

**RAFAŁ KOZŁOWSKI, MAREK JÓŹWIAK, MAŁGORZATA ANNA JÓŹWIAK,  
WITOLD BOCHENEK**

## Ocena wielkości wymywania jonów $K^+$ , $Ca^{2+}$ i $Mg^{2+}$ w wybranych drzewostanach w warunkach kwaśnej depozycji

Assessment of  $K^+$ ,  $Ca^{2+}$  and  $Mg^{2+}$  volume leaching in selected tree stands under conditions of acidic deposition

### ABSTRACT

Kozłowski R., Józwiak M., Józwiak M. A., Bochenek W. 2012. Ocena wielkości wymywania jonów  $K^+$ ,  $Ca^{2+}$  i  $Mg^{2+}$  w wybranych drzewostanach w warunkach kwaśnej depozycji. Sylwan 156 (8): 607-615.

The study was conducted in the central part of the Świętokrzyskie Mountains as well as in the Beskid Niski Mountains in the years 2008-2010. Canopy budget model according to Ulrich was used. Paper presents analysis and assessment of the differences between two forest ecosystems under of acidic deposition.

### KEY WORDS

acid deposition, forest ecosystems, canopy leaching, throughfall, stemflow

### ADDRESSES

Kozłowski Rafał <sup>(1)</sup> – e-mail: rafalka@ujk.edu.pl

Józwiak Marek <sup>(1)</sup> – e-mail: marjo@ujk.edu.pl

Józwiak Małgorzata Anna <sup>(1)</sup> – e-mail: malgorzata.jozwiak@vp.pl

Bochenek Witold <sup>(2)</sup> – e-mail: igszybark@poczta.onet.pl

<sup>(1)</sup> Katedra Ochrony i Kształtowania Środowiska; Uniwersytet Jana Kochanowskiego w Kielcach

<sup>(2)</sup> Stacja Naukowa Instytutu Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania PAN w Szymbarku; Szymbark 430; 38-311 Szymbark

## Wstęp

Imisja jest końcową fazą funkcjonowania wyemitowanych do atmosfery i transmitowanych kontynentalnych, regionalnych i lokalnych związków gazowych i cząstek stałych, podczas której przechodzą one z powietrza atmosferycznego do roślin i gleb, gdzie ulegają biogeniczno-pedogenicznym przemianom. Przeprowadzone badania dotyczące dynamiki obiegu substancji w drzewostanach leśnych wskazują na znaczące różnice ilościowe i jakościowe pomiędzy opadami na otwartej przestrzeni i pod koronami drzew [Polkowska i in. 2005]. Przy znacznie niższych sumach opadów w lesie do gleb dostarczane są wielokrotnie wyższe ładunki składników mineralnych i organicznych. Istotnym elementem modyfikującym natężenie transformacji opadów w lesie jest skład gatunkowy drzewostanu oraz kwasowość opadów atmosferycznych [Potter 1991]. Gatunki iglaste znacznie bardziej modyfikują opady atmosferyczne [Wang i in. 2004], a tym samym w sposób intensywniejszy wpływają na wielkość dostarczanej puli składników do gleb, co z kolei przyczynia się do wzrostu tempa denudacji chemicznej gleb [Józwiak, Kozłowski 2008]. Uważa się, że wzrost ładunku jonów  $K^+$ ,  $Ca^{2+}$  i  $Mg^{2+}$  deponowanych do gleb z opadem podkoronowym powodowany jest obecnością jonów  $H^+$  i  $NH_4^+$  w opadzie atmosferycznym [Draaijers i in. 1997]

oraz obecnością słabych kwasów organicznych [Shibata i in. 2001; Zhang i in. 2006b]. Istotnym elementem jest również obecność w wodach opadowych jonu  $\text{SO}_4^{2-}$ , który jest nie tylko „źródłem” jonu wodorowego [Shibata i in. 2001], ale również w istotny sposób przyczynia się do wzrostu tempa ługowania (zwłaszcza jonów  $\text{K}^+$  i  $\text{Ca}^{2+}$ ) z organów asymilacyjnych drzew [Finér i in. 2004]. Wzrost wymywania składników biogennych wywołwać może z kolei negatywne skutki zdrowotne u drzew, związane z niedoborem tych składników oraz większą podatnością drzew na choroby [Luoranen i in. 2005].

Celem niniejszej pracy była ocena wielkości wymywania jonów  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  i  $\text{K}^+$  w wybranych drzewostanach na terenie gór niskich i pogórza. Wybór problemu badawczego uwzględniającego specyfikę funkcjonowania wybranych drzewostanów pozwolił na sformułowanie następujących pytań eksploracyjnych:

- Czy skład gatunkowy drzewostanu warunkuje intensywność tego procesu?
- Czy wielkość kwaśnej depozycji ma wpływ na jego intensywność?

## Materiał i metody

Do badań wytypowano dwie powierzchnie badawcze zlokalizowane w centralnej części Gór Świętokrzyskich (Stacja Monitoringu Uniwersytetu Jana Kochanowskiego – Stacja Bazowa Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego (SB ZMŚP) Święty Krzyż) oraz na pograniczu Beskidu Niskiego i Pogórza Karpackiego (Stacja Naukowa Instytutu Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania PAN w Szymbarku – SB ZMŚP Szymbark).

Jak wykazały wcześniejsze badania [Bochenek 2005; Kozłowski i in. 2011], na tych obszarach mamy do czynienia z długotrwałą kwaśną imisją pochodzenia lokalnego i zdalnego. W centralnej części Gór Świętokrzyskich badania prowadzono w obrębie drzewostanu jodłowo-bukowego utożsamianego z zespołem buczyny karpackiej *Dentario glandulosae-Fagetum* [Bróz, Kapuciński 1990]. SB ZMŚP Święty Krzyż (50°53' N i 21°02' E; 513,5 m n.p.m.) zlokalizowana jest na obszarze Świętokrzyskiego Parku Narodowego, na Wyżynie Środkowomłopolskiej w Krainie Gór Świętokrzyskich, w krajobrazie gór średnich i niskich. Teren badań w Szymbarku obejmuje NW część Beskidu Niskiego, położonego w przedziale wysokości pomiędzy 300 a 753 m n.p.m. Badania prowadzono w obrębie zespołu grądu wysokiego *Tilio-Carpinetum*, w którym dominuje grab z udziałem świerka i jesionu [Staszkievicz 1973]. Średnia temperatura powietrza dla centralnej części Gór Świętokrzyskich wynosiła w tym okresie 7,4°C, a w północno-zachodniej części Beskidu Niskiego 8,5°C. Średnia roczna suma opadów w północno-zachodniej części Beskidu Niskiego była wyższa i wynosiła od 922,8 mm w roku hydrologicznym 2008 do 1171,8 mm w roku 2010, podczas gdy w centralnej części Gór Świętokrzyskich odpowiednio od 720,0 mm w roku 2008 do 1024,0 mm w roku 2010.

Badania wielkości i jakości opadu atmosferycznego obejmowały wody opadowe w przekroju pionowym: opad atmosferyczny – opad podkoronowy – spływ po pniach. Badania te przeprowadzono na dwóch powierzchniach doświadczalnych z drzewostanem jodłowym i bukowym na Świętym Krzyżu oraz dwóch z drzewostanem grabowym i świerkowym w Szymbarku. Wody opadu bezpośredniego pobierano przy użyciu deszczomierzy Hellmana oraz deszczomierzy firmy Vaisala. Do pomiaru opadu podkoronowego wykorzystano wykonane z polietylenu chwytacze o średnicy powierzchni wlotowej 38 cm każdy w ilości pięciu sztuk na każdej powierzchni doświadczalnej. Tak duża powierzchnia wlotowa umożliwia zbieranie próbek nawet przy niewielkich opadach. Wodę gromadzono w pojemnikach 20 l. Chwytacze ustawiono w kształcie litery x na wysokości 1 m nad powierzchnią gruntu. Zaproponowany sposób ekspozycji oraz dobór chwytaczy jest zgodny z metodyką Monitoringu Lasów w Europie poziom II [De Vries i in. 2000]

oraz programem pomiarowym Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego w Polsce [Kostrzewski i in. 2006]. Do pomiarów wielkości spływu po pniach wytypowano gatunki drzew należące do dominujących na powierzchniach doświadczalnych. Na Świętym Krzyżu było to 5 buków (*Fagus sylvatica*) o obwodzie pnia na wysokości 130 cm wynoszącym od 108 cm do 160 cm i 5 jodeł (*Abies alba*) o obwodzie pnia od 116 cm do 218 cm. W Szymbarku próby pobierano z 5 grabów (*Carpinus betulus*) o obwodzie pnia od 85 cm do 111 cm i 5 świerków (*Picea abies*) o obwodzie pnia od 93 cm do 144 cm. Na wybranych losowo drzewach każdego gatunku o różnym obwodzie pnia na wysokości pierśnicy zamontowano opaski mające na celu przechwytywanie spływającej po pniach wody. Wodę zbierano do pojemników 60 l dla gatunków iglastych i 120 l dla gatunków liściastych. Badania terenowe realizowano w cyklu tygodniowym, dokonując bezpośrednio w terenie pomiarów pH, konduktywności (SEC) oraz wysokości opadu. Każdorazowo pobrane w terenie próbki wody z każdego podsystemu pomiarowego tego samego dnia przewożono do laboratorium i przechowywano w temperaturze  $+4^{\circ}C$ . W zbiorczych próbach miesięcznych oznaczano skład chemiczny przy użyciu chromatografu jonowego Dionex ICS 3000.

Badania kameralne obejmowały wyliczenia z zastosowaniem budżetowego modelu skłепienia koron [Ulrich 1983; Bredemeier 1988; Van der Mass, Pape 1991] ładunku jonów docierających do gleb pochodzących z procesu wymywania ich z roślin. W modelu tym zakłada się, że korony drzew nie mają wpływu na ładunek sodu docierający do gleby wraz z opadem atmosferycznym (BP), podkoronowym (TF) i spływającym po pniach (SF) oraz że cząstki zawierające jony  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$  i  $K^+$  mają taką samą masę jak cząsteczki zawierające sól. Dzięki tym założeniom można obliczyć tzw. faktor suchej depozycji (DDF) dla tych jonów według wzoru [Ulrich 1983]:

$$DDF = TF_{Na} + SF_{Na} - BP_{Na} / BP_{Na}$$

Wielkość wymywania poszczególnych jonów ( $CL_x$ ) dla analizowanych składników wylicza się następnie według wzoru [Draaijers i in. 1997]:

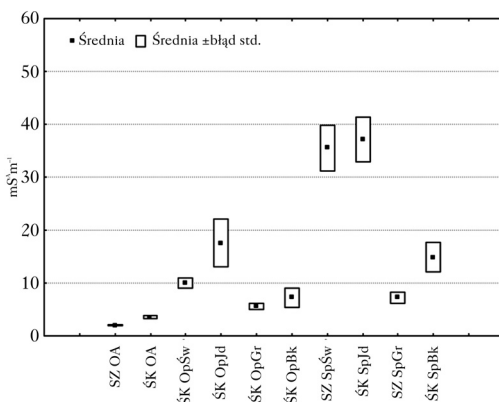
$$CL_x = TF_x + SF_x - BP_x - DD_x$$

W celu określenia trendu i korelacji zebrane dane poddano opracowaniu statystycznemu przy użyciu programu Statistica 6.0. Zgromadzone szeregi zmiennych analizowano na wstępie za pomocą testu W Shapiro-Wilka w celu określenia zgodności ich rozkładu z rozkładem normalnym. Następnie wyniki poddano analizie z zastosowaniem jednoczynnikowej analizy wariancji ANOVA oraz testowano *post-hoc* testem Tukeya. W przypadku niespełniania założeń o normalności rozkładu, w dalszej analizie wykorzystano testy nieparametryczne (np. konserwatywny test Walda-Wolfowitza). W obliczeniach średnich ważonych pH i konduktywności jako wagę wykorzystano sumę opadu.

## Wyniki

Średnia ważona wartość pH opadu atmosferycznego na Świętym Krzyżu wynosiła 5,00, a w Szymbarku – 5,07. Nie stwierdzono istotnych różnic wartości pH między opadami na obu powierzchniach badawczych ( $F=1,04$ ;  $p=0,311$ ). Wody opadowe po przejściu przez strefę koron drzew iglastych na Świętym Krzyżu i w Szymbarku uległy zakwaszeniu do wartości pH 3,99 (jodła) i 4,14 (świerk). Proces zakwaszenia odnotowano również na Świętym Krzyżu w wodach przenikających przez korony buków (średnia ważona wartość pH=4,43). Wyniki trzyletnich badań wykazały również, że w Szymbarku w drzewostanie liściastym (grab) nastąpił wzrost

wartości pH. Średnia ważona dla trzech lat badań wyniosła  $\text{pH}=5,46$ , co stanowi wzrost w stosunku do opadu atmosferycznego o 0,39 jednostki pH. Znacznie bardziej zakwaszone były wody spływające po pniach drzew. Proces ten dotyczy szczególnie wód, które spływają po pniach jodeł oraz świerków. Średnia trzyletnia roczna ważona wartość pH wyniosła odpowiednio 3,26 oraz 3,88. Wody spływające po pniach drzew liściastych odznaczały się mniejszą kwasowością. Średnie pH wynosiło 3,96 u buka i 4,62 u graba. Stwierdzono istotnie statystyczne różnice pomiędzy wartościami pH opadów ( $F=10,76$ ;  $p<0,01$ ) w Szymbarku. Dzięki analizie *post-hoc* (test Tukeya) stwierdzono, że istotna różnica występuje w odniesieniu do opadów przenikających przez korony świerków ( $p<0,01$ ) i grabów ( $p<0,05$ ) oraz spływających po pniach świerków ( $p<0,001$ ). W przypadku Świętego Krzyża również odrzucono hipotezę o równości średnich ( $F=15,55$ ;  $p<0,01$ ). Stwierdzono istotne różnice dla wód spływających po pniach buków ( $p<0,05$ ) oraz jodeł ( $p<0,001$ ). Najniższe średnie ważne wartości w wodach spływających po pniach drzew zanotowano w miesiącach zimowych. Zarówno pH, jak i przewodność elektrolityczna wód opadowych po przejściu przez strefę koron i pni drzew ulegały znaczącym zmianom. W okresie badawczym wartości przewodności w opadzie bezpośrednim kształtowały się w zakresie od 1,36 do 7,97 mS/m na Świętym Krzyżu oraz od 0,87 do 3,99 mS/m w Szymbarku. Znacznie bardziej zmineralizowany był opad przenikający przez korony drzew. Notowane wartości SEC w wodach opadu podkoronowego pod grabem i bukiem w obu ekosystemach były ponad dwukrotnie wyższe. Średnia ważona na Świętym Krzyżu wynosiła 6,97 mS/m, a w Szymbarku – 4,44 mS/m (ryc.). Specyficzny charakter miały wody spływające po pniach drzew, gdzie zanotowane wartości SEC były wielokrotnie wyższe od wód na wejściu. W wodach spływających po pniach świerków stwierdzono ponad 20-krotny wzrost przewodności elektrolitycznej (35,24 mS/m), a po pniach jodeł – 9-krotny (27,03 mS/m). Stwierdzono istotne różnice na obu powierzchniach badawczych (Święty Krzyż  $F=16,893$ ;  $p<0,001$ ; Szymbark  $F=49,026$ ;  $p<0,001$ ). Na Świętym Krzyżu istotnie różnią się wartości dla opadów przenikających przez korony jodeł ( $p=0,012$ ) oraz dotyczące spływu po pniach tych drzew ( $p<0,001$ ). Również w Szymbarku istotnie statystyczne różnice występują w przypadku wód przenikających przez korony ( $p=0,011$ ) oraz spływających po pniach świerków ( $p<0,001$ ). Na obu powierzchniach brak istotnych różnic dla wód opadu podkoronowego i spływającego po pniach drzew liściastych (grab, buk). W wyniku procesów jonowymiennych między rośliną i wodą oraz sfluwowania zdeponowanych na powierzchni roślin składników nastąpił proces wzbogacenia wód opadu podkoronowego, czego wynikiem był wzrost ładunków. Stwierdzono istotne różnice między ładunkiem np. jonów potasu w opadzie bezpośrednim i docierającym do dna lasu ( $Z=3,64$ ;  $p<0,001$ ). Wyniki te wskazują jednoznacznie,



### Ryc.

Średnia miesięczna wartość przewodności elektrolitycznej w badanych drzewostanach  
Mean monthly values of conductivity in studied tree stands

OA – opad atmosferyczny; OpJd – opad podkoronowy jodła; OpBk – opad podkoronowy buk; OpŚw – opad podkoronowy świerk; OpGr – opad podkoronowy grab; SpJd – spływ po jodle; SpBk – spływ po buku; SpŚw – spływ po świerku; SpGr – spływ po grabie

OA – precipitation; OpJd – fir throughfall; OpBk – beech throughfall; OpŚw – spruce throughfall; OpGr – hornbeam throughfall; SpJd – fir stemflow; SpBk – beech stemflow; SpŚw – spruce stemflow; SpGr – hornbeam stemflow

że w badanych drzewostanach mamy do czynienia z intensywnym wymywaniem jonów potasu z organów asymilacyjnych drzew.

Dzięki zastosowaniu budżetowego modelu sklepienia koron wyliczono wielkość ładunków jonów potasu, magnezu oraz wapnia wymywanych z organów asymilacyjnych drzew i wnoszonych wraz z opadami podkoronowymi i spływającymi po pniach do gleb. Udział drzewostanów w kształtowaniu ładunku potasu dostarczanego do dna lasu wynosi na Świętym Krzyżu w drzewostanie liściastym 91,9%, a iglastym – 91,6% (tab.). Maksymalne wartości osiągające 98,7% stwierdzano na początku i końcu okresu wegetacyjnego. W drzewostanie świerkowym w Szymbarku średni trzyletni udział jonów potasu pochodzących z wymywania z igieł wyniósł 88,9% wobec 91,4% z liści grabu. Nie stwierdzono istotnych różnic pomiędzy drzewostanami na obu powierzchniach badawczych (Święty Krzyż  $F=1,989$ ; Szymbark  $F=1,313$ ).

Dokonując podziału roku na pory roku, można stwierdzić, że wielkość ługowania  $K^+$  kształtowała się w układzie jesień>lato>wiosna>zima, co jest charakterystyczne dla umiarkowanej strefy klimatycznej. Dzięki zastosowanemu modelowi możliwe było również wyliczenie ładunku jonów wapnia ługowanych z badanych drzew. W przypadku drzewostanu w Szymbarku stwierdzono, że pod grabem 24,3% jonów  $Ca^{2+}$  pochodzi z organów asymilacyjnych, a pod świerkiem 20,2% (tab.). W przypadku drzewostanów na Świętym Krzyżu uzyskane wartości były niższe od zanotowanych w Szymbarku i wynosiły 33% pod jodłą oraz 2,9% pod bukiem. Pozostała część tych jonów pochodzi z suchej i mokrej depozycji. Maksymalny udział wapnia wymywanego z roślin wynoszący 82,6% odnotowano w październiku 2010 roku w drzewostanie iglastym oraz 70,5% w drzewostanie liściastym. W przypadku Szymbarku średni trzyletni udział jonów  $Mg^{2+}$  pochodzących z wymywania z organów asymilacyjnych wyniósł 74,6% w drzewostanie grabowym oraz 61,4% w świerkowym. Na Świętym Krzyżu stwierdzono jedynie epizodyczne przypadki wymywania jonów magnezu w okresie wegetacyjnym. Maksymalny udział na Świętym Krzyżu zanotowano w listopadzie oraz maju 2008 roku (odpowiednio 66,6 i 59%). Wskazuje to na wymywanie tego jonu z organów asymilacyjnych na początku i końcu sezonu wegetacyjnego.

## Dyskusja

Wyniki pomiarów zanieczyszczeń powietrza przeprowadzonych w centralnej części Gór Świętokrzyskich i w północno-zachodniej części Beskidu Niskiego są odzwierciedleniem nakładających się emisji kontynentalnych, regionalnych i lokalnych oraz zmian zachodzących w polu emisji zanieczyszczeń pierwotnych oraz ich przemian fotochemicznych i chemicznych w określonych warunkach meteorologicznych podczas transportu z masami powietrza na bliskie i dalsze odległości [Kozłowski i in. 2011]. Dokonując klasyfikacji opadów atmosferycznych w badanych

### Tabela.

Średnia suma wymywania z lat 2008-2010 wraz z udziałem poszczególnych składników pochodzących z procesu wymywania w badanych drzewostanach

Leaching (2008-2010 average sum) with partition of individual components from washout process in studied tree stands

Lokalizacja	Drzewostan	Średnia suma [Eq/ha]			Udział [%]		
		K	Ca	Mg	K	Ca	Mg
Święty Krzyż	Iglasty	1038	618	0	91,6	33,0	0,0
	Liściasty	826	20	0	91,9	2,9	0,0
Szymbark	Iglasty	791	229	174	88,9	20,2	61,4
	Liściasty	556	153	169	91,4	24,3	74,6

drzewostanach, zgodnie z podziałem zaproponowanym przez Jansena i in. [1988], należy je zaliczyć do opadów o odczynie lekko obniżonym. Są to wartości charakterystyczne dla znacznych obszarów Polski [Polkowska i in. 2005]. Stwierdzone w ramach badań zmiany wartości pH oraz przewodności elektrolitycznej po przejściu przez strefę koron i pni należy wiązać przede wszystkim z procesem zatężenia roztworów spływających po powierzchniach drzew. Wynika on zarówno z procesów jonowymiennych w układzie roślina-woda, jak i splukiwania aerozoli osadzonych w wyniku depozycji suchej na powierzchni drzew. Intensywność procesu zatężania jest znacznie większa w przypadku drzew iglastych niż liściastych. Wyższy współczynnik wzbogacenia odnotowano w wodach przenikających przez korony drzew jodeł oraz świerków. Większa powierzchnia recepcyjna oraz obecność organów asymilacyjnych przez cały rok, a zwłaszcza w miesiącach zimowych, spowodowała, że wody przenikające przez korony tych drzew były prawie 5-krotnie bardziej zmineralizowane niż wody opadu atmosferycznego. Uzyskane minimalne wartości pH związane są ze zmywaniem kwasogennych składników  $\text{NO}_3^-$  i  $\text{SO}_4^{2-}$  oraz towarzyszącym im jonom  $\text{H}^+$  zaadsorbowanym na powierzchni roślin w wyniku depozycji suchej. Kozłowski [2003, 2008] podaje, że proces ten dotyczy zwłaszcza drzew iglastych, co związane jest z wyczesywaniem zanieczyszczeń z powietrza atmosferycznego przez korony drzew. Stwierdzona sezonowa dynamika zmian wartości pH i spadek w miesiącach zimowych wynika ze zwiększonej emisji związanej z tzw. sezonem grzewczym. Stwierdzona spadkowa tendencja wielkości emisji  $\text{S-SO}_2$  znajduje swoje odzwierciedlenie we wzroście wartości pH opadów atmosferycznych [Kozłowski i in. 2011]. Przeprowadzona analiza składu chemicznego wód wykazała największe różnice w przypadku ładunku potasu i dotyczyła szczególnie drzewostanów iglastych. Na Świętym Krzyżu stosunek wzbogacenia względem opadu bezpośredniego wyniósł 25,1 w drzewostanie iglastym i 20,8 w liściastym. W przypadku drugiego obszaru w drzewostanie świerkowym nastąpił 15,3-, a w grabowym – 10,5-krotny wzrost. Zbliżone wartości zanotowali m.in. Kram i in. [1997] w lasach zachodnich Czech, gdzie stosunek wzbogacenia wyniósł odpowiednio 33 w zlewni Lysina i 16 w Pluhuv Bor. Proces znacznego wymywania potasu z organów asymilacyjnych roślin zanotowali także m.in. Kruszyk [1998] w zlewni jeziora Czarnego (Pomorze Zachodnie) oraz Szarek-Lukaszevska [1999] w Puszczy Niepołomickiej. Jak podaje Parker [1990], średni stosunek wzbogacenia opadu podkoronowego ujmowanego jako suma TF+SF w  $\text{K}^+$  w odniesieniu do opadu bezpośredniego w lasach na całym świecie wynosi około 13. Badania modelowe dotyczące wymywania jonów, m.in. potasu, z organów asymilacyjnych wykazały, że udział ten wahał się od 88,9% w przypadku świerka do 91,9% w przypadku buka. Są to wartości nieznacznie wyższe od zanotowanych przez Draaijers i in. [1997] w lesie Speulder (Holandia). Z kolei wyniki badań prowadzonych w Estonii [Pajuste i in. 2006] wykazały, że w drzewostanach świerkowych udział jonów potasu pochodzących z wymywania wahał się od 40-73%. Pozostała część jest wynikiem suchej depozycji. Analiza intensywności wymywania poszczególnych składników wskazuje tam również na wyraźną zmienność. Maksymalne miesięczne wartości przypadły na sezon wegetacyjny, z maksimum odnotowanym w październiku. Jak podaje Fober [1990], zawartości pierwiastków w tkankach roślin podlegają silnym zmianom sezonowym, a dotyczy to głównie, np. w przypadku buka, pączków i liści. Według Le Taconm i Toutain [1973] stężenie potasu w liściach wyraźnie spada w okresie wrzesień-październik, a rośnie w miesiącach letnich. Stwierdzony przebieg intensywności tego zjawiska w badanych drzewostanach jest charakterystyczny dla strefy umiarkowanej. Jak podają Zeng i in. [2005] i Zhang i in. [2006a], na podstawie badań przeprowadzonych w lasach w centralnej części południowych Chin, wielkość ługowania analizowanych kationów jest zróżnicowana i maleje w sekwencji zima>wiosna>jesień>lato. Uzyskane wartości wielkości wymywania

składników z organów asymilacyjnych w badanych ekosystemach wykazały, że wyższe wartości występują w drzewostanach liściastych. Uzyskane wartości są porównywalne z wynikami uzyskanymi przez innych autorów. Rothe i in. [2002] na podstawie własnych badań oraz studiów literaturowych wykazali, że średni udział jonów  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$  i  $K^+$  pochodzących z wymywania z organów asymilacyjnych wynosi odpowiednio 37%, 34% i 80%. Równie wysokie wartości wymywania kationów zasadowych zanotowali Draaijers i in. [1997]. Udział jonów potasu, magnezu i wapnia pochodzących z ługowania z organów asymilacyjnych w ich badaniach wyniósł odpowiednio 89% i 29% i 46%. Tak wyraźne różnice pomiędzy jonami potasu oraz wapnia i magnezu wynikają ze znacznie większej podatności potasu do wyługowania związanej ze słabszym związaniem w strukturze tkanek [Wood, Bormann 1975]. Pajuste i in. [2006] stwierdzili, że 8-28% jonów wapnia pochodzi z procesów jonowymiennych. Stwierdzone wyraźne różnice między badanymi obszarami w wielkości ładunku  $Ca^{2+}$  i  $Mg^{2+}$  wymywanych z koron drzew wynikają z niedoboru tych składników na Świętym Krzyżu. Jak wykazały badania Kowalkowskiego i in. [2001], znajdujące się tam gleby są bardzo ubogie w wapń i magnez.

Stwierdzony w XX wieku spadek wielkości emisji gazów przyczyniających się do powstawania kwaśnych deszczy przełożył się w sposób pośredni na wystąpienie, zwłaszcza w centralnej części Gór Świętokrzyskich, wzrostowej tendencji wartości pH w opadach atmosferycznych oraz ich sezonowej zmienności w obu badanych ekosystemach leśnych. Zależności tej nie stwierdzono w przypadku opadów przenikających przez korony drzew, gdzie podobnie jak w przypadku wód opadu atmosferycznego, bardzo wyraźna jest sezonowa dynamika zmian pH. Zmienność ta wynika ze zdolności drzewostanów do przechwytywania zanieczyszczeń znajdujących się w powietrzu atmosferycznym. Intensywność tego procesu nasila się zwłaszcza w miesiącach jesienno-zimowych w drzewostanach szpilkowych, z uwagi na całoroczną obecność aparatu asymilacyjnego. Przy zwiększonej wilgotności powietrza atmosferycznego oraz zmniejszonych zasobach składników odżywczych w glebach wrażliwość roślin na substancje zakwaszające zwiększa się. W takich warunkach, przy otwartych aparatach szparkowych, kształtują się w komorach podszparkowych cienkie warstwy absorbowanego kwaśnego roztworu, umożliwiającego dyfuzję z parenchymy liścia m.in. kationów  $Ca^{2+}$  i  $Mg^{2+}$  oraz zwłaszcza  $K^+$ . W wyniku synergistycznego oddziaływania  $SO_2$  z nagromadzonymi na powierzchni organów asymilacyjnych cząstkami pochodzenia przemysłowego zawierającymi metale ciężkie, przy pH równym około 3, dochodzi do ich uwolnienia. Z powierzchni składniki te mogą dyfundować do wnętrza organów asymilacyjnych, doprowadzając w ich wnętrzu do toksycznych zmian, lub mogą być zmywane z opadem atmosferycznym. Usuwane w ten sposób produkty suchej lub wilgotnej depozycji przyczyniają się do wzrostu agresywności wód opadu podkoronowego. Zjawisko to nasila się zwłaszcza w drzewostanach iglastych, co na analizowanych obszarach potwierdzają m.in. wyniki testowania statystycznego.

## Wnioski

- ✦ Rodzaj drzewostanu (iglasty, liściasty), wielkość kwaśnej depozycji i właściwości fizyczno-chemiczne (pH) opadów atmosferycznych wpływają na wielkość wymywania jonów  $K^+$ ,  $Ca^{2+}$  i  $Mg^{2+}$ .
- ✦ Proces największego wzbogacenia wód przenikających przez drzewostan nasilała się przede wszystkim w sezonie wegetacyjnym.
- ✦ W warunkach klimatu umiarkowanego w ekosystemach leśnych wielkość ługowania potasu z organów asymilacyjnych drzew kształtuje się w kolejności od największego jesienią>latem>wiosną>zimą.



## Literatura

- Bochenek W. 2005. Wpływ cyrkulacji atmosferycznej na przewodność elektrolityczną roztworów wody opadowej w zlewni Bystrzanki w latach 1995-2004. *Regionalny Monitoring Środowiska Przyrodniczego* 6: 49-58.
- Bredemeier M. 1988. Forest canopy transformation of atmospheric deposition. *Water, Air and Soil Pollution* 40: 121-138.
- Bróz E., Kapuściński R. 1990. Chronione i zagrożone gatunki roślin naczyniowych Świętokrzyskiego Parku Narodowego oraz projektowanego Zespołu Parków Krajobrazowych Gór Świętokrzyskich. *Rocznik Świętokrzyski* 17: 107-133.
- Draaijers G. P. J., Erisman J. W. 1995. A canopy budget model to assess atmospheric deposition from throughfall measurements. *Water, Air and Soil Pollution* 85: 2253-2258.
- Draaijers G. P. J., Erisman J. W., van Leuven N. F. M., Romer F. G., Te Winkel B. H., Veltkamp A. C., Vermeulen A. T., Wyers G. P. 1997. The impact of canopy exchange on differences observed between atmospheric deposition and throughfall fluxes. *Atmospheric Environment* 3: 387-397.
- Finér L., Kortelainen P., Mattsson T., Ahtiainen M., Kubin E., Sallantausta T. 2004. Sulphate and base cation concentrations and export in streams from unmanaged forested catchments in Finland. *Forest Ecology and Management* 195: 115-128.
- Fober H. 1990. Mineralne żywienie W: Białobok St. [red.]. *Buk zwyczajny (Fagus sylvatica L.)*. PWN Warszawa-Poznań. 143-159.
- Jansen W., Block A., Knaack J. 1988. Acid rain. History, generation, results. *Aura* 4: 18-19.
- Józwiak M., Kozłowski R. 2008. Deposition of selected metals in the Świętokrzyskie mountains and their influence on changes of soil pH. *Ecological Chemistry and Engineering A*. 15 (11): 1239-1256.
- Kostrzewski A., Kruszynski R., Kolander R. 2006. Zasady organizacji, system pomiarowy, wybrane metody badań. Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego. (<http://www.staff.amu.edu.pl/~zmsp/dok.html>).
- Kowalkowski A., Józwiak M., Kozłowski R. 2001. Pedogeniczne czynniki procesów zakwaszania wód w ekosystemie leśnym Świętokrzyskiego Parku Narodowego. W: Józwiak M., Kowalkowski A. [red.]. *Funkcjonowanie i monitoring geoekosystemów z uwzględnieniem zanieczyszczenia powietrza*. Biblioteka Monitoringu Środowiska. Kielce. 253-270.
- Kozłowski R. 2003. Przestrzenne zróżnicowanie opadu podokapowego w drzewostanie jodłowo-bukowym w centralnej części Gór Świętokrzyskich. *Regionalny Monitoring Środowiska Przyrodniczego* 4: 99-106.
- Kozłowski R. 2008. Określenie roli osadów mgielnych w kształtowaniu wysokości opadu podkoronowego. *Monitoring Środowiska Przyrodniczego* 10: 65-72.
- Kozłowski R., Józwiak M., Józwiak M. A., Rabajczyk A. 2011. Chemism of atmospheric precipitation as a consequence of air pollution: the case of Poland's Holy Cross Mountains. *Polish Journal of Environmental Studies* 20 (4): 919-924.
- Kram P., Hruška J., Wenner B. S., Driscoll C. T., Johnson C. E. 1997. The biogeochemistry of basic cations in two forest catchments with contrasting lithology in the Czech Republic. *Biogeochemistry* 37: 173-202.
- Kruszynski R. 1998. Chemizm opadu podokapowego i spływu po pniach w drzewostanie sosnowo-świerkowym (zlewnia Jeziora Czarnego, Pomorze Zachodnie). Biblioteka Monitoringu Środowiska. Warszawa. 15-30.
- Le Tacou F., Toutain F. 1973. Variations saisonnières et stationnelles de la teneur en éléments minéraux des feuilles de hêtre (*Fagus sylvatica*) dans l'est de la France. *Ann. Sci. Forest.* 30 (1): 1-29.
- Luoranen J., Rikala R., Konttinen K., Smolander H. 2005. Extending the planting period of dormant and growing Norway spruce container seedlings to early summer. *Silva Fennica* 39 (4): 481-496.
- Pajuste K., Frey J., Asi E. 2006. Interactions of atmospheric deposition with coniferous canopies in Estonia. *Environmental Monitoring and Assessment* 112: 117-196.
- Polkowska Ż., Astel A., Walna B., Małek S., Mędrzycka K., Górecki T., Siepak J., Namienik J. 2005. Chemometric analysis of rainwater and throughfall at several sites in Poland. *Atmospheric Environment* 39: 837-855.
- Potter C. S. 1991. Nutrient leaching from *Acer rubrum* leaves by experimental acid rainfall. *Can. J. For. Res.* 21: 222-229.
- Shibata H., Satou F., Sasa K. 2001. Importance of internal proton production for the proton budget in Japanese forest ecosystem. *Water, Air and Soil Pollution* 130: 685-690.
- Staszkievicz J. 1973. Zbiorowiska leśne okolic Szymbarku (Beskid Niski). *Dokum. Geogr.* 1: 73-94.
- Szarek-Lukaszewska G. 1999. Input of chemical elements to the forest ecosystem on the Carpathian Foothills (S Poland). *Polish Journal of Ecology* 47 (2): 191-213.
- Ulrich B. 1983. A concept of forest ecosystem stability and of acid deposition as driving force for destabilization. W: Ulrich B., Pankrath J. [red.]. *Effects of accumulation of air pollutants in forest ecosystems*. D. Reidel Publ. Co. Dordrecht Holland. 1-29.
- Van der Mass M. P., Pape Th. 1991. Hydrochemistry of two Douglas fir stands in the Netherlands. Internal publication. Department of Science and Geology. Agricultural University of Wageningen.
- De Vries W., Reinds G. J., van Kerkvoorde M. S., Hendriks C. M. A., Leeters E. F. J. M., Gross C. P., Vopgd J. C. H., Vel E.M. 2000. Intensive Monitoring of Forest Ecosystems in Europe. Technical Report 2000. EC-UN/ECE. Brussels. Geneva.



- Wang M. C., Liu C. P., Sheu B. H. 2004. Characterization of organic matter in rainfall, throughfall, stemflow, and streamwater from three subtropical forest ecosystems. *J. Hydrol.* 289: 275-285.
- Wood T., Bormann F. H. 1975. Increases in foliar leaching caused by acidification of an artificial mist. *Ambio.* 4: 169-171.
- Zeng G. M., Zhang G., Huang G. H., Jiang Y. M., Liu H. L. 2005. Exchange of  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$  and  $K^+$  and uptake  $H^+$ ,  $NH_4^+$  for the subtropical forest canopies influenced by acid rain in Shaoshan forest located in Central South China. *Plant Science* 168: 259-266.
- Zhang G., Zeng G. M., Jiang Y. M., Du C. Y., Huang G. H., Yao J. M., Zeng M., Zhang X. L., Tan W. 2006a. Seasonal dry deposition and canopy leaching of base cations in a subtropical evergreen mixed forest, China. *Silva Fennica* 40 (3): 417-428.
- Zhang G., Zeng G. M., Jiang Y. M., Yao J. M., Huang G. H., Jiang X. Y., Tan W., Zhang X. L., Zeng M. 2006b. Effects of weak acids on canopy leaching and uptake processes in a coniferous-deciduous mixed evergreen forest in central-south China. *Water Air Soil Pollut.* 172: 39-55.

## SUMMARY

### Assessment of $K^+$ , $Ca^{2+}$ and $Mg^{2+}$ volume leaching in selected tree stands under conditions of acidic deposition

The study was conducted in the central part of the Świętokrzyskie Mountains (Święty Krzyż Station) as well as in the Beskid Niski Mountains (Szymbark Base Station) in the years 2008-2010. Canopy budget model according to Ulrich [1983] and Van der Mass and Pape [1991] was used. The volume of potassium, magnesium and calcium ion loads washed out from tree assimilation organs, entering the soil together with throughfall and stemflow was calculated. Wald-Wolfowitz test showed that in both geoecosystems there exists a statistically significant difference in selected ions between the loads recorded in atmospheric precipitation and in the water reaching the soil. The highest differences in both studied geoecosystems were found in case of potassium ions. Calculations according to the Ulrich model showed that in the studied tree stands we are dealing with intense washout of analysed components, higher in case of deciduous tree species. Share of ions deposited into the soil and originating from the washout process are reflected by the chain of  $K > Mg > Ca$  for the spruce and hornbeam stands, and by  $K > Ca > Mg$  for the fir and beech stands.