

WSTĘPNE WYNIKI BADAŃ NAD TRANSFORMACJĄ WŁAŚCIWOŚCI FIZYCZNOCHEMICZNYCH OPADÓW ATMOSFERYCZNYCH W DRZEWOSTANIE DĘBOWO-SOSNOWYM W CZASIE POJEDYNCZYCH EPIZODÓW OPADOWYCH (PUSZCZA ZIELONKA)

Robert Kruszyk, Bernard Okoński, Paweł Strześliński

Kruszyk R., Okoński B., Strześliński P., 2013: Wstępne wyniki badań nad transformacją właściwości fizycznochemicznych opadów atmosferycznych w drzewostanie dębowo-sosnowym w czasie pojedynczych epizodów opadowych (Puszcza Zielonka) (*Preliminary results of research on transformation of physical and chemical properties of rainfall in pine-oak forest stand for discrete rainfall episodes (Puszcza Zielonka)*), *Monitoring Środowiska Przyrodniczego*, Vol. 14, s. 113–126.

Zarys treści: Celem badań było określenie stopnia transformacji właściwości fizycznochemicznych wód opadowych w ekosystemie leśnym oraz ocena skali zróżnicowania przestrzennego depozycji atmosferycznej pod koronami drzew. Badania prowadzono w drzewostanie dębowo-sosnowym na terenie Puszczy Zielonki w okresie od lipca do listopada 2010 roku. Uzyskane wyniki potwierdzają, że pomimo redukcji sumy opadów pod koronami drzew w procesie intercepcji, wielkość depozycji atmosferycznej w ekosystemie leśnym przekroczyła wartości notowane na terenie otwartym. Było to spowodowane procesem wzbogacania opadu podkoronowego w składniki wymywane z igieł i liści (potas, magnez). Zróżnicowanie przestrzenne ładunków poszczególnych składników chemicznych pod koronami drzew w niewielkim stopniu zależało od rozkładu wysokości opadu podkoronowego.

Słowa kluczowe: opad podkoronowy, depozycja atmosferyczna, zróżnicowanie przestrzenne, dąb bezszypułkowy, sosna zwyczajna.

Key words: *throughfall, ion deposition, spatial variability, Scots Pine, Sessile Oak, forest ecosystem.*

Robert Kruszyk, Zakład Geoekologii, Instytut Geoekologii i Geoinformacji, Uniwersytet im. A. Mickiewicza w Poznaniu, ul. Dziegielowa 27, 61-680 Poznań, e-mail: rlk@amu.edu.pl

Bernard Okoński, Katedra Inżynierii Leśnej, Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu

Paweł Strześliński, Katedra Urządzania Lasu, Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu

1. Wprowadzenie

W ekosystemach leśnych wody opadowe w kontakcie z powierzchnią roślin zmieniają swoje właściwości chemiczne. Wpływają na to zarówno procesy splukiwania zanieczyszczeń pyłowych i gazowych osadzonych na powierzchni roślin, jak i wymywanie pierwiastków z igieł i liści lub pobieranie wybranych jonów z wód opadowych (Van der Mass, Pape 1991, Grodzińska, Laskowski 1996, Dambrine i in. 1997, Draaijers i in. 1997, Walna, Siepak 1999, Polkowska i in. 2005, Ma-

łek, Astel 2008, Kozłowski i in. 2012). Skala transformacji właściwości fizykochemicznych opadu podkoronowego zależy od składu gatunkowego drzewostanu oraz stopnia zanieczyszczenia powietrza. Przyjmuje się, że drzewostany iglaste znacznie bardziej modyfikują właściwości chemiczne wód opadowych w porównaniu do drzewostanów liściastych (Shubzda i in. 1995, Fernandez-Sanjurjo i in. 1997, Herrmann i in. 2006, Kozłowski i in. 2012). Obecność igieł w ciągu całego roku, większa powierzchnia recepcyjna w porównaniu do liści przyczyniają się do zwiększonego dopływu

zanieczyszczeń do gleby. W efekcie w drzewostanach iglastych mamy do czynienia z procesami zakwaszania opadu podkoronowego na skutek wyczesywania z powietrza i splukiwania osadzonych na powierzchni igieł związków siarki i azotu (Van Breemen i in. 1987, Walna, Siepak 1999, Kvaalen i in. 2002, Bochenek i in. 2008, Małek, Astel 2008). Wyjątek stanowią drzewostany iglaste położone w zasięgu oddziaływania emisji alkalicznych (Kozłowski 2006). W drzewostanach liściastych występują zarówno procesy zakwaszania (Fernandez-Sanjurjo i in. 1997, Kozłowski i in. 2012) oraz wzrostu lub braku zmian pH wód opadowych po przejściu koron drzew (Walna, Siepak 1999, Herrmann i in. 2006, Polkowska i in. 2005). Wzrost pH opadu podkoronowego w przypadku gatunków liściastych jest wiązany z procesami neutralizacji jonów wodorowych obecnych w opadach przez kationy alkaliczne wymywane z organów asymilacyjnych (Van Breemen i in. 1987, Fenn, Bytnerowicz 1997).

Roślinność nie tylko modyfikuje skład chemiczny opadów atmosferycznych, ale wpływa również na zróżnicowanie przestrzenne dopływu wody do gleby w drzewostanie. Skala tego zjawiska zależy od zwarcia koron drzew, składu gatunkowego i wieku drzewostanu, odległości od pnia oraz wysokości i rodzaju opadu (Klein 1979, Olszewski 1984, Kruszyk 1993, Kostrzewski i in. 1994, Whelan i in. 1998, Kozłowski 2006, Staelens i in. 2006). Obok zróżnicowania wysokości opadu pod koronami drzew występuje również zróżnicowanie przestrzenne jego parametrów fizycznochemicznych.

Zmienność przestrzenna wymienionych parametrów ma zasadnicze znaczenie dla przebiegu procesów wietrzenia chemicznego i ługowania gleb zachodzących w skali jednego zbiorowiska leśnego. Analiza zmienności przestrzennej parametrów opadu podkoronowego ma także znaczenie dla metodyki prowadzenia monitoringu w ekosystemach leśnych. Pozwala bowiem określić reprezentatywną liczbę kolektorów opadu na dnie lasu w celu bilansowania obiegu materii.

Celem podjętych badań było poznanie właściwości chemicznych opadu podkoronowego oraz ocena skali zmienności przestrzennej depozycji atmosferycznej w drzewostanie dębowo-sosnowym w okresie pojedynczych epizodów opadowych. Istotnym aspektem prowadzonych badań było również określenie, w jakim stopniu procesy zachodzące w strefie koron drzew wpływają na poziom kwasowości opadu podkoronowego.

2. Obszar badań

Stanowisko badawcze zlokalizowano w Puszczy Zielonka – dużym kompleksie leśnym o powierzch-

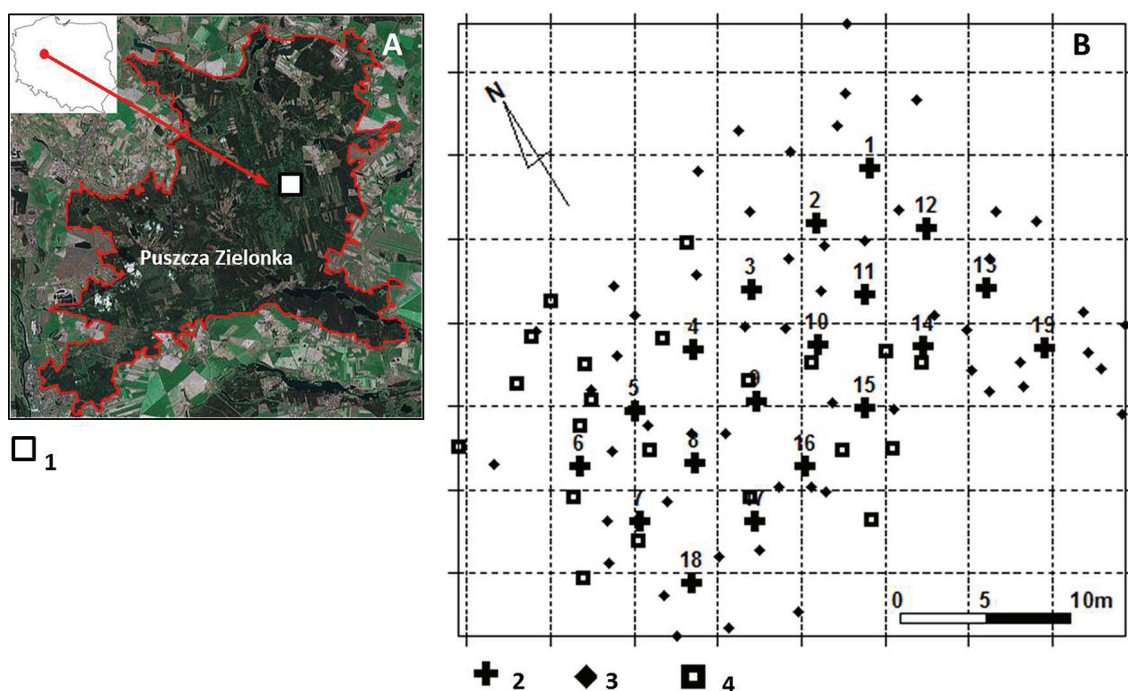
ni 15 tys. ha, położonym w centralnej Wielkopolsce, w sąsiedztwie aglomeracji poznańskiej – ok. 6 km na północny wschód od Poznania.

Gatunkami panującymi w drzewostanach Puszczy są sosna (74%) oraz dąb (16%). Dominujące typy siedliskowe lasu to LMśw – 59%, BMśw – 21%, Lśw – 11 % i Bśw – 4%.

Badania prowadzono na powierzchni badawczej położonej w części wydzielienia 26Ai, na której według Planu Urządzania Lasu występuje siedlisko lasu mieszanego świeżego. Drzewostan na powierzchni badawczej był jednopiętrowy, dębowo-sosnowy, w wieku 74 lat. Domieszka sosny występowała w formie grup po kilka sztuk, miejscami jednostkowo. Zwarcie było umiarkowane (rozluźnione), zagęszczenie umiarkowane, miejscami przerywane. Liczebności dębu i sosny na powierzchni objętej monitorowaniem opadu podkoronowego to 54 i 23 sztuki. Średnia pierśnica dębu i sosny wynosiła odpowiednio 22 oraz 27 cm, zaś średnia wysokość odpowiednio 22,7 i 24,6 m. Podszyt na wybranej powierzchni nie występował. Runo stanowiła głównie borówka czernica.

3. Metody badań

System pomiarowy składał się z 19 kolektorów opadu podkoronowego zlokalizowanych w węzłach regularnej siatki, w odstępach, co 5 metrów. Równolegle prowadzono obserwacje składu chemicznego opadów atmosferycznych na terenie otwartym. W tym celu na terenie stacji meteorologicznej położonej na terenie Arboretum w Zielonce, w odległości ok. 400 m od leśnej powierzchni badawczej, zainstalowano kolektor do poboru wód opadowych. Każdy kolektor składał się z pojemnika, który był połączony z lejkiem o powierzchni wlotowej wynoszącej 490,62 cm². Wlot lejka znajdował się na wysokości 1 m n.p.g. i był zabezpieczony siatką przed zanieczyszczeniem materiałem organicznym. Zarówno lejek, jak i pojemnik były wykonane z tworzyw sztucznych, które nie wpływały na skład chemiczny wód opadowych. W opracowaniu wykorzystano wysokość opadu atmosferycznego, mierzoną standardowym deszczomierzem Hellmanna. Stosunek wysokości opadu zmierzonego w kolektorze na terenie otwartym do wartości uzyskanej z deszczomierza Hellmanna wyniósł od 0,86 (pomiar 3) do 1,01 (pomiar 5). Uzyskane w ten sposób współczynniki użyto do korekcji stężeń w opadzie na terenie otwartym ze względu na parowanie według metodyki zaproponowanej przez Kostrzewskiego i in. (2006).



Ryc. 1. Lokalizacja obszaru badań (A) i rozmieszczenie deszczomierzy opadu podkoronowego na poletku pomiarowym (B): 1 – powierzchnia badawcza, 2 – deszczomierze opadu podkoronowego, 3 – dąb, 4 – sosna
 Fig. 1. Location of study area (A) and distribution of the throughfall collection the measurement plot (B): 1 – research area, 2 – throughfall collection, 3 – oak, 4 – pine

Badania miały charakter pilotażowy. W celu wstępnego rozpoznania stopnia transformacji oraz zróżnicowania przestrzennego właściwości fizykochemicznych opadu podkoronowego w okresie pojedynczych epizodów opadowych wykonano 5 kartowań hydrochemicznych w okresie od lipca do listopada 2010 roku. Próbkę opadu podkoronowego pobierano po kilku dniach (od 3 do 6) ekspozycji kolektorów w terenie. Cztery kartowania wykonano w okresie pełnego ulistnienia drzew, natomiast jedno (listopad) w okresie po pełnym opadnięciu liści.

Zakres wykonanych analiz obejmował wysokość opadu oraz podstawowe parametry fizykochemiczne: przewodność elektrolityczną, odczyn i stężenia głównych jonów (chlorków, siarczanów, azotanów, sodu, potasu, magnezu oraz jonów amonowych). Wymienione oznaczenia wykonywano oddzielnie dla każdego kolektora.

Pomiar przewodności elektrolitycznej i pH wykonywano za pomocą miernika wielofunkcyjnego CX-741 firmy Elmetron. Stężenia anionów (siarczanów, chlorków, azotanów) oznaczano za pomocą metody chromatografii jonowej, wykorzystując w tym celu chromatograf DX-120 firmy Dionex. Zawartość jonów amonowych oznaczano kolorymetrycznie metodą Nesslera przy użyciu spektrofotometru Spekol 1100 firmy Carl Zeiss. Do pomiaru stężeń sodu i potasu wykorzystano metodę

spektrometrii emisji atomowej, natomiast do pomiaru stężeń magnezu metodę spektrometrii absorpcji atomowej. Oznaczenia wykonano za pomocą spektrometru SpectrAA-20 plus firmy Varian. Wszystkie analizy chemiczne wykonano w laboratorium Stacji Geoekologicznej Uniwersytetu im. A. Mickiewicza w Storkowie. W celu oceny poprawności wykonywanych analiz laboratorium w Storkowie corocznie uczestniczy w międzylaboratoryjnych badaniach porównawczych metod oznaczania składników chemicznych w próbkach wody. Badania organizowane przez Instytut Ochrony Środowiska-Państwowy Instytut Badawczy w Warszawie pozwalają ocenić poprawności oznaczeń chemicznych w próbkach kontrolnych, pochodzących z porównań międzylaboratoryjnych organizowanych w sieci EMEP.

Opracowanie statystyczne obejmowało m.in. obliczenie średnich ważonych dla całej powierzchni badawczej. Jako wagę wykorzystano wysokość opadu podkoronowego. Ładunek obliczono, mnożąc stężenie przez wysokość opadu. Obliczenia statystyczne wykonano w programie Statistica 10.0, natomiast opracowanie graficzne w programie Grapher 9.

Dla określenia stopnia transformacji opadu podkoronowego wykorzystano współczynniki koncentracji i wzbogacenia. Współczynnik koncentracji jest stosunkiem stężenia danego pierwiastka w opadzie podkoronowym i opadzie na terenie otwartym (Parker 1983).

W przypadku współczynnika wzbogacenia procedura obliczeniowa była taka sama jak dla współczynnika koncentracji, tylko zamiast stężeń użyto ładunki (Herrmann i in. 2006).

W celu określenia ładunku potasu oraz magnezu wymywanych z organów asymilacyjnych posłużono się budżetowym modelem sklepienia koron (Ulrich 1983, Bredemeier 1988, Van der Mass, Pape 1991, Draaijers, Erisman 1995). Wskaźnik depozycji suchej DDF obliczono według wzoru Ulricha (1983):

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

gdzie: TF_{Na} – ładunek sodu wniesiony do podłoża z opadem podkoronowym, SF_{Na} – ładunek sodu wniesiony do podłoża ze spływem po pniach, BP_{Na} – ładunek sodu wniesiony do podłoża opadem na terenie otwartym.

Wielkość wymywania potasu oraz magnezu (CL_K i CL_{Mg}) oblicza się według formuły (Draaijers i in. 1997):

$$CL_{K,Mg} = TF_{K,Mg} + SF_{K,Mg} - BP_{K,Mg} - DD_{K,Mg}$$

gdzie: $DD_{K,Mg}$ – ładunki potasu oraz magnezu pochodzące ze spłukiwania suchej depozycji z powierzchni roślin.

W omawianych badaniach pominięto spływ po pniach drzew.

Dla oszacowania niezbędnej liczby stanowisk pomiaru opadu podkoronowego, przy założonym błędzie oszacowania średniej, wykorzystano wzór:

$$n = \frac{t_{\alpha}^2 s^2}{D^2}$$

gdzie: n – niezbędna liczba pomiarów, s – odchylenie standardowe populacji, t – zmienna losowa t-Studenta odczytana z tabel na poziomie istotności równym 0,05.

Mapy rozkładu wysokości opadu podkoronowego i ładunków pod koronami drzew wykonano za pomocą programu Surfer 8, wykorzystując metodę interpolacji kriging.

4. Wyniki

4.1. Warunki pogodowe

W okresie prowadzenia badań warunki meteorologiczne, zwłaszcza sumy opadów atmosferycznych, znacząco odbiegały od średnich wieloletnich charakterystycznych dla tego obszaru (stacja meteorologiczna na terenie Arboretum w Zielonce). Według klasyfikacji termiczno-opadowej zaproponowanej przez Lorenc (2005) miesiące, w których prowadzono pomiary opadu

podkoronowego na tle wartości z wielolecia 1986–2009 można zakwalifikować następująco:

- lipiec ze średnią sumą opadów 109,9 mm (156% wartości z wielolecia 1986–2009) oraz temperaturą 21,8°C jako wilgotny i ciepły,
- sierpień ze średnią sumą opadów 142,0 mm (253%) oraz temperaturą 18,5°C jako skrajnie wilgotny i przeciętny pod względem temperatury,
- wrzesień ze średnią sumą opadów 80,9 mm (183%) oraz temperaturą 12,0°C jako bardzo wilgotny i lekko chłodny,
- październik ze średnią sumą opadów 6,1 mm (18%) oraz temperaturą 5,5°C jako skrajnie suchy i bardzo chłodny,
- listopad ze średnią sumą opadów 118,4 mm (311%) oraz temperaturą 4,4°C jako skrajnie wilgotny i przeciętny pod względem temperatury.

Specyfiką okresu badawczego były ponadprzeciętne sumy opadów atmosferycznych w okresie od lipca do września oraz w listopadzie. W miesiącach tych opady notowano niemal codziennie, a ich sumy dobowe w wielu przypadkach przekraczały 10 mm (tab. 1). Z kolei w październiku suma miesięczna, wynosząca 6,1 mm, stanowiła zaledwie 18% wartości przeciętnej dla wielolecia 1986–2009.

4.2. Przepuszczalność drzewostanu

Opad podkoronowy wyrażony jako procent opadu na terenie otwartym określa wartość przepuszczalności koron drzew dla opadów atmosferycznych. W okresie pełnego ulistnienia wartość przepuszczalności, obliczona na podstawie 19 kolektorów, kształtowała się od 59,0% (pomiar 4) do 122,5% (pomiar 1). W okresie braku liść wartość tego parametru wyniosła 93,4% (pomiar 5). Obserwowana w okresie pomiaru 1 ujemna intercepcja była prawdopodobnie spowodowana zmiennością przestrzenną wysokości opadu na terenie badań (leśna powierzchnia badawcza – posterunek meteorologiczny). W tym czasie na obszarze badawczym występowały opady konwekcyjne.

4.3. Opad na terenie otwartym, opad podkoronowy – właściwości fizykochemiczne

Wody opadowe, mierzone na terenie otwartym w okresie badań, charakteryzowały się przewodnością elektrolityczną na poziomie 12,31 $\mu S \cdot cm^{-1}$. Według klasyfikacji Jansena, Blocka i Knaacka (Leśniok 1996) wartość ta pozwala zaliczyć je do klasy o przewodnościach nieznacznych. W skali całego okresu prowadzenia badań parametr ten przyjmował wartości z przedziału od 9,88 $\mu S \cdot cm^{-1}$ (pomiar 3) do 19,70 $\mu S \cdot cm^{-1}$ (pomiar 5).

Tab. 1. Charakterystyka wysokości opadu podkoronowego na tle parametrów opadów na terenie otwartym
 Tab. 1. *Rainfall episode characteristics for throughfall and rainfall in open ground*

Pomiar <i>Sampling period</i>	Opad na terenie otwartym/ <i>Rainfall in open ground</i>			Opad podkoronowy <i>Throughfall</i>	
	Suma (opad max dobowy) <i>Rainfall total (maximum daily rainfall)</i>	Wydajność opadu <i>Rainfall efficiency</i>	Liczba dni z opadem <i>Number of days with rainfall</i>		
–	mm	mm/dobę z opadem	–	mm	%
1 (16–18.07)	14,2 (13,6)	4,7	3	17,4	122,5
2 (05–10.08)	52,7 (35,7)	13,2	4	37,4	70,8
3 (20–26.08)	23,2 (10,9)	3,9	6	19,1	82,3
4 (27–29.08)	21,7 (18,0)	7,2	3	12,8	59,0
5 (12–16.11) ¹	21,4 (17,1)	7,1	3	20,0	93,4
1–5/ (16.07 – 16.11) ¹	133,2	–	22	106,7	80,1

¹ Suma obejmująca wszystkie okresy pomiarowe/*Aggregate of all measurement periods*

Tab. 2. Właściwości fizycznochemiczne opadu na terenie otwartym (OA) i opadu podkoronowego (OP)
 Tab. 2. *The physical-chemical parameters of rainfall in open ground (OA) and throughfall*

Pomiar <i>Sampling period</i>	Opad <i>Rain</i>	SEC ¹	pH	N-NO ₃	S-SO ₄	Cl	K	Mg	Na	N-NH ₄
		μS•cm ⁻¹	–	mg•dm ⁻³						
1	OA	12,21	5,23	0,34	0,35	0,15	0,13	0,12	0,36	1,30
	OP	23,53	5,19	0,63	0,45	0,45	1,54	0,25	0,57	2,41
2	OA	10,25	5,57	0,28	0,34	0,10	0,14	0,06	0,17	0,89
	OP	15,05	5,35	0,29	0,38	0,19	0,88	0,16	0,27	1,13
3	OA	9,88	6,80	0,26	0,28	0,15	0,18	0,05	0,18	0,84
	OP	16,96	5,59	0,40	0,30	0,45	1,04	0,14	0,30	0,96
4	OA	12,69	6,10	0,17	0,22	0,22	0,44	0,05	0,22	1,04
	OP	14,80	5,56	0,22	0,23	0,45	1,17	0,14	0,30	1,11
5	OA	19,70	4,54	0,47	0,63	0,58	0,88	0,07	0,46	0,53
	OP	23,42	4,67	0,47	0,85	0,92	1,25	0,22	0,55	0,82
1–5	OA	12,31	5,19	0,29	0,36	0,21	0,31	0,06	0,25	0,89
	OP	18,32	5,13	0,39	0,45	0,45	1,12	0,18	0,38	1,25

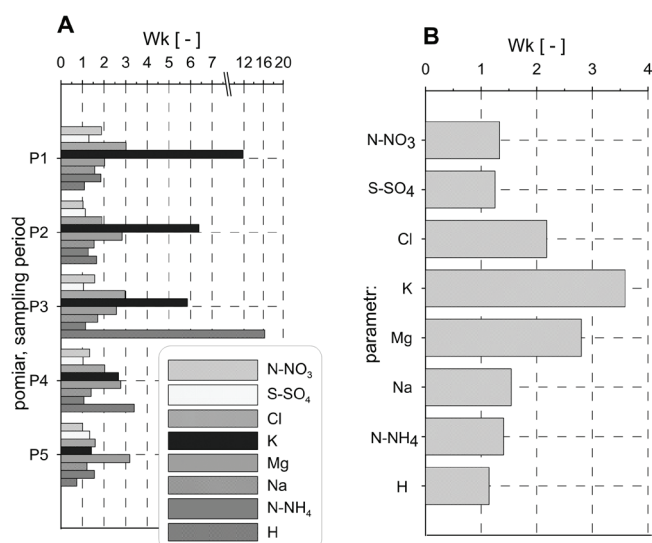
¹ Przewodność elektryczna/*Electric conductivity*

W przypadku opadu podkoronowego wartość ta kształtowała się na poziomie 18,32 μS•cm⁻¹. Wartości najwyższe obserwowano w okresie pomiaru 1 (23,53 μS•cm⁻¹) oraz – analogicznie jak w przypadku opadu na terenie otwartym – podczas pomiaru 5 (23,42 μS•cm⁻¹) (tab. 2). Średnia ważona wartość pH dla wód opadowych kształtowała się na poziomie 5,19, charakterystycznym dla wartości normalnych (5,10–6,10) według klasyfikacji Jansena, Blocka i Knaacka (Leśniok 1996). W ciągu całego okresu badawczego pH mieściło się w zakresie wartości od lekko obniżonych (4,54 – pomiar 5) do podwyższonych (6,80 – pomiar 3), na-

tomiast opad podkoronowy w skali od 4,67 (pomiar 5, brak liści) do 5,59 (pomiar 3, pełne ulistnienie drzew), przy wartości średniej ważonej dla całego okresu równej 5,13. Zestawienie średnich ważonych stężeń oznaczanych składników chemicznych w opadzie na terenie otwartym dla całego okresu badawczego pozwala zaliczyć uzyskane wartości do klas stężeń nieznacznych według wspomnianej klasyfikacji. Wyjątek stanowi azot amonowy, którego stężenie (0,89 mg•dm⁻³) reprezentuje klasę stężeń lekko podwyższonych.

Parametrem, który oddaje stopień transformacji składu chemicznego opadu podkoronowego jest współ-

czynnik koncentracji. Porównując uzyskane wartości omawianego parametru dla poszczególnych okresów badawczych, stwierdzić można, że procesy wzbogacania wód opadowych w pierwiastki w strefie koron są najbardziej intensywne w okresie ich pełnego ulistnienia



Ryc. 2. Wartości współczynnika koncentracji (Wk) dla poszczególnych pomiarów (A) i całego okresu badawczego (B)
Fig. 2. Concentration index ratio (Wk) values for each sample (A) and the average for the research period (B)

Tab. 3. Ładunki pierwiastków wprowadzanych do podłoża z opadem na terenie otwartym (OA) i pod koronami drzew (OP)
Tab. 3. Loads of elements in the open field (OA) and under tree crowns (OP)

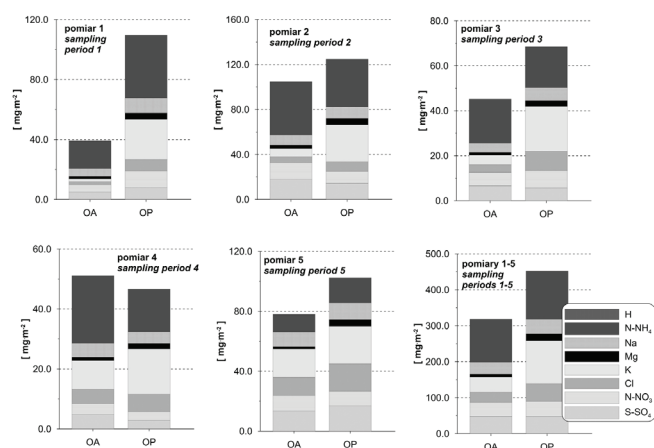
Pomiar Sampling period	Opad Rain	N-NO ₃	S-SO ₄	Cl	K	Mg	Na	N-NH ₄	H ⁺
		mg•m ⁻²							μg/m ²
1	OA	4,8	4,9	2,1	1,8	1,7	5,1	18,6	83
	OP	11,0	7,9	7,9	26,7	4,3	9,9	42,0	111
	OP/OA¹	2,3	1,6	3,8	14,8	2,5	1,9	2,3	1,3
2	OA	14,8	17,8	5,3	7,3	2,9	9,2	47,2	143
	OP	10,7	14,2	7,1	32,9	5,8	10,0	42,4	167
	OP/OA	0,7	0,8	1,3	4,5	2,0	1,1	0,9	1,2
3	OA	6,0	6,6	3,5	4,1	1,2	4,1	19,5	3,7
	OP	7,7	5,7	8,6	19,9	2,6	5,8	18,2	49
	OP/OA	1,3	0,9	2,5	4,9	2,2	1,4	0,9	13,2
4	OA	3,6	4,8	4,6	9,5	1,1	4,7	22,5	17
	OP	2,9	2,9	5,8	15,1	1,8	3,9	14,2	35
	OP/OA	0,8	0,6	1,3	1,6	1,6	0,8	0,6	2,1
5	OA	10,1	13,6	12,4	18,8	1,5	9,8	11,3	617
	OP	9,5	17,1	18,5	25,0	4,5	11,1	16,4	429
	OP/OA	0,9	1,3	1,5	1,3	3,0	1,1	1,4	0,7
1–5	OA	39,3	47,8	28,3	41,6	8,5	33,0	119,2	865
	OP	41,8	47,7	48,0	119,6	19,0	40,6	133,2	792
	OP/OA	1,1	1,0	1,7	2,9	2,2	1,2	1,1	0,9

¹ Współczynnik wzbogacenia/Enrichment ratio

nia (ryc. 2A). Dotyczy to szczególnie potasu i magnezu oraz jonów wodorowych (pomiar 3). W okresie braku liści procesy te są mniej nasilone.

Intensywność wzbogacania opadu podkoronowego przedstawia się odmiennie w przypadku poszczególnych składników. Największy wzrost stężeń w opadzie podkoronowym, w porównaniu z opadem na terenie otwartym, odnotowano dla potasu i magnezu (ryc. 2B). W przypadku potasu wartość współczynnika koncentracji dla całego okresu pomiarowego wyniosła 3,6 (od 1,4 – pomiar 5 do 11,8 – pomiar 1). Dla magnezu wartość średnia była równa 2,8, natomiast wartości skrajne wyniosły 2,0 (pomiar 1) i 3,2 (pomiar 5). Najniższe wartości dla całego okresu badawczego uzyskano dla: azotu azotanowego, siarki siarczanowej oraz jonów wodorowych, dla których analizowany parametr był zbliżony do jedności (ryc. 2A i 2B).

Łączny ładunek pierwiastków pod koronami drzew, obliczony dla wszystkich okresów pomiarowych, wyniósł 452,0 mg•m⁻² (ryc. 3). Wartość ta stanowiła 142% ładunku notowanego na terenie otwartym (318,5 mg•m⁻²). Uwzględniając poszczególne okresy pomiarowe, odnotowano przypadki, kiedy sumaryczny ładunek pierwiastków pod koronami drzew był mniejszy w porównaniu do terenu otwartego (pomiar 4) (ryc. 3). Porównując depo-



Ryc. 3. Wielkość depozycji na terenie otwartym (OA) i pod koronami drzew (OP)

Fig. 3. Deposition value of rainfall in open ground (OA) and under canopy (OP)

zycję poszczególnych pierwiastków na terenie otwartym i pod koronami drzew, największe różnice odnotowano dla potasu i magnezu. Dysproporcje te zaznaczają się w przypadku każdego z pomiarów. Całkowity ładunek tych pierwiastków dostarczany z opadem podkoronowym do podłoża przekraczał ponad dwukrotnie wartość obserwowane na terenie otwartym (tab. 3). Dla pozostałych elementów składu chemicznego, poza chlorkami, poziom depozycji pod koronami drzew był zbliżony do wartości notowanych na terenie otwartym lub niższy.

Zastosowany budżetowy model sklepienia koron pozwolił na obliczenie ładunków potasu oraz magnezu wymywanych z organów asymilacyjnych drzew. Udział tych procesów w dopływie potasu z opadem podkoronowym kształtował się na poziomie 57,2% (68,36 mg·m⁻²).

Jest to ładunek łączny obliczony dla wszystkich okresów pomiarowych. Uwzględniając poszczególne pomiary, potas wymywany z organów asymilacyjnych stanowił od 15,2% (pomiar 5) do 86,7% (pomiar 1) całkowitej depozycji pod koronami drzew. Najwyższe wartości obserwowano w okresie pełnego ulistnienia drzew (pomiary od 1 do 4). W przypadku magnezu udział procesów wymywania oszacowano na 45,2% (8,60 mg•m⁻²). Dla poszczególnych okresów pomiarowych wartość ta kształtowała się od 22,8 do 62,4%.

4.4. Zróźnicowanie przestrzenne wysokości i właściwości fizycznochemicznych opadu podkoronowego

Rozpatrując wartości współczynnika zmienności (Cv) największe zróżnicowanie przestrzenne odnotowano dla stężeń potasu i jonów wodorowych (Cv > 40%) następnie chlorków, magnezu, azotu amonowego (Cv powyżej 25%) (tab. 4). Z kolei dla siarki siarczanowej, sodu, azotu azotanowego oraz przewodności elektrolitycznej wartości Cv były mniejsze od 25%. Najmniej zróżnicowana przestrzennie okazała się wysokość opadu podkoronowego. Uwzględniając poszczególne pomiary zmienność opadu pod koronami drzew była najmniejsza po opadnięciu liści (pomiar 5). W mniejszym stopniu jest to widoczne dla parametrów fizycznochemicznych opadu podkoronowego.

Uwzględniając rozkład przestrzenny depozycji pod koronami drzew, różnice pomiędzy stanowiskami okazały się największe w przypadku jonów wodorowych (tab. 5). Przyjmując za 100% wartość średnią, obliczoną na podstawie wszystkich stanowisk, różnica między wartościami skrajnymi osiągała poziom 215% średniej

Tab. 4. Wartości współczynnika zmienności (Cv) dla rozkładu przestrzennego parametrów fizykochemicznych opadu podkoronowego

Tab. 4. The values of the coefficient of variation (Cv) for the spatial distribution of physical-chemical parameters of throughfall

Pomiar <i>Sampling period</i>	Opad podko- ronowy <i>Through- fall</i>	SEC ¹	Cl	S-SO ₄	N-NO ₃	K	Mg	Na	N-NH ₄	H
		%								
1	12,3	32,4	41,7	18,4	47,4	45,1	36,4	14,0	33,7	46,0
2	13,2	15,7	30,0	10,1	11,0	37,8	21,2	18,6	17,9	34,6
3	12,4	24,5	29,7	9,3	24,7	44,8	33,2	16,8	38,2	59,4
4	17,2	27,6	37,7	19,8	16,3	51,7	38,0	23,7	47,1	54,1
5	6,3	18,6	25,0	16,9	19,0	39,2	27,7	16,7	20,4	28,2
1–5	12,3	22,0	31,9	13,8	21,5	42,2	29,1	17,8	28,1	42,1

¹ Przewodność elektryczna/*Electric conductivity*

depozycji jonów wodorowych (pomiar 3). Dla pozostałych składników chemicznych rozbieżności między skrajnymi wartościami depozycji nie przekraczały 150% wartości średniej dla całej powierzchni badawczej. Największe różnice w depozycji między kolektorami odnotowano dla potasu, magnezu oraz chlorków. Z kolei najmniej różnicowany okazał się rozkład wysokości opadu podkoronowego (tab. 5). Porównując poszczególne okresy pomiarowe, skala zróżnicowania przestrzennego dla większości analizowanych parametrów okazała się najmniejsza w czasie ostatniego pomiaru, po opadnięciu liści.

Na rycinie 4 przedstawiono rozkłady przestrzenne ładunków potasu i sodu wyrażonych, jako procent wartości średniej obliczonej dla całej powierzchni badawczej – wartość 100% odpowiada średniej. W przypadku potasu największe ładunki odnotowano w miejscach występowania drzewostanu dębowego. Sosna wpływała w mniejszym stopniu na rozkład ładunków tego pierwiastka. Taki obraz widoczny jest zarówno w okresie

pełnego ulistnienia koron (pomiar 1 i 3) oraz w czasie jego braku (pomiar 5). Rozkład depozycji sodu w mniejszym stopniu nawiązuje do zróżnicowania gatunkowego drzewostanu (ryc. 4). Ponadto potas w porównaniu do sodu charakteryzuje się większym podobieństwem rozkładów ładunków pomiędzy pomiarami. Potwierdza to wykonana analiza korelacji rang Spearmana. Dla potasu w pięciu przypadkach na 10 możliwych kombinacji par pomiarów uzyskano rozkłady depozycji na dnie lasu, które były ze sobą skorelowane. Dla sodu odnotowano tylko dwie takie pary.

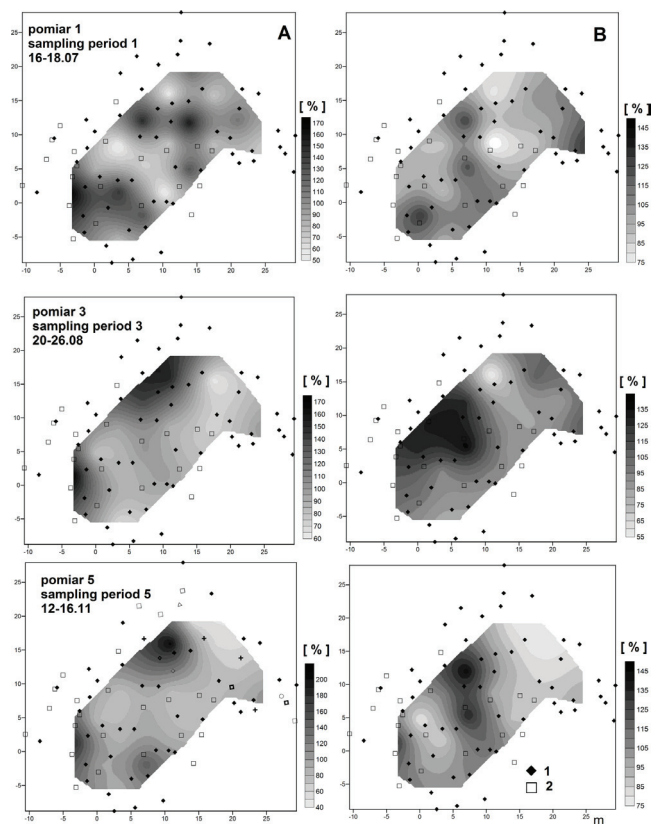
Na podstawie dostępnych danych przeprowadzono analizę zróżnicowania przestrzennego ładunków i wysokości opadu podkoronowego w poszczególnych okresach pomiarowych. Wartości zawarte w tabeli 6 oznaczają ilość istotnych statystycznie korelacji rang Spearmana dla par pierwiastków lub pierwiastku i wysokości opadu podkoronowego, przy przyjętym poziomie istotności $\leq 0,05$. Dla par: N-NH₄ i K, N-NH₄ i Mg, N-NO₃ i S-SO₄ w każdym okresie pomiarowym rozkła-

Tab. 5. Wybrane statystyki opisujące zróżnicowanie przestrzenne wysokości opadu i depozycji jonów pod koronami drzew
Tab. 5. Selected statistics of spatial variability for precipitation and deposition under canopy

Pomiar <i>Sampling period</i>	Statystyka <i>Statistics</i>	mm	Cl	S-SO ₄	N-NO ₃	K	Mg	Na	N-NH ₄	H
		Średnia dla całej powierzchni = 100%/Average for the measurement plot = 100%								
		%								
1	min	74.1	61.9	76.3	62.6	50.1	69.8	67.4	66.6	9.1
	max	123.2	176.6	126.0	200.7	168.8	173.3	130.1	161.5	218.4
	rozstęp	49.0	114.7	49.7	138.1	118.7	103.5	62.7	94.9	209.3
	SD ¹	12.3	33.0	13.5	35.7	38.3	28.4	17.8	28.9	45.1
2	min	61.3	57.4	56.5	55.9	52.3	39.4	52.6	51.0	42.6
	max	118.6	169.3	128.2	126.1	183.1	165.9	138.3	135.7	209.7
	rozstęp	57.3	111.9	71.6	70.2	130.7	126.5	85.7	84.7	167.1
	SD	13.2	28.3	16.7	17.5	39.3	27.5	24.6	21.5	37.0
3	min	63.2	64.7	69.7	54.2	63.1	60.7	54.3	59.8	19.0
	max	112.0	183.4	128.7	147.3	168.3	177.7	137.1	176.9	234.0
	rozstęp	48.9	118.8	59.0	93.2	105.2	117.0	82.8	117.1	215.0
	SD	12.4	30.2	12.3	25.4	28.6	33.5	20.6	37.9	64.0
4	min	58.7	59.4	69.1	58.0	72.5	63.9	58.4	45.0	33.8
	max	129.3	170.7	139.7	133.0	183.0	173.0	134.0	179.6	248.0
	rozstęp	70.6	111.2	70.5	75.0	110.5	109.1	75.6	134.6	214.1
	SD	17.2	26.6	18.1	17.8	33.2	27.8	18.7	37.5	56.8
5	min	81.4	69.2	79.3	70.4	53.6	58.9	76.8	69.4	67.2
	max	106.8	155.3	135.3	146.2	205.4	167.2	143.0	143.0	177.2
	rozstęp	25.4	86.1	56.0	75.8	151.8	108.4	66.2	73.6	110.0
	SD	6.3	26.1	17.0	20.1	39.9	28.9	18.9	21.9	28.7

¹ Odchylenie standardowe/Standard deviation

dy ładunków wymienionych składników były ze sobą skorelowane. Były to zależności wprost proporcjonalne. Z drugiej strony brakuje lub występują sporadycznie zależności depozycji składników chemicznych od



Ryc. 4. Zróżnicowanie przestrzenne depozycji potasu (A) i sodu (B) w wybranych okresach pomiarowych: 1 – dąb, 2 – sosna

Fig. 4. Spatial distribution of deposition value for potassium (A) and sodium (B) for selected sampling periods: 1 – oak, 2 – pine

wysokości opadu podkoronowego. Depozycja jonów wodorowych była skorelowana z rozkładem ładunków azotu azotanowego w okresie trzech pomiarów. Tylko raz, w czasie pomiaru pierwszego, uzyskano zależność pomiędzy rozkładem depozycji jonów wodorowych i siarki siarczanowej.

Na podstawie budżetowego modelu sklepienia koron drzew obliczono dla każdego stanowiska w drzewostanie dębowo-sosnowym procent całkowitego ładunku potasu i magnezu, który jest wymywany z liści. Dla większości okresów pomiarowych uzyskane rozkłady były ze sobą skorelowane (tab. 7). W celu określenia czynników wpływających na procesy wymywania potasu i magnezu przeprowadzono analizę korelacji, w której jako zmienne objaśniające wykorzystano ładunek netto jonów wodorowych (ładunek w opadzie podkoronowym pomniejszony o depozycję atmosferyczną) oraz przepuszczalność drzewostanu (procent opadu atmosferycznego, który przenika do dna lasu). Korzystając z procedury korelacji liniowej Pearsona dla procesów wymywania potasu, otrzymano statystycznie istotną zależność od rozkładu ładunku netto jonów wodorowych ($r = -0,478$, $\alpha = 0,044$). Dla magnezu uzyskany współczynnik korelacji ($r = 0,092$, $\alpha = 0,716$) okazał się statystycznie nieistotny. Wykorzystując metodę korelacji rang Spearmana, w obu przypadkach otrzymane zależności okazały się statystycznie nieistotne, chociaż uzyskana dla potasu zależność była ujemna ($R = -0,187$, $\alpha = 0,456$). Dla obu pierwiastków intensywność procesów wymywania była ujemnie skorelowana z przepuszczalnością drzewostanu. Uzyskane współczynniki korelacji Pearsona były statystycznie nieistotne. Dla potasu współczynnik korelacji r wyniósł $-0,396$ ($\alpha = 0,104$), natomiast dla magnezu $-0,364$ ($\alpha = 0,139$).

Tab. 6. Podsumowanie korelacji rang Spearmana dla rozkładu przestrzennego wysokości opadu i ładunków pod koronami drzew dla poszczególnych okresów pomiarowych

Tab. 6. Summary of results of Spearman's correlation for spatial distribution of precipitation and loads under canopy for investigated sampling periods

Parametr Parametr	Cl	K	Mg	Na	N-NH ₄	N-NO ₃	H	S-SO ₄
Cl								
K	2							
Mg	4	4						
Na	4	2	4					
N-NH ₄	5	5	5	3				
N-NO ₃	2	1	1	4	3			
H	1	0	3	2	2	3		
S-SO ₄	4	3	3	4	3	5	1	
Opad	0	0	1	2	2	2	0	4

Na podstawie danych z 19 stanowisk pomiaru opadu podkoronowego określono liczbę kolektorów niezbędną do oszacowania wartości średniej dla całej powierzchni badawczej przy określonym błędzie. Uzyskane wyniki pozwalają wyróżnić dwie grupy parametrów (tab. 8). Grupa pierwsza obejmuje takie elementy, jak: wysokość opadu podkoronowego, depozycję siarczanów oraz sodu. Dla tej grupy liczba niezbędnych stanowisk pomiarowych jest najmniejsza. Z kolei dla uzyskania wiarygodnych wartości depozycji jonów wodorowych, przy założeniu popełnienia 5-procentowego błędu, liczba niezbędnych kolektorów wynosi 148. Nieco mniej stanowisk pomiarowych wymaga uzyskania średniej depozycji potasu, chlorków oraz azotanów.

5. Dyskusja

Uzyskane wyniki badań w drzewostanie dębowo-sosnowym potwierdzają, że opad w kontakcie z powierzchnią roślin zmienia swoje właściwości chemiczne. Zmiany te obejmują zarówno wzrost stężeń jonów

opadzie podkoronowym oraz depozycji pod koronami drzew, pomimo start wody procesie zwilżania powierzchni roślin. Na podstawie wyników dotychczasowych badań realizowanych w różnych ekosystemach leśnych na świecie można przyjąć, że wzrost mineralizacji opadu podkoronowego jest efektem dwóch procesów: wyczesywania zanieczyszczeń obecnych w powietrzu oraz wymywania pierwiastków z igieł i liści (Grodzińska, Laskowski 1996, Hansen 1996, Draaijers i in. 1997, Małek, Astel 2008, Kozłowski i in. 2012). W badanym drzewostanie największe wzbogacenie opadu podkoronowego odnotowano dla potasu i magnezu. Dla potasu uzyskany współczynnik wzbogacenia mieścił się w zakresie od 1,3 do 14,8. Są to wartości niższe od podawanych w literaturze dla tego typu drzewostanów. Herrmann i in. (2006) dla drzewostanów dębowych położonych północno-zachodnich Niemczech uzyskali wartości w zakresie od 16,0 do 33,0, natomiast dla sosny od 6,1 do 21,5. Walna i Siepak (1999) dla drzewostanu dębowo-sosnowego, zlokalizowanego na terenie Wielkopolskiego Parku

Tab. 7. Macierz korelacji R Spermana pomiędzy rozkładami ładunków potasu i magnezu pochodzącymi z procesów wymywania
Tab. 7. Spearman's correlation values between distributions of loads of potassium and magnesium deriving from canopy leaching process

	Pomiar/Sampling period					
	1	2	3	4	5	1–5
Współczynnik korelacji R/correlation coefficient R	0,461	0,395	0,192	0,404	0,635	0,488
Poziom istotności/significance level	0,040	0,100	0,400	0,080	0,005	0,030

Tab. 8. Liczba kolektorów opadu podkoronowego niezbędna do określenia ładunku i wysokości opadu z określonym błędem
Tab. 8. The number of throughfall collectors adequate to determine deposition and precipitation with accepted error level

Błąd Error [%]	Pomiar Sampling period	Cl	K	Mg	Na	N-NH ₄	N-NO ₃	H	S-SO ₄	mm
2	1	202	323	139	66	147	216	926	38	32
	5	126	254	162	67	95	76	144	58	9
5	1	32	52	22	11	24	34	148	6	5
	5	20	41	26	11	15	12	23	9	1
10	1	8	13	6	3	6	9	37	2	1
	5	5	10	6	3	4	3	6	2	1
15	1	4	6	2	1	3	4	16	1	1
	5	2	5	3	1	2	1	3	1	1
20	1	2	3	1	1	1	2	9	1	1
	5	1	3	2	1	1	1	1	1	1

Narodowego, otrzymali współczynnik wzbogacenia na poziomie 9. Z kolei w drzewostanie złożonym z dębu czerwonego i brzozy białej, położonym północnozachodniej Hiszpanii, ładunek potasu w opadzie podkoronowym był ponad czterokrotnie większy w porównaniu z opadem na terenie otwartym (Fernandez-Sanjuje i in. 1997). Dla drzewostanów sosnowych wymienieni autorzy uzyskali współczynnik wzbogacenia równy 12,4.

Jednym z procesów odpowiedzialnych za wzbogacenie wód opadowych w potas jest wymywanie tego pierwiastka z organów asymilacyjnych z liści i igieł (*canopy leaching*) (Van der Mass, Pape 1991, Draaijers i in. 1997, Staszewski 2004, Małek, Astel 2008, Kozłowski i in. 2012). W badanym drzewostanie udział tego procesu w dopływie potasu do gleby oceniono na 57,2%. Jest to poziom zbliżony do wartości podawanych przez Herrmann i in. (2006) dla drzewostanów sosnowych (44–71%), ale mniejszy w zestawieniu z wartościami uzyskanymi w drzewostanach dębowych (74–92%). Z kolei Pajuste i in. (2006) dla drzewostanów sosnowych i świerkowych w Estonii ocenili wymywanie potasu na 40–73% całkowitej depozycji.

Wzbogacenie opadu podkoronowego w magnez w badanym drzewostanie dębowo-sosnowym było mniejsze w porównaniu z potasem. Istotnym źródłem tego pierwiastka w opadzie podkoronowym, obok procesów wymywania, jest dopływ atmosferyczny (Fernandez-Sanjurjo i in. 1997). W badanym drzewostanie największe wzbogacenie opadu podkoronowego w magnez odnotowano w okresie braku liści (pomiar 5), inaczej niż w przypadku potasu. Udział procesów wymywania w całkowitym ładunku magnezu wyniósł 45,2%. Dla drzewostanów sosnowych Herrmann i in. (2006) podają wartości wahające się od 2 do 6%. Pajuste i in. (2006) dla drzewostanów sosnowych i świerkowych uzyskali wartości z zakresu 8–28%. Dla drzewostanów dębowych Herrmann i in. (2006) ocenili ładunek wymywanego magnezu na 32–57%.

Mniejsze wzbogacenie opadu podkoronowego w potas w badanym drzewostanie najprawdopodobniej można wiązać z niewielkim dopływem substancji zakwaszających z depozycją atmosferyczną. Wskazuje na to mało istotna statystycznie zależność między rozkładem ładunków wymywanego potasu a depozycją netto jonów wodorowych na dnie lasu. W tej sytuacji obecny w opadzie podkoronowym potas może pochodzić z wymywania słabych kwasów organicznych (Žaltauskaitė, Juknys 2007). Udział procesów spłukiwania suchej depozycji w dopływie potasu i sodu do dna lasu wyniósł odpowiednio 8,0 i 10,3% (wartości obliczone dla całego okresu badawczego).

Dla pozostałych składników, poza chlorkami, współczynniki wzbogacenia obliczone dla całego okresu pomiarowego były zbliżone do jedności (azot amonowy i azotanowy, siarka siarczanowa, sód) lub mniejsze (jony wodorowe). Są to składniki, których obecność w opadzie podkoronowym jest wiązana z dopływem atmosferycznym (Draaijers i in. 1997, Fernandez-Sanjurjo i in. 1997, Staszewski 2004). W badanym drzewostanie niewielkie wzbogacenie opadu podkoronowego w wymienione składniki należy wiązać z ograniczonymi procesami spłukiwania suchej depozycji oraz brakiem zanieczyszczeń atmosferycznych, do czego przyczyniły się m.in. często występujące opady w poszczególnych okresach pomiarowych.

Ograniczony udział procesów spłukiwania w dopływie substancji do dna lasu potwierdza niska wartość wskaźnik suchej depozycji (DDF), którego wartość dla badanego drzewostanu została oszacowana na 0,23 (od 0,00 do 0,40).

Obserwowany spadek depozycji pod koronami drzew należy również łączyć z procesami pobierania azotu amonowego oraz azotanowego przez organy asymilacyjne drzew. Na obecność tych procesów wskazują Potter i in. (1991), Van der Maas i in. (1991), Hansen (1996), Žaltauskaitė, Juknys (2007). Według Parkera (1983) azot amonowy uczestniczy również w reakcjach jonowymiennych z kationami i w ten sposób jest pobierany przez liście. Redukcję ładunków odnotowano również w przypadku siarki siarczanowej (pomiar 4). Trudno jest na podstawie uzyskanych danych podać jednoznaczną przyczynę zubożenia opadu podkoronowego w ten pierwiastek. Według badań Hultberga i Grennfelta (1992) udział procesów pobierania siarki siarczanowej z opadów jest marginalny.

Stwierdzony w trakcie całego okresu badawczego ładunek jonów wodorowych wniesiony do gleby z opadem podkoronowym stanowił 92% depozycji na terenie otwartym. Uwzględniając poszczególne okresy pomiarowe, poza pomiarem w listopadzie, depozycja na dnie lasu H^+ była większa od notowanej na terenie otwartym. W skrajnym przypadku ładunek H^+ był ponad 13-krotnie większy od obserwowanego na terenie otwartym (pomiar 3). Na wynik ten miały wpływ wysokie wartości pH opadu na terenie otwartym (6,80) przy pH opadu pod koronami równym 5,59. Występowanie opadów o odczynie zbliżonym do obojętnego na terenie Puszczy Zielonki potwierdzają również wyniki monitoringu opadów atmosferycznych prowadzonego przez WIOŚ w Poznaniu dla tej części powiatu poznańskiego (posterunek Koziegłowy) (Raport 2011).

W badanym drzewostanie najmniejsze zróżnicowanie przestrzenne odnotowano dla wysokości opadu podko-

ronowego. Współczynnik zmienności dla tego parametru mieścił się w przedziale 6,3–13,2%. Podobne wyniki zanotowali Whelan i in. (1998) dla drzewostanu świerkowego oraz Stealens i in. (2006) dla drzewostanu bukowego. Jak podaje Kozłowski (2006) dla uzyskania średniej wysokości opadu podkoronowego, przy założonym błędzie 10%, konieczne jest użycie trzech kolektorów. W badanym drzewostanie ta wartość jest jeszcze niższa i wynosi jeden kolektor. Z kolei największe zróżnicowanie przestrzenne w drzewostanie dębowo-sosnowym w Puszczy Zielonce odnotowano dla depozycji potasu (C_v 37,8–45,1%) oraz jonów wodorowych (28,2–46,0%). Whelan i in. (1998) dla K podają wartości C_v z zakresu 15,1–43,3%, natomiast Stealens i in. (2006) dla jonów wodorowych uzyskali wartości 21–28% i potasu – 13–20%. Skala zmienności przestrzennej depozycji potasu i jonów wodorowych wpływa na reprezentatywną liczbą stanowisk pomiarowych. Dla badanego drzewostanu, przy założonym błędzie 10%, wymagana liczba chwytaczy opadu wynosi odpowiednio dla jonów wodorowych 37 i potasu 13 sztuk. Kozłowski (2006) dla drzewostanu bukowo-sosnowego, przy identycznym błędzie, podaje wartości dla jonów wodorowych 257 stanowisk i 57 dla potasu.

Na podstawie badań prowadzonych w drzewostanie świerkowym, Whelan i in. (1998) stwierdzili podobieństwo w rozkładzie przestrzennym pierwiastków, których obecność w opadzie podkoronowym nawiązuje do różnych źródeł pochodzenia (potas – wymywanie z organów asymilacyjnych, chlorki – depozycja atmosferyczna). Z kolei w badanym drzewostanie można wyróżnić kilka grup pierwiastków, o zbliżonym rozkładzie depozycji pod koronami. Pierwszą grupę stanowi para K i Mg. Kolejna grupa to składniki związane z dopływem atmosferycznym (azot amonowy i azotanowy, siarka siarczanowa, chlorki oraz sól). Ponadto stwierdzono zależności między rozkładem ładunków potasu, magnezu i azotu amonowego (dla każdego pomiaru). Dla pary K i Na oraz K i Cl rozkłady ładunków były skorelowane tylko w okresie dwóch pomiarów. Można przypuszczać, że w badanym drzewostanie większa zgodność w rozkładzie przestrzennym ładunków będzie występowała w przypadku tych składników, których obecność w opadzie podkoronowym jest efektem tych samych procesów.

6. Wnioski

- Uzyskane wyniki potwierdzają, że mimo redukcji sumy opadów pod koronami drzew w wyniku procesu intercepcji, łączny ładunek pierwiastków dostarczonych z opadem podkoronowym do podłoża w okresie prowadzenia badań przekroczył wartości

notowane na terenie otwartym. Zwiększona depozycja była efektem wzbogacenia opadu podkoronowego w potas i magnez. Udział procesów wymywania z organów asymilacyjnych drzew dla potasu wyniósł 57,2%, dla magnezu 45,2% całkowitego ładunku.

- Wzbogacenie wód opadowych w azot azotanowy i amonowy oraz siarkę siarczanową w strefie koron drzew było zdecydowanie mniejsze. Przyczyniły się do tego zarówno procesy pobierania azotu przez organy asymilacyjne drzew oraz ograniczony dopływ jonów związany ze splukiwaniem suchej depozycji. W efekcie obserwowano epizody opadowe, w których łączny dopływ pierwiastków z opadem podkoronowym był mniejszy w porównaniu do terenu otwartego.
- Uzyskane wartości pH opadu podkoronowego w analizowanym okresie były zbliżone do wartości notowanych na terenie otwartym – średnie ważone pH opadu podkoronowego było niższe o 0,06 jednostki w porównaniu z opadem na terenie otwartym. Depozycja jonów H^+ pod koronami drzew stanowiła 92% wartości odnotowanej na terenie otwartym.
- Największe zróżnicowanie przestrzenne odnotowano dla potasu, jonów wodorowych oraz magnezu. Najmniej zróżnicowana okazała się wysokość opadu podkoronowego. W badanym drzewostanie dla osiągnięcia błędu na poziomie 10%, przy oszacowaniu wartości średniej dla powierzchni badawczej, wystarczy instalacja 1 stanowiska pomiarowego dla wysokości opadu i 37 stanowisk dla depozycji jonów wodorowych.

Praca finansowa w ramach projektu: NN 305 3373 34.

7. Literatura

- Bochenek W., Jóźwiak M., Kijowska M., Kozłowski R., 2008:** *Zróżnicowanie opadu podkoronowego w wybranych ekosystemach leśnych w Górach Świętokrzyskich i w Beskidzie Niskim*. Monitoring Środowiska Przyrodniczego 9, Kielce, 47–55.
- Bredemeier M., 1988:** Forest canopy transformation of atmospheric deposition. *Water Air Soil Pollution* 40: 121–138.
- Dambrine E., Pollier M., Bonneau M., Ignatova N., 1997:** *Use of artificial trees to assess dry deposition in spruce stands*. *Atmospheric Environment* 32(10): 1817–1824.
- Draaijers G.P.J., Erisman J.W., 1995:** *A canopy budget model to assess atmospheric deposition from throughfall measurements*. *Water Air Soil Pollution* 85: 2253–2258.

- Draaijers G.P.J., Erisman J.W., van Leeuwen 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 Vol. 31(3): 387–397.
- Fenn M.E., Bytnerowicz A., 1997:** *Summer throughfall and winter deposition in the San Bernardino Mountains in Southern California*. Atmospheric Environment Vol. 31, 5: 673–683.
- Fernandez-Sanjurjo M.J., Fernandez Vega V., Garcia-Rodeja E., 1997:** *Atmospheric deposition and ionic concentration in soils under pine and deciduous forests in river Sor atchment (Galicia, NW Spain)*. The Science of the Total Environment 204: 125–134.
- Grodzińska K., Laskowski R., 1996:** *Ocena stanu środowiska i procesów zachodzących w lasach zlewni Potoku Ratanica (Pogórze Wielickie, Polska Południowa)*. Państwowa Inspekcja Ochrony Środowiska. Biblioteka Monitoringu Środowiska. Warszawa.
- Hansen K., 1996:** *In-canopy throughfall measurements of ion fluxes in Norway spruce*. Atmospheric Environment, Vol. 30, 23: 4065–4076.
- Herrmann M., Pust J., Pott R., 2006:** The chemical composition of throughfall beneath oak, birch and pine canopies in Northwest Germany. Plant Ecology, 184: 273–285.
- Hultberg H., Grennfelt P., 1992:** *Sulphur and seasalt deposition as reflected by throughfall and runoff chemistry in forested catchments*. Environ. Pollut, 75: 215–222.
- Klein J., 1979:** *Przenikanie opadów atmosferycznych do dna lasu grądowego Tilio-Carpinetum w północnej części Puszczy Niepołomickiej*. Frag. Flor. Geobot., 25: 536–578.
- Kruszyk R., 1993:** *Uwarunkowania procesu przenikania opadów atmosferycznych do dna siedliska grądowego w Wielkopolskim Parku Narodowym*. W: A. Kostrzewski (red.), Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego w Polsce. Wybrane problemy. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa, 138–156.
- Kostrzewski A., Stach A., Dzbanuszek J., 1994:** *Wpływ lasu na procesy ługowania gleb na obszarze Wielkopolskiego Parku Narodowego*. W: Kozacki L., (red.), Geokosystem Wielkopolskiego Parku Narodowego. Bogucki Wyd. Naukowe, Poznań.
- Kostrzewski A., Kruszyk R., Kolander R., 2006:** *Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego. Zasady organizacji, system pomiarowy, wybrane metody badań*. <http://www.staff.amu.edu.pl/~zmsp/dok.html>.
- Kozłowski R., 2006:** *Właściwości fizykochemiczne i chemizm opadu podkoronowego na terenie „Białego Zagłębia”*. Monitoring Środowiska Przyrodniczego, Vol. 7: 41–49.
- Kozłowski R., Józwiak M., Józwiak M., 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.
- Kvaalen H., Solberg S., Clarke N., Torp T., Aamlid D., 2002:** *Time series study of concentrations of SO_4^{2-} and H^+ in precipitation and soil waters in Norway*. Environ. Pollution, 117: 215–224.
- Leśniok M., 1996:** *Zanieczyszczenie wód opadowych w obrębie Wyżyny Śląsko-Krakowskiej*. Wyd. Uniwersytetu Śląskiego. Katowice.
- Lorenc H., 2005:** *Atlas klimatu Polski*. Wyd. IMGW. Warszawa.
- Małek S., Astel A., 2008:** *Throughfall chemistry in spruce chronosequence in southern Poland*. Environmental Pollution, 155: 517–527.
- Olszewski J., 1984:** *Intercepcja i jej wpływ na wysokość opadów atmosferycznych docierających do powierzchni gruntu w lesie*. Zesz. Probl. Post. Nauk Roln., z. 288: 245–270.
- Pajuste K., Frey J., Asi E., 2006:** *Interactions of atmospheric deposition with coniferous canopies in Estonia*. Environmental Monitoring and Assessment 112: 177–196.
- Parker G.G., 1983:** *Throughfall and stemflow in the forest nutrient cycle*. Adv. Ecol. Res. Vol. 13. Academic Press: 58–120.
- Plan Urządzania Lasu LZD Zielonka (Arboretum Leśne) na okres 1.01.2007 – 31.12. 2016 2006: KUL AR. Poznań.
- Polkowska Ż., Astel A., Walna B., Małek S., Mędrzycka K., Góreski T., Siepak J., Namieśnik J., 2005:** *Chemometric analysis of rainwater and throughfall at several sites in Poland*. Atmospheric Environment 39: 837–855.
- Potter C.S., Ragsdale H.L., Swank W.T., 1991:** *Atmospheric deposition and foliar leaching in a regenerating southern Appalachian forest canopy*. Journal of Ecology, 79: 97–115.
- Raport o stanie środowiska w Wielkopolsce w roku 2010. 2011: Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska w Poznaniu. Biblioteka Monitoringu Środowiska. Poznań.
- Shubzda J., Lindberg S.E., Garlen C.T., Nodvin S.C., 1995:** *Elevation trends in the fluxes of sulphur and nitrogen in throughfall in the Southern Appa-*

lachian Mountains: some surprising results. Water, Air and Soil Pollution, 85: 2265–2270.

Staszewski T., 2004: *Reakcja drzewostanów świerkowych na depozycję zanieczyszczeń powietrza*. Wyd. UŚ., Katowice.

Staelens J., De Schrijver A., Verheyen K., Verhoest N.E.C., 2006: *Spatial variability and temporal stability of throughfall deposition under beech (*Fagus sylvatica* L.) in relationship to canopy structure*. *Environmental Pollution*, 142: 254–263.

Ulrich B., 1983: *A concept of forest ecosystem stability and of acid deposition as driving force for destabilization*. W: B. Ulrich, J. Pankrath (red.). *Effects of accumulation of air pollutants in forest ecosystems*. D. Reidel Publ. Co. Dordrecht Holland, 1–29.

Van Breemen N., Mulder J., Grinsven J.J.M., 1987: *Impacts of acid atmospheric deposition on woodland soils in the Netherlands*. II. Nitrogen transformations. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 51: 1634–1640.

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.

Walna B., Siepak J., 1999: *Research on the variability of physico-chemical parameters characterising acid precipitation at the Jeziory Ecological Station in the Wielkopolski Park (Poland)*. *The Science of the Total Environment* 239: 173–187.

Whelan M.J., Sanger L.J., Baker M., Anderson J.M., 1998: *Spatial patterns of throughfall and mineral ion deposition in a lowland Norway spruce (*Picea Abies*) plantation at the plot scale*. *Atmospheric Environment*, 32(20): 3493–3501.

Žaltauskaitė J., Juknys R., 2007: *Atmospheric deposition and canopy interactions in urban Scots pine forest*. *Baltic Forestry*, 13(1): 68–73.

PRELIMINARY RESULTS OF RESEARCH ON TRANSFORMATION OF PHYSICAL AND CHEMICAL PROPERTIES OF RAINFALL IN PINE-OAK FOREST STAND FOR DISCRETE RAINFALL EPISODES (PUSZCZA ZIELONKA)

Summary

The aim of research was identification of physico-chemical properties transformation of rainfall water and assessment of spatial distribution of atmospheric deposition under tree crown layer in forest ecosystem. Research site was located in oak-pine forest stand in Puszcza Zielonka Forest. The research period covered July to November period of 2010 year. Despite of rainfall volume reduction under tree canopy due to interception process, the level of atmospheric deposition in investigated forest ecosystem is higher than at non-forested control site. The result may be attributed to the process of rainfall water enrichment at the tree canopy zone in cations such as potassium and magnesium washed out from tree foliage surface.