA A.S. (red.) 1991. *Physiology of trees*. A Wiley-Interscience Publication, New York, Chichester, Brisbane, Toronto, Singapore.
- RANFT H., DÄSSLER H.G. 1970 Rauchhärteversuch an Gehölzen im SO_2 – Kabinenversuch. *Flora* 159: 573–588.
- REICH P.B., WALTERS M.B., TABONE T.J. 1989. Response of *Ulmus americana* seedlings to varying nitrogen and water status. 2. Water and nitrogen use efficiency in photosynthesis. *Tree Physiol.* 5: 173–184.
- REINERT R.A. 1984. Plant response to air pollutant mixtures. *Ann. Rev. Phytopath.* 22: 421–442.
- RHOADES R.W., STIPES R.J. 1999. Growth of trees on the Virginia Tech campus in response to various factors. *J. Arboricult.* 25(4): 211–217.

- ROBERTS B.R., DOCHINGER L.S., TOWNSEND A.M. 1986. Effects of atmospheric deposition on sulfur and nitrogen content of four urban tree species. *J. Arboricult.* 12(9): 209–212.
- ROBERTSON P.A., WEAVER G.T., CAVANAUGH J.A. 1978. Vegetation and tree species patterns near the northern terminus of the southern floodplain forest. *Ecol. Monogr.* 48(3): 249–268.
- ROHMEDEE E., SCHÖNBORN A. 1965. Der Einfluss von Umwelt und Erbgut auf die Widerstandsfähigkeit der Waldbäume gegenüber Luftverunreinigung durch Industrieabgase. Ein Beitrag zur Züchtung einer relativ rauchresistenten Fichtensorte. *Forstw. Cbl.* 84(1/2): 1–13.
- RUFFIN J., WILLIAMS D., BANERJEE U., PINNIX K. 1983. The effects of some environmental gaseous pollution on pollen-wall proteins of certain pollen grains. A preliminary study. *Grana* 22: 171–175.
- SAKAI A., WADA J. 1963. Temperature variation in overwintering trees. *Low Temp. Sci., Ser. B*, 21: 25–40. [TreeCD 1939–1971].
- SANDA J.E. 1977. Virkninger av salting, gjoedsling og utvasking på jord og planter. *Forskning og Forsoek i Landbruket* 28(4): 365–382.
- SANGI M.R., SHAHMORADI A., ZOLGHARNEIN J., AZIMI G.H., GHORBANDOOST M. 2008. Removal and recovery of heavy metals from aqueous solution using *Ulmus carpinifolia* and *Fraxinus excelsior* tree leaves. *J. Hazard. Mater.* 155(3): 513–522.
- SANO K., FUKAZAWA K. 1996. Timing of the occurrence of frost cracks in winter. *Trees* 11(1): 47–53.
- SANTAMOUR F.S. Jr. 1969. Air pollution studies on Platanus and American Elm seedlings. *Plant Dis. Report* 53(6): 482–484.
- SANTAMOUR F.S. Jr. 1979. Resistance of Himalayan small-leaved elm to Dutch elm disease. *J. Arboricult.* 5(5): 110–112.
- SANZEN-BAKER R.G., NIMMO M. 1941. Glazed frost 1940 – damage to forest trees in England and Wales. *Forestry* 15: 37–54.
- SEKIYA J., WILSON L.G., FILNER P. 1982. Resistance to injury by sulfur dioxide. *Plant Physiol.* 70: 437–441.
- SENKEVICH N.G., LINDEMAN G.V. 1984. A resistant form of *Ulmus pumila* var. *arborea* in plantations in the northern Caspian region. *Lesoved.* 1: 46–51. [TreeCD 1973–2000/2001].
- SENKEVICH N.G., MALKINA I.S. 2000. Features of assimilation and transpiration of *Ulmus pumila* var. *arborea* as factors in its ecological plasticity. *Lesoved.* 6: 9–16 [TreeCD 1973–2000/2001].
- SEREBRYAKOVA L.K., MEN'SIKOV V.I. 1979. Dopustimye koncentracii toksicheskikh veshchestv v atmosfernom vozdukhie dlya drevesnoi rastitel'nosti. Ékonomicheskaya Komissiya dla Evropy, Simpozium po vliyaniju zagrazhneniya vozdukh na rastitel'nost', Varshava (Pol'sha), 20–24 avgusta 1979, (TIM/SEM.9/R.17): 1–7.
- SHI L., ZHANG Z.J., ZHANG C.Y., ZHANG J.Z. 2004. Effects of Sand Burial on Survival, Growth, Gas Exchange and Biomass Allocation of *Ulmus pumila* Seedlings in the Hunshandak Sandland, China. *Ann. Bot.* 94: 553–560.

- SHIKHOVA N.S. 1997. Accumulation of heavy metals by woody species in very industrialized conditions. *Lesoved.* 5: 32–42. [TreeCD 1973–2000/2001].
- SIEBEL H.N., BLOM C.W.P.M. 1998. Effects of irregular flooding on the establishment of tree species. *Acta Bot. Neerl.* 47(2): 231–240.
- SIEBEL H.N., WIJK M. VAN, BLOM C.W.P.M. 1998. Can tree seedlings survive increased flood levels of rivers? *Acta Bot. Neerl.* 47(2): 219–230.
- SIERPIŃSKI Z. 1985. Luftverunreinigungen und Forstschädlinge. *Z. Angew. Entomol.* 99 (1): 1–6.
- SKRE O. 1991. Temperature effects on the growth of mountain birch (*Betula pubescens* Ehrh.), elm (*Ulmus glabra* Huds.) and maple (*Acer platanoides* L.) seedlings in continuous light. *Meddelel. Norsk Institutt Skogforsk.* 44(5): 1–44.
- SMIRNOV I.A. 1981. *Ulmus pumila* on saline soils. *Lesn. Khoz.* 1: 31–33. [TreeCD 1973–2000/2001].
- SMIRNOV I.A. 1983. Resistance of woody plants to gases in an arid climate. *Sov. J. Ecol.* 14(3): 156–158.
- SMIRNOV I.A. 1986. Influence of sulfur gas on water loss rate in woody plants. *Sov. J. Ecol.* 17(3): 128–132.
- SMIRNOV I.A. 1987. Fume-resistant trees and shrubs. *Lesn. Khoz.* 4: 65–67. [TreeCD 1973–2000/2001].
- SOLJANIK I. 1951. Povodom posumljavanja nekih goleti u istocnoj Srbiji. *Sumarstvo* 4(2): 104–114. [TreeCD 1937–1972].
- SPIER L., DOBBEN H. VAN., DORT K. VAN 2010. Is bark pH more important than tree species in determining the composition of nitrophytic or acidophytic lichen floras? *Environ. Pollut.* 158: 3607–3611.
- SPRACKLING J.A., READ R.A. 1979. Tree root systems in eastern Nebraska. *Nebraska Conserv. Bull.* 37: 1–73.
- STOCKELER J.H. 1946. Alkali tolerance of drought-hardy trees and shrubs in the seed and seedling stage. *Proc. Minnesota Acad. Sci.* 14: 79–83.
- STOJANOV Z. 1964. Prouevane vlijanieto na visokite temperaturi b' rku fotosinteza na njakoi drevesni i hrastovi vidove. *Gorskostop. Nauka* 1(5): 43–53.
- STRENG D.R., GLITZENSTEIN J.S., HARCUMBE P.A. 1989. Woody seedling dynamics in an east Texas floodplain forest. *Ecol. Monogr.* 59(2): 177–204.
- STRONG F.C. 1944. A study of calcium chloride injury to roadside trees. *Quart. Bull. Mich. Agric. Exp. Station* 27: 209–224.
- STROUTS R.G. 1996. The health of non-woodland amenity trees in England, 1995. *Arboriculture Research and Information Note Dept. Environ.* 133-PATH-96: 1–9.
- SUCHARA I. 1980. Literární zhodnocení sadovnický použitelných druhů dřevin z hlediska jejich vhodnosti pro území se znečištěným ovzduším. VIII Sympóziem o zeleni Flóra Bratislava '80, duben 1980, Bratislava, s. 3–33.
- SUPUKA J. 1995. Vplyvy posypových solí na drevinu. *Vedecké a pedagoické aktuality* 6: 1–69.

- SUPUKA J., CHLADNÁ A. 1995. Vplyv antropickej aktivity sídelno-priemyselnej aglomerácie Nováky – Zemianske Kostolany – Prievidza na kvalitu drevín sídelnej vegetácie Hornonitrianskeho regiónu. *Rosalia* (Nitra) 10: 35–48.
- SUTHERLAND M.L., PEARSON S., BRASIER C.M. 1997. The influence of temperature and light on defoliation levels of elm by Dutch elm disease. *Phytopath.* 87(6): 576–581.
- SUWANNAPINUNT W., KOZLOWSKI T.T. 1980. Effect of SO₂ on transpiration, chlorophyll content, growth, and injury in young seedlings of woody angiosperms. *Can. J. For. Res.* 10(1): 78–81.
- TANAKA-ODA A., KENZO T., KORETSUNE S., SASAKI H., FUKUDA K. 2010. Ontogenetic changes in water-use efficiency ($\delta^{13}\text{C}$) and leaf traits differ among tree species growing in a semiarid region of the Loess Plateau, China. *For. Ecol. Manage.* 259: 953–957.
- TANG Z.C., KOZLOWSKI T.T. 1984. Ethylene production and morphological adaptation of woody plants to flooding. *Can. J. Bot.* 62(8): 1659–1664.
- TANIGUCHI M., UEMURA T., KAREN JAGO-ON K. 2007. Combined effects of urbanization and global warming on subsurface temperature in four Asian cities. *Vadose Zone J.* 6: 591–596.
- TERMORSHUIZEN A. 1992. Luchtverontreiniging, schimmels & onderzoek. *Coolia* 35(2): 42–47.
- TOMPA K. 1953. Lessons of the May frosts of 1952. *Erdo* 2(2): 171–181.
- TRÉMOLIÈRES M., SANCHEZ-PEREZ J.M., SCHNITZLER A., SCHMITT D. 1998. Impact of river management history on the community structure, species composition and nutrient status in the Rhine alluvial hardwood forest. *Plant Ecol.* 135(1): 59–78.
- TRÉMOLIÈRES M., SCHNITZLER A., SANCHEZ-PEREZ J.M., SCHMITT D. 1999. Changes in foliar nutrient content and resorption in *Fraxinus excelsior* L., *Ulmus minor* Mill. and *Clematis vitalba* L. after prevention of floods. *Ann. For. Sci.* 56(8): 641–650.
- TRESHOW M. 1971. Fluorides as air pollutants affecting plants. *Ann. Rev. Phytopath.* 9: 21–44.
- TRUCHAN J., BUTCHER J.W. 1970. Cold hardiness of *Dendrosoter protuberans*. *J. Econ. Ent.* 63(1): 328–330.
- TURNER M.G., GERGEL S.E., DIXON M.D., MILLER J.R. 2004. Distribution and abundance of trees in floodplain forests of the Wisconsin River: Environmental influences at different scales. *J. Veg. Sci.* 15: 729–738.
- TYLER L.J. 1945. Influence of temperature on the Dutch Elm disease in potted American Elm. *Phytopath.* 35: 302–304.
- TYLER L.J., PARKER K.G. 1945. Factors affecting the sapro-genetic activities of the Dutch Elm disease pathogen. *Phytopath.* 35: 675–687.
- VADYUNINA A.F., MRAMORNOVA M.V. 1955. Vyaz melkolistnyi kak glavnyaya poroda v polezashchitnykh polosakh na svetlokastanovykh pochvakh. *Pochvoved.* 6: 87–96.
- VIKTOROV D.P., BYSTRYANCEV N.I. 1960. Povyshenie zasukhoustojchivosti seyancev berezy i vyaza pod vliyaniem fosfornykh udobrenij. *Lesn. Zhurn.* 3(3): 35–40.
- VLAD I. 1944. Rezistența la inundatii a speciilor forestiere din bazinul inferior al Ialomiței. *Rev. Pădurilor* 56(3/6): 85–93.

- VLAD I. 1948. Influenta secetei asupra vegetatiei forestiere din Baragan in anii 1945 si 1946. Rev. Pădurilor 63(2): 38–41. [TreeCD 1937–1972].
- VOLK H. 2000. Die Rheinauwälder bei Karlsruhe vor und nach der Rheinkorrektion: Ergebnisse landschaftsgeschichtlich-ökologischer Untersuchungen in der Nördlichen Oberrheinaue. Mitt. Ver. Forstl. Standortsk. u. Forstpflanzenzücht. 40: 35–61.
- VZNUZDAEV N.A. 1968. Consumption of water by plants depending on the negative pressure of the soil water. Trans. 9th Int. Congr. Soil Sci., Adelaide 1968, 1: 109–116.
- WALTERS M.B., REICH P.B. 1989. Response of *Ulmus americana* seedlings to varying nitrogen and water status. 1. Photosynthesis and growth. Tree Physiol. 5: 159–172.
- WANG B.T., ZHANG F.E. 2003. A study on transpiration characteristics of seedlings of forestation in the Loess Plateau. J. Nanjing For. Univ. 27(6): 93–97.
- WANG M., TAO D.L. 1998. Studies on drought-tolerance of the main tree species in Changbai Mountain. Chin. J. Appl. Ecol. 9(1): 7–10.
- WARRINGTON S., COTTAM D.A., WHITTAKER J.B. 1989. Effects of insect damage on photosynthesis, transpiration and SO₂ uptake by sycamore. Oecologia 80(1): 136–139.
- WEINSTEIN L.H. 1977. Fluoride and plant life. J. Occupational Medicine 19(1): 49–78.
- VENTURAS M., LÓPEZ R., ANTONIO GASCÓ A., GIL L. 2013. Hydraulic properties of european elms: xylem safety-efficiency tradeoff and species distribution in the iberian peninsula. Trees 27: 1691–1701.
- WENTZEL K.F. 1968. Epfindlichkeit und Resistenzunterschiede der Pflanzen gegenüber Luftverunreinigung. Forstarchiv 39(9): 189–194.
- WERKHOVEN C.H.E. 1966. Germination and survival of Colorado Spruce, Scots Pine, Caragana and Siberian Elm at four salinity and two moisture levels. Can. J. Plant Sci. 46(1): 1–7.
- WESCHEA K., WALTHERB D., WEHRDENB H. VON, HENSENB I. 2011. Trees in the desert: Reproduction and genetic structure of fragmented *Ulmus pumila* forests in Mongolian drylands. Flora 206: 91–99.
- WESTER H.V. 1943. Relation of defoliation by Japanese beetles and drought to frost injury of American Elm. Proc. Amer. Soc. Hort. Sci. 43: 316–318.
- WHITELEY R.E., BLACK-SAMUELSSON S., JANSSON G. 2003. Within and between population variation in adaptive traits in *Ulmus laevis*, the European white elm. For. Genet. 10(4): 309–319.
- WINSTON W.E., SEXTON O.J., OLSEN K.M. 1998. Effect of the 1993 and 1995 floods on vegetation of the Marais Temps Clair Conservation Area St. Charles County, Missouri. Trans. Missouri Acad. Sci. 32: 91–98.
- WOLTERBEEK H.T., KUIK P., VERBURG T.G., WAMELINK G.W.W., DOBBEN H. VAN 1996. Relationships between sulphate, ammonia, nitrate, acidity and trace element concentrations in tree bark in the Netherlands. Environ. Monit. Assess. 40(2): 185–201.
- WOOD F.A., COPPOLINO J.B. 1972. The influence of ozone on deciduous forest tree species. Mitt. Forstl. Bundesvers. 92: 233–253.
- WRIGHT E. 1941. Freezing injury to trees and nursery stock in Nebraska and Kansas during November, 1940. Plant Dis. Repr. 25: 56–60.

- WYSONG N. 1952. Chinese Elm damage. *Amer. Nurserym.* 96(6): 16.
- YOSHIKAWA M., HUKUSIMA T. 1997. The impact of extreme run-off events from the Saka-sagawa river on the Senjogahara ecosystem, Nikko National Park. V. The importance of adventitious root systems for burial tolerance of different tree species. *Ecol. Res.* 12(1): 39–46.
- YOUNG G.Y. 1943. Root rots in storage of deciduous nursery stock and their control. *Phytopath.* 33: 656–665.
- ZALASKY H. 1975a. Chimeras, hyperplasia, and hypoplasia in frost burls induced by low temperature. *Can. J. Bot.* 53(17): 1888–1898.
- ZALASKY H. 1975b. Low-temperature-induced cankers and burls in test conifers and hardwoods. *Can. J. Bot.* 53(21): 2526–2535.
- ZHAN Y.G., CHEN Q.S., YUAN S.H., LIU G.J., LIU G.F., YANG C.P. 1999. K⁺ and Na⁺ content change in trees under salt stress and with tree salt tolerance. *J. Northeast For. Univ.* 27(1): 24–27. [TreeCD 2000–2005].
- ZHAO Y., LI S.R., SUN Z.D., PEI B.A., WANG X.L., LI X.M. 2000 The effect of the acidic pollutants in the atmosphere on pH values of tree bark and leaves. *J. Yunnan Agric. Univ.* 15(1): 346–349. [TreeCD 2000–2005].
- ZHU J.J., LI X.F., LIU Z.G., CAO W., GONDA Y., MATSUZAKI T. 2006. Factors affecting the snow and wind induced damage of a montane secondary forest in northeastern China. *Silva Fenn.* 40(1): 37–51.
- ZIMMERMAN P.W. 1955. Chemicals involved in air pollution and their effects on vegetation. Professional Paper, Boyce Thompson Institute for Plant Research 2(14): 124–145.

ANDRZEJ GRZYWACZ

8.2. WAŻNIEJSZE CHOROBY INFEKCYJNE

Utrzymanie co najmniej istniejącego, a jeszcze lepiej zwiększenie udziału wiązków w składzie gatunkowym drzewostanów na najżyźniejszych i w miarę wilgotnych siedliskach, zgodnie z wymaganiami ekologicznymi tych drzew, byłoby bardzo wskazane dla współczesnego leśnictwa polskiego. Przemawiają za tym względy ekonomiczno-gospodarcze, potrzeby ochrony ustępującego z naszych lasów rodzaju drzewa leśnego, ochrona i przeciwdziałanie zmniejszaniu się areалу lasów łęgowych, a także możliwość zastąpienia wiązkami na niektórych siedliskach zamierającego, silnie wypadającego w ostatnich latach na skutek chorób, jesionu wyniosłego. W związku z tym obserwuje się wzrost produkcji sadzonek wiązu polnego i wiązu górskiego (brzostu) w niektórych szkółkach