

Dr Robert Kruszyk

Instytut Paleogeografii i Geoekologii,
Uniwersytet im. A. Mickiewicza
Dzięgielowa 27 Poznań
rlk@main.amu.edu.pl

WPROWADZENIE

Stan geoeosystemów Polski stanowi coroczne sprawozdanie z realizacji badań prowadzonych w ramach Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego na siedmiu Stacjach Bazowych.

Zgodnie z przyjętymi założeniami przedmiotem badań ZMŚP jest przestrzeń przyrodnicza, która składa się z podsystemów: atmosfera, biosfera, pedosfera, litosfera, hydrosfera i antroposfera. Jednostką przestrzenną, która umożliwia całościowe ujęcie przepływu energii i obiegu materii jest zlewnia rzeczna, względnie jeziorna (Kostrzewski, Mazurek, Stach 1995). Program pomiarowy ZMŚP podporządkowany jest kompleksowemu ujęciu funkcjonowania środowiska przyrodniczego i realizowany jest w trzech aspektach:

- bilansu energii i materii w układzie zlewni rzecznej (jeziornej),
- przepływu materii w profilu: atmosfera – roślinność – gleba,
- monitoringu (bioindykacji) wybranych biologicznych elementów geoeosystemu.

Prezentowane wyniki badań oparte są na rocznych raportach Stacji Bazowych ZMŚP (Bochenek 2006, Jóźwiak (red.) 2006, Kejna (red.) 2006, Kostrzewski (red.) 2006, Krzysztofiak (red.) 2006, Śnieżek (red.) 2006, Wierzbicki 2006).

W pierwszej części opracowania przedstawiona zostanie charakterystyka fizycznogeograficzna zlewni reprezentatywnych oraz zakres i metody badań realizowanych na Stacjach Bazowych w roku 2005. Część analityczna raportu obejmuje: charakterystykę warunków hydrometeorologicznych, obieg materii w ujęciu zlewni rzecznej i w układzie pionowym: atmosfera – roślinność – gleba. W części tej zostaną również przedstawione wyniki badań programów biotycznych opartych na wykorzystaniu bioindykatorów.

W podsumowaniu zawarto najważniejsze informacje o funkcjonowaniu wybranych geoeosystemów Polski w roku 2005, które obejmują kierunki zmian i ich charakter oraz ocenę stanu środowiska przyrodniczego.

Podstawowym obiektem badań w podsystemie ZMŚP jest zlewnia rzeczna (jeziorna), w zasięgu, której zlokalizowane są testowe powierzchnie badawcze, ujmujące możliwie różne typy ekosystemów badanego krajobrazu. Szeroki zakres komplementarnych badań stacjonarnych prowadzony jest wg standaryzowanych metod w obrębie 7 Stacji Bazowych (ryc. 1) w reprezentatywnych zlewniach rzecznych i/lub jeziornych. Funkcjonujący obecnie system pomiarowy Stacji Bazowych tworzy transekt południkowy, który ujmuje równoleżnikowy układ krajobrazów Polski. Wśród zlewni badawczych ZMŚP są zlewnie: górnej Parsęty (Stacja Bazowa Storkowo), Czarnej Hańczy (Stacja Bazowa Wigry) i jeziora Łękuk (Stacja Bazowa Puszcza Borecka), które stanowią nizinne, geosystemy młodoglacjalne w niewielkim stopniu przekształcone antropogenicznie. Zlewnia górnej Parsęty (Ryc. 1) położona jest w obrębie Pomorza Środkowego, w mezoregionie Pojezierza Drawskiego. Można ją uznać za reprezentatywną dla obszarów młodoglacjalnych umiarkowanej strefy klimatycznej, która pozostaje jeszcze obszarem stosunkowo mało szkodliwych zmian środowiska przyrodniczego.



Ryc. 1. Lokalizacja Stacji Bazowych

Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego (oprac. Maciej Romański)

1 - Storkowo (Uniwersytet im. A. Mickiewicza, Poznań), 2 - Puszcza Borecka (Instytut Ochrony Środowiska, Warszawa), 3 - Wigry (Wigierski Park Narodowy, Krzywe), 4 - Koniczynka (Uniwersytet im. M. Kopernika, Toruń), 5 - Pożary (Kampinoski Park Narodowy, Kampinos), 6 - Święty Krzyż (Akademia Świętokrzyska, Kielce), 7 - Szymbark (Instytut Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania PAN, Kraków)

Zlewnia badawcza Stacji Bazowej Wigry zajmuje obszar należący do przyrzecza Czarnej Hańczy, w krajobrazie o wykształceniu, którego decydują utwory i formy lodowcowe oraz wodnolodowcowe z okresu recesji lądolodu fazy pomorskiej. Obszar ten ma najsurowsze warunki klimatyczne w całej nizinnej części kraju. Szczególną uwagę w północnym pasie pojezierzy zwraca Stacja Bazowa Puszcza Borecka, gdzie przy braku większych lokalnych źródeł zanieczyszczeń, badania jakości powietrza i wód docierających do podłoża zlewni dostarczają informacji na temat dostawy i depozycji składników będących efektem transportu transgranicznego oraz ich wpływu na funkcjonowanie ekosystemów leśnych i jeziornych (Żarska i in. 1998).

Zlewnia Strugi Toruńskiej w Stacji Bazowej Koniczynka reprezentuje młodoglacjalny geoekosystem przeobrażony rolniczo, ciągle narażony na obszarowe zanieczyszczenia rolnicze, zanieczyszczenia powietrza z pobliskich szlaków komunikacyjnych oraz emitowane przez zakłady produkcyjne Torunia i Bydgoszczy. W krajobrazie zlewni dominują kompleksy pól uprawnych, na których prowadzona jest wielkołanowa i wysokotowarowa produkcja rolnicza. Cały obszar jest prawie bezleśny i silnie zmeliorowany (Wójcik i in. 1998).

W Stacji Bazowej Pożary, badana zlewnia Kanału Olszowieckiego położona jest w pasie rzeźby staroglacjalnej Puszczy Kampinoskiej, zajęta przez ekosystem bagienno-łąkowy w różnych fazach naturalnej sukcesji. Obszar ten znajduje się pod wpływem zanieczyszczeń atmosferycznych z Warszawy oraz zanieczyszczeń pochodzenia rolniczego z Równiny Błońskiej (Wierzbicki, 1998).

Stacja Bazowa Św. Krzyż obejmuje badaniami zlewnię leśno-rolniczą I rzędu w masywie Łysogór. Zlewnia pozostaje w strefie oddziaływania lokalnych, jak i ponadregionalnych, emisji przemysłowych, co spowodowało już niekorzystne zmiany w ekosystemach leśnych, m.in. w drzewostanach jodłowych (Kowalkowski, Jóźwiak 2000a). Stacja Bazowa Szymbark zlokalizowana w zlewni Bystrzanki, reprezentuje geoekosystem Karpat Fliszowych, który narażony jest na zanieczyszczenia transgraniczne ze Słowacji, a w mniejszym stopniu obecnie z Gorlic (Gil i Bochenek, 1998). Monitoring w Stacji uwzględnia specyfikę wynikającą z piętrowości występowania i natężenia procesów oraz zjawisk przyrodniczych w górach, a są to m.in. ruchy osuwiskowe i obieg wody generujący denudację chemiczną i erozję gleb. Ruchy masowe mają istotne znaczenie w kształtowaniu środowiska przyrodniczego Karpat, a zarazem stanowią duże zagrożenie dla działalności gospodarczej.

SYSTEM POMIAROWY, METODY BADAŃ

Meteorologia A1

Program meteorologia realizowany jest na wszystkich Stacjach Bazowych w oparciu o automatyczne stacje meteorologiczne firmy Vaisala. Równolegle na wybranych stacjach prowadzone są manualne obserwacje meteorologiczne wg standardów IMGW. Dane z obserwacji standardowych wykorzystywane są przy klasyfikacjach i porównaniach oraz w celach kontrolnych i weryfikacyjnych.

Chemizm powietrza B1

W roku hydrologicznym 2003 na wszystkich Stacjach Bazowych w celu rejestracji stężeń dwutlenku siarki i azotu wprowadzono metodę pasywną, która została opracowana w Zakładzie Chemii Analitycznej Politechniki Krakowskiej. Metoda pasywna pomiaru zanieczyszczeń powietrza polegała na adsorpcji zanieczyszczeń powietrza przez krążek wykonany z bibuły Whatmana, nasyczonej 0,1ml 20% wodnego roztworu trietanolaminy. Próbniki były ekspozowane przez okres 1 miesiąca. Celem wprowadzonej metody jest możliwość porównywania poziomu stężeń wymienionych gazów pomiędzy Stacjami Bazowymi.

Uzyskane na stacji Puszcza Borecka w roku hydrologicznym 2005 równoległe serie stężeń dwutlenku siarki metodą manualną (filtr z wymuszonym przepływem powietrza) oraz metodą pasywną, wskazują, że otrzymane serie danych charakteryzowały się mniejszym podobieństwem niż w roku 2004. W miesiącach zimowych wyniki uzyskane metodą manualną były równe lub wyższe, a od maja niższe od tych, które uzyskano metodą pasywną (Śnieżek 2006). Największe różnice zanotowano w marcu (przewaga wyników uzyskanych metodą manualną) i październiku (przewaga wyników uzyskanych metodą pasywną (Śnieżek 2006)). W przypadku pomiaru stężeń dwutlenku azotu największą rozbieżność wyników uzyskanych obiema metodami odnotowano w grudniu i październiku.

W roku 2005 prowadzono również pomiary zanieczyszczeń powietrza innymi metodami niż metoda pasywna.

Pomiary zanieczyszczeń na Świętym Krzyżu rejestrowane były automatycznie przy wykorzystaniu analizatorów firmy HORIBA. Wartości średniodobowe analizowanych zanieczyszczeń powietrza uzyskano z pomiarów 30-to minutowych. Analiza zanieczyszczeń powietrza prowadzona na Stacji Bazowej Puszcza Borecka oparta była o metody z wykorzystaniem impregnowanych filtrów z wymuszonym przepływem powietrza (dwutlenek siarki, dwutlenek azotu, azot azotanowy ogólny, azot amoniakalny ogólny, siarka siarczanowa) oraz analizatorów automatycznych (ozon, dwutlenek węgla). Analizy

laboratoryjne oparte były o zastosowanie metod elektroforezy kapilarnej (SO_2 , HNO_3+NO_3 , SO_4) oraz kolorymetrii (NO_2 , NH_3+NH_4).

Chemizm opadów atmosferycznych C1

Analogicznie jak w latach ubiegłych na wszystkich Stacjach Bazowych prowadzony był monitoring chemizmu opadów atmosferycznych.

Tabela 1. Metodyka poboru opadów atmosferycznych na Stacjach Bazowych

stacja bazowa	parametr	frakcja opadu	pomiar właściwości chemicznych dla okresu	Laboratorium
Pożary	pH, SEC	całkowity	dość	Brak danych
	skład jonowy	całkowity	miesiąc	Brak danych
Święty Krzyż	pH, SEC	całkowity	tydzień/dla tygodnia	Stacja Święty Krzyż
	skład jonowy	całkowity	tydzień,/dla miesiąca	Instytut Ochrony Środowiska
Koniczynka	pH, SEC	mokry	dość	Stacja w Koniczynie
	Skład jonowy	mokry	miesiąc	Instytut Ochrony Środowiska
Wigry	pH, SEC, skład jonowy	mokry	tydzień	Stacja w Wigrach, WIOŚ w Suwałkach
Szymbark	pH, SEC	całkowity	dość	Stacja w Szymbarku
	skład jonowy	Mokry	miesiąc	
Storkowo	pH, SEC	całkowity	dość	Laboratorium Stacji Geoekologicznej w Storkowie
	skład jonowy	mokry	miesiąc	
Puszcza Borecka	pH, SEC, skład jonowy	mokry	miesiąc	Instytut Ochrony Środowiska
	Cr, As, Ni, Cu, Pb, Cd, Al, Zn	mokry	miesiąc	

Chemizm opadu podkoronowego i spływu po pniach – C2, C3

Badania składu chemicznego opadu podkoronowego i spływu po pniach w roku hydrologicznym 2005 prowadzono na stacjach: Święty Krzyż, Wigry, Storkowo, Szymbark oraz Puszcza Borecka.

Tabela. 2. Metodyka poboru opadu podkoronowego i spływu po pniach

stacja bazowa	skład gatunkowy	liczba chwytaczy, powierzchnia wlotowa	czas ekspozycji chwytaczy
Święty Krzyż	jodła, buk	10 chwytaczy o pow. całkowitej 1,134m ² , po 5 chwytaczy dla każdego gatunku drzew (spływ po pniach)	tydzień
Storkowo	sosna	15 chwytaczy, 3 chwytacze dla spływu po pniach	miesiąc
Wigry	sosna, świerk	brak danych	tydzień
Szymbark	świerk, grab	4 chwytacze o pow. całkowitej 0,48m ²	tydzień
Puszcza Borecka	Świerk, dąb, grab	13 chwytaczy opadu podkoronowego i 8 spływu po pniach	tydzień

Roztwory glebowe F1

Badania chemizmu roztworów glebowych w roku hydrologicznym 2005 prowadzono na dwóch Stacjach Bazowych: Święty Krzyż oraz Wigrach. W przypadku powierzchni testowej na Świętym Krzyżu do poboru roztworów glebowych wykorzystano próbники podciśnieniowe z kubeczkami teflonowymi firmy Eijkelkamp. Lizymetry umieszczono na głębokościach: 15, 30, 60, 90 i 120cm w kilku powtórzeniach w profilu gleby brunatno-rdzawej, opadowoglejowej (RD2). Próby pobierano w cyklu tygodniowym.

W Stacji Bazowej Wigry w roku 2004 rozpoczęto monitoring chemizmu roztworów glebowych na powierzchni leśnej w Sobolewie. Do badań wykorzystano próbники podciśnieniowe teflonowo-kwarcowe firmy Prenart, które umieszczono na trzech głębokościach: 30, 50 i 100cm w profilu gleby płowej zbilecowanej (PW3).

Wody podziemne F2

Monitoring wód podziemnych prowadzony był na wszystkich Stacjach Bazowych.

Tabela 3. Monitoring wód podziemnych w roku hydrologicznym 2005

stacja bazowa	stanowiska	położenie stanowiska	częstotliwość pomiarów
Święty Krzyż	źródło Z2	wierzchowina stoku, drzewostan bukowo-jodłowy	pH, SEC raz w tygodniu, skład jonowy raz w miesiącu
	źródło Z3	podnóże stoku, zbiorowisko leśne	jw.
Požary	sieć 21 piezometrów	zlewnia Kanału Olszowieckiego	poziom zwierciadła raz w tygodniu, skład jonowy raz w roku
Koniczynka	piezometr	zlewnia Strugi Toruńskiej	poziom zwierciadła raz w tygodniu, skład jonowy raz w roku
Szybark	źródło Wiatrówka, ujęte w studnię kopaną	zlewnia Bystrzanki	Raz na miesiąc
Puszcza Borecka	studnia wiercona (155) – głębokość 32m, studnia kopana (152) – głębokość 5m	zlewnia jez. Łękuk	wszystkie parametry 6 razy w roku
Wigry	piezometr	zlewnia Czarnej Hańczy, Sobolewo	poziom zwierciadła raz na tydzień, skład jonowy 4 razy w roku
Storkowo	źródło Krętacza	prawobrzeżny dopływ Parsęty	skład jonowy 4 razy w roku
	piezometry: P6, P5, P4, źródło (ZR)	zlewnia Chwalimskiego Potoku, transekt stokowy: P6 – wierzchowina, P5 – środkowa część stoku, P4 – podnóże stoku, ZR – wysięk u podnóża stoku	raz na miesiąc

Chemizm opadu organicznego – G2

Badania chemizmu opadu biologicznego prowadzono na stacjach: Święty Krzyż, Wigry, Puszcza Borecka. Na Świętym Krzyżu opad organiczny zbierany był na dwóch powierzchniach testowych o powierzchni 200m² każda. Na powierzchniach tych rozmieszczono po 15 chwytaczy na areale 6 x 12m, z ogólną powierzchnią chwytną 0,71m².

W zlewni jez. Łękuk opad organiczny pobierano za pomocą dwóch chwytaczy o powierzchni 1m kw. każdy.

Wody powierzchniowe - rzeki H1

Monitoring wód powierzchniowych prowadzono na wszystkich Stacjach Bazowych w roku hydrologicznym 2005.

Tabela 4. Monitoring wód powierzchniowych – rzeki w roku hydrologicznym 2005

stacja bazowa	zlewnia	stanowiska	częstotliwość pomiarów	rejestracja poziomu, pomiar przepływu
Święty Krzyż	zlewnia I rzędu na stoku Łysej Góry	stanowiska C5, C6 (profil zamykający zlewnie)	poziom pH, SEC (raz na tydzień), skład jonowy (raz na miesiąc)	limnigraf, pomiar przepływu przy użyciu przelewu Poncoleta (C6)
Wigry	zlewnia Czarnej Hańczy,	profil Sobolewo, profil Ujście przy ujściu rzeki do jez. Wigry	pomiar poziomu (ciągły), wł. fizykochemiczne raz na miesiąc	limnigraf, przepływ mierzone elektromagnetycznym przepływomierzem 801 firmy SEBA
Szymbark	zlewnia Bystrzanki	stacja wodowskazowa na Bystrzance	pomiar poziomu (ciągły), pH, SEC, temp raz na dobę, skład jonowy raz na tydzień	limnigraf
Koniczynka	zlewnia Strugi Toruńskiej	profile: Koniczynka, Lipowiec	poziom, pH, SEC, temp. raz na dobę, skład jonowy raz na miesiąc	limnigraf, młynek hydrologiczny
Puszcza Borecka	zlewnia jez. Łękuk	stanowiska: 100 (odpływ z jeziora), 101, 102, 103 (gł. dopływy do jeziora)	pomiar przepływu dwa razy w tygodniu, pH, SEC raz na tydzień, skład jonowy 8 razy na rok	limnigraf
Storkowo	zlewnia górnej Parsęty	profile: Parsęta, Młyński Potok	pomiar poziomu (ciągły), pH, SEC, temp., SiO ₂ raz na dobę, skład jonowy raz na tydzień	limnigraf
Požary	zlewnia Kanału Olszowieckiego	stanowisko wodowskazowo-limnigraficzne na Kanale Olszowieckim	poziom, temp., pH, SEC raz na dobę, skład jonowy raz na miesiąc	limnigraf

Wody powierzchniowe - jeziora H2

Monitoring jezior prowadzono na dwóch Stacjach Bazowych: Puszcza Borecka i Storkowo. W Puszczy Boreckiej badaniami objęte było jezioro Łękuk, o powierzchni 22ha. Próby wody dla analiz właściwości fizykochemicznych pobierano 8 razy w ciągu roku z głębokości 1m pod powierzchnią, oraz 1m nad dnem. W zlewni górnej Parsęty badaniami

objęto bezodpływowe powierzchniowo jezioro Czarne o powierzchni 3,1ha i głębokości 6,8m (Szpikowska i in. 2005). Temperaturę wód mierzono, co 0,5m, natomiast próbki wody dla pomiaru właściwości fizykochemicznych pobrano z głębokości 1, 3, 5 metrów.

Epifity nadrzewne- M1, Siarka i metale ciężkie w porostach D1

W roku 2005 obrys plech porostów w ramach programu M1 – epifity nadrzewne przeprowadzono w zlewni jeziora Łękuk (Puszcza Borecka) i zlewni górnej Parsęty (Storkowo). W stacji Puszcza Borecka monitoringiem objęto 8 gatunków porostów, reprezentujące trzy formy morfologiczne: skorupiaste, listkowate i krzaczkowate.

W zlewni górnej Parsęty monitoring porostów prowadzono w oparciu o 9 stanowisk badawczych, na których założono 11 powierzchni monitoringowych. Ogółem monitoringiem objęto 10 gatunków porostów. Równolegle w roku hydrologicznym 2005 realizowano program zawartość siarki i metali ciężkich w porostach.

Celem programu jest ocena stopnia zanieczyszczenia powietrza atmosferycznego związkami siarki i metali ciężkich przy wykorzystaniu bioindykacji. W ramach programu wykorzystywany jest porost *Hypogymnia physodes*, który jest powszechnie uważany za wskaźnik do oceny zanieczyszczenia powietrza dwutlenkiem siarki i metalami ciężkimi. Prowadzone badania obejmują zarówno pozyskiwanie egzemplarzy naturalnie występujących na obszarach zlewni reprezentatywnych oraz wykorzystują metodę transplantacji okazów tego gatunku, która polega na przenoszeniu żywych plech (transplantacji) z obszarów o niewielkim zanieczyszczeniu powietrza na tereny silnie zanieczyszczone. Zawartość siarki i metali ciężkich w transplantowanych plechach mierzy się dwukrotnie w ciągu roku – po ekspozycji w okresie zimowym i letnim. Koordynatorem programu jest prof. dr hab. Katarzyna Sawicka-Kapusta z Uniwersytetu Jagiellońskiego.

Tabela 5. Gatunki porostów objęte monitoringiem w zlewni górnej Parsęty i jeziora Łękuk

lp.	nazwa łacińska	nazwa polska	Forma morfologiczna	Status prawny
Zlewnia górnej Parsęty				
1	<i>Evernia prunastri</i>	mąkla tarniowa	krzaczkowaty	chroniony
2	<i>Hypogymnia physodes</i>	pustułka pęcherzykowata	listkowaty	-
3	<i>Melanelia fuliginosa</i>	przylepka okopcona	listkowaty	chroniony
4	<i>Parmelia submontana</i>	tarczownica pogięta	listkowaty	chroniony
5	<i>Parmelia sulcata</i>	tarczownica bruzdkowana	listkowaty	-
6	<i>Pertusaria amara</i>	otwornica gorzka	skorupiasty	-
7	<i>Phlyctis argena</i>	rozsypek srebrzysty	skorupiasty	-
8	<i>Platismatia glauca</i>	płucnik modry	listkowaty	chroniony
9	<i>Pseudevernia furfuracea</i>	mąklik otrębiasty	krzaczkowaty	chroniony
10	<i>Ramalina farinacea</i>	odnożyca mączysta	krzaczkowaty	chroniony
Zlewnia jeziora Łękuk				
1	<i>Evernia prunastri</i>	mąkla tarniowa	krzaczkowaty	chroniony
2	<i>Hypogymnia physodes</i>	pustułka pęcherzykowata	listkowaty	-
3	<i>Melanelia fuliginosa</i>	przylepka okopcona	listkowaty	chroniony
4	<i>Parmelia sulcata</i>	tarczownica bruzdkowana	listkowaty	-
5	<i>Pertusaria amara</i>	otwornica gorzka	skorupiasty	-
6	<i>Phlyctis argena</i>	rozsypek srebrzysty	skorupiasty	-
7	<i>Pseudevernia furfuracea</i>	mąklik otrębiasty	krzaczkowaty	chroniony
8	<i>Ramalina farinacea</i>	odnożyca mączysta	krzaczkowaty	chroniony

Fauna epigeiczna- O1

W roku hydrologicznym 2004 rozpoczęto na Stacjach Bazowych monitoring fauny bezkręgowej. Koordynatorem programu dr S. Huruk z Akademii Świętokrzyskiej. Badania prowadzone są w wytypowanych typach siedliskowych lasu. Przedmiotem monitoringu są chrząszcze z rodziny *Carabidae*.

Chrząszcze odławiane są za pomocą pułapek Barbera eksponowanych w terenie przez okres 5 miesięcy, od maja do końca września. Wyselekcjonowane z odłowionego materiału chrząszcze *Carabidae* są konserwowane a następnie przesyłane do Akademii Świętokrzyskiej.

Tabela 6. Lokalizacja powierzchni testowych dla odłowu fauny bezkręgowej

Stacja Bazowa	Typ siedliskowy lasu
Wigry	Bór bagienny, las mieszany
Storkowo	Bór mieszany świeży, bór świeży
Puszcza Borecka	Grąd, las mieszany, bór bagienny
Koniczynka	Brak*
Święty Krzyż	Las wyżynny, las górski
Szymbark	Las wyżynny, las górski

monitorowana jest fauna bezkręgową glebowa

Tabela 7. Gatunki biegaczowatych monitorowanych w ramach programu fauna epigeiczna

Nr katalogowy (kod)	Gatunek	P Borecka	Wigry	Św. Krzyż	Szymbark
		stacja			
13	<i>Carabus coriaceus</i> L.	+		+	+
15	<i>C. intricatus</i> (L.)			+	
17	<i>C. violaceus</i> L.	+	+	+	+
21	<i>C. convexus</i> Fabr.				
20	<i>C. auronitens</i> Fabr.			+	+
26	<i>C. granulatus</i> (L.)	+	+	+	
28	<i>C. cancellatus</i> Ill.	+	+	+	
30	<i>C. arvensis</i> Herbst			+	
32	<i>C. scheidleri</i> Panz.				+
35	<i>C. nemoralis</i> O.F. Müll.	+	+	+	
36	<i>C. hortensis</i> L.	+	+	+	+
37	<i>C. glabratus</i> Payk.			+	
40	<i>C. linnaei</i> Duft.			+	+
42	<i>Cychrus caraboides</i> (L.)	+	+	+	+
48	<i>Leistus piceus</i> Fröl.				
55	<i>Nebria brevicollis</i> (Fabr.)	+		+	
211	<i>Patrobus atrofus</i> (Stroem)				

268	<i>Pterostichus cupreus</i> (L.)				
Nr katalogowy (kod)	Gatunek	P Borecka	Wigry	Św. Krzyż	Szymbark
		stacja			
280	<i>P. oblongopunctatus</i> (Fabr.)	+	+	+	+
281	<i>P. niger</i> (Schall.)	+	+	+	+
282	<i>P. vulgaris</i> (L.)	+	+	+	
286	<i>P. nigrita</i> (Fabr.)		+	+	
297	<i>P. aetiops</i> (Panz.)	+			
301	<i>P. burmeisteri</i> Heer			+	+
302	<i>P. foveolatus</i>				+
307	<i>Abax carinatus</i> (Duft.)	+		+	+
308	<i>A. ovalis</i> (Duft.)			+	+
309	<i>A. ater</i> (Pill. Et Mitt.)				+
311	<i>A. schüppeli</i> (Germ.)				+
313	<i>Molops piceus</i> (Panz.)				+
320	<i>Calathus micropterus</i> (Duft.)			+	
340	<i>Agonum mülleri</i> (Herbst)				
348	<i>A. assimile</i> (Payk.)	+		+	+
352	<i>A. obscurum</i> (Herbst)				
356	<i>Europhilus gracile</i> Sturm				
409	<i>H. rufipes</i> De Geer				+
423	<i>Harpalus latus</i> (L.)	+			
433	<i>H. quadripunctatus</i> Dej.		+		

ANALITYKA LABORATORYJNA (PRÓBY WODY)

Tabela 7. Analityka laboratoryjna (próby wody) na Stacjach Bazowych

stacja bazowa	parametry	metody analityczne
Święty Krzyż (Program: C2, C3, F1, F2, H1)	SO_4^{2-} , NO_3^- , PO_4^{3-} , NH_4^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} , Fe^{3+} , Al^{3+} , Mn^{2+} , Cl^- ,	spektrofotometria w zakresie widzialnym
	Na^+ , K^+	chromatografia gazowa, fotometria płomieniowa
Święty Krzyż (Program: C1)	Cl^- , NO_3^- , SO_4^{2-} ,	elektroforeza kapilarna ek
	Al^{3+} , Ca^{2+} , Mn^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , NH_4^+ ,	plazma wzbudzona indukcyjnie, spektrometria emisyjna atomowa
	K^+	spektrometria emisyjna atomowa
Požary	SO_4^{2-} , NO_3^- , NH_4^+ , Cl^-	chromatografia jonowa
	Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ ,	spektrometria absorpcji atomowej
Wigry (Wszystkie programy)	zasadowość	metoda alkacymetryczna
	Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+	spektrometria absorpcyjna atomowa, płomieniowa
	Ca^{2+} , Mg^{2+}	metoda miareczkowa z wersenianem sodu
	PO_4^{3-} , SO_4^{2-} , NO_3^- , NH_4^+ , Fe^{3+} , Mn^{2+} , Cl^-	spektrofotometria w zakresie widzialnym
	Al^{3+}	spektrometria absorpcyjna atomowa, kuweta grafitowa
Szymbark	zasadowość	metoda alkacymetryczna
	PO_4^{3-} , NH_4^+ , Pog,	spektrofotometria w zakresie widzialnym
	SO_4^{2-} , NO_3^- , Cl^- ,	chromatografia jonowa
	Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+}	spektrometria emisyjna atomowa

stacja bazowa	parametry	metody analityczne
Puszcza Borecka	Al ³⁺ , Ba ⁺ , Ca ²⁺ , Cd ⁺ , Cr ⁺ , Cu ²⁺ , Mn ²⁺ , Mg ²⁺ , Na ⁺ , Ni ⁺ , Pb ³⁺ , Pog, Si ⁴⁺ , Sr ⁺ , Zn ²⁺ , NH ₄ ⁺ ,	plazma wzbudzona indukcyjnie, spektrometria emisyjna atomowa
	Cl ⁻ , NO ₃ ⁻ , SO ₄ ²⁻ ,	elektroforeza kapilarna
	zasadowość	metoda alkacymetryczna
	Corg	automatyczny analizator węgla
	K ⁺	spektrometria emisyjna atomowa
Storkowo	zasadowość	metoda alkacymetryczna
	Ca ²⁺	metoda miareczkowa z wersenianem sodu
	Na ⁺ , K ⁺	spektrometria emisyjna atomowa
	NH ₄ ⁺ , PO ₄ ³⁻ , SiO ₂ , Pogl,	spektrofotometria w zakresie widzialnym
	Fe ³⁺ , Mg ²⁺ , Mn ²⁺ ,	spektrometria absorpcyjna atomowa, płomieniowa
	Cl ⁻ , NO ₃ ⁻ , SO ₄ ²⁻ ,	chromatografia jonowa

W przypadku Stacji Bazowej Koniczynka analizy opadów atmosferycznych są zgodne z metodykami stosowanymi w przypadku stacji Puszcza Borecka (Instytut Ochrony Środowiska w Warszawie). Analizy chemiczne wód podziemnych wykonuje Państwowy Instytut Geologiczny w Warszawie, natomiast wód powierzchniowych Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska w Toruniu.

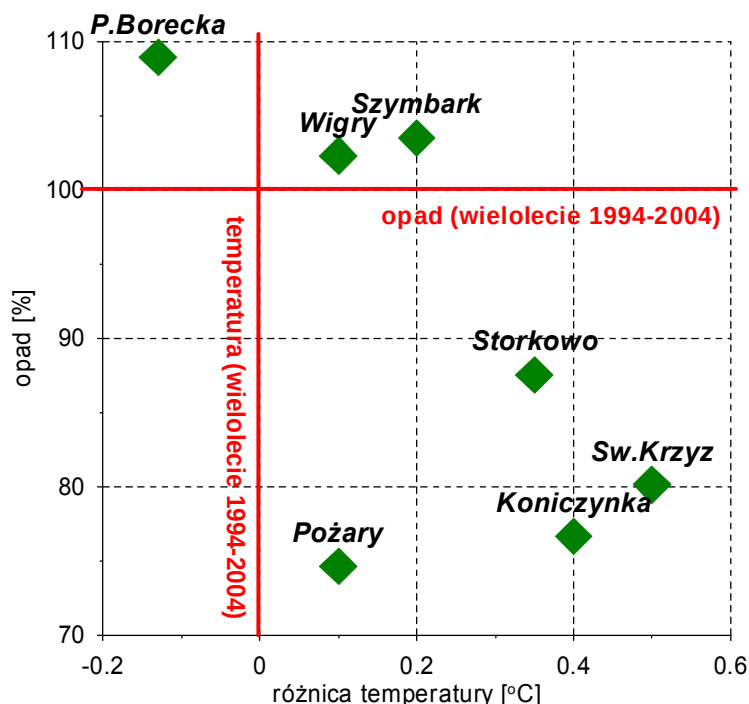
WARUNKI HYDROMETEROLOGICZNE

Rozpoznanie warunków hydrometeorologicznych stanowi podstawę dla oceny funkcjonowania geoekosystemów w roku hydrologicznym, stąd jednym z podstawowych zadań realizowanych w ramach ZMŚP jest monitoring zjawisk pogodowych i hydrologicznych.

W roku hydrologicznym 2005 na wszystkich Stacjach Bazowych prowadzono obserwacje meteorologiczne w oparciu o automatyczne stacje firmy Vaisala, uzupełnione o manualne obserwacje zgodne z standardami IMGW.

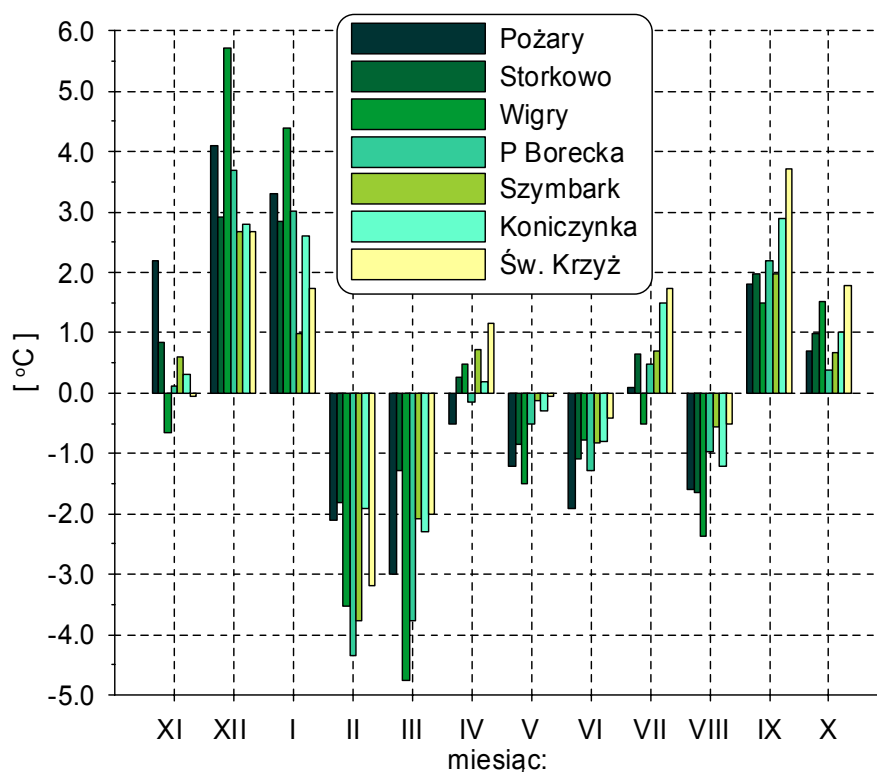
Zgodnie z przyjętą klasyfikacją termiczną opadową rok hydrologiczny 2005 na poszczególnych stacjach zaklasyfikowano jako:

- Wigry (zl. Czarnej Hańczy) – lekko ciepły (śr. roczna temp. $7,1^{\circ}\text{C}$), normalny (suma roczna opadu 585,8mm),
- Puszcza Borecka (zl. jez. Łęku) normalny (śr. roczna temp. $7,1^{\circ}\text{C}$), normalny (suma roczna opadu 705,0mm)
- Storkowo (zl. Górnej Parsęty) normalny ($7,9^{\circ}\text{C}$), normalny (629,3mm)
- Koniczynka (zl. Strugi Toruńskiej) lekko ciepły ($8,7^{\circ}\text{C}$) suchy (413,0mm)
- Pożary (zl. Kanału Olszowieckiego) normalny ($8,5^{\circ}\text{C}$), suchy (378,2mm)
- Święty Krzyż (G. Świętokrzyskie) lekko ciepły ($7,1^{\circ}\text{C}$), suchy (584,0mm)
- Szymbark (zl. Bystrzanki) normalny ($8,3^{\circ}\text{C}$), normalny (871,3mm).



Ryc. 1. Warunki termiczno opadowe na tle wielolecia 1994-2004.

dla Stacji Wigry wartość z wielolecia obliczona na podstawie okresu 2001-2004



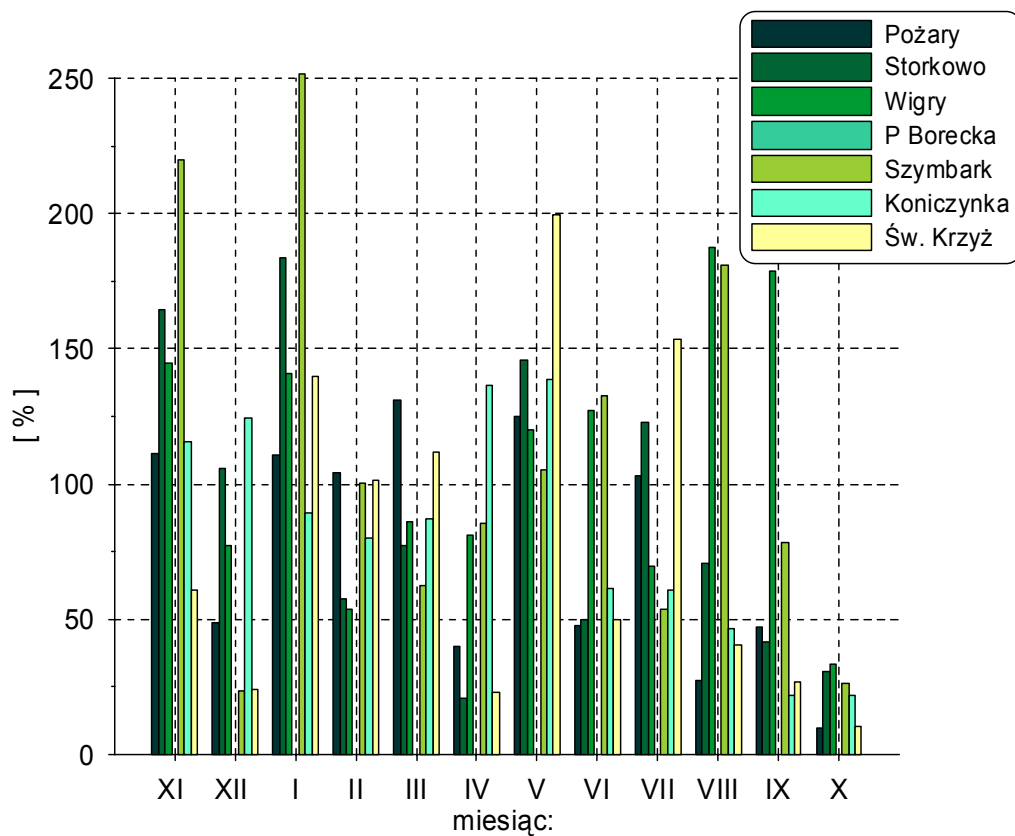
Ryc. 2. Rozkład miesięcznych temperatur powietrza w roku 2005 na tle wartości z wielolecia 1994-2004

Warunki termiczne w roku hydrologicznym 2005 były zbliżone do wartości z wielolecia (ryc. 1). Poza zlewnią jeziora Łękek wartości średnie roczne temperatur na pozostałych stacjach były wyższe od wartości z wielolecia. W skali całego roku do miesięcy, które najbardziej odbiegały od wartości przeciętnych należy zaliczyć (in minus): luty, marzec oraz in plus grudzień, styczeń oraz wrzesień (ryc. 2). W przypadku pozostałych miesięcy wartości miesięczne nie odbiegały znacząco od średnich z wielolecia, co pozwoliło zaliczyć rok hydrologiczny 2005 do okresu normalnego lub lekko ciepłego.

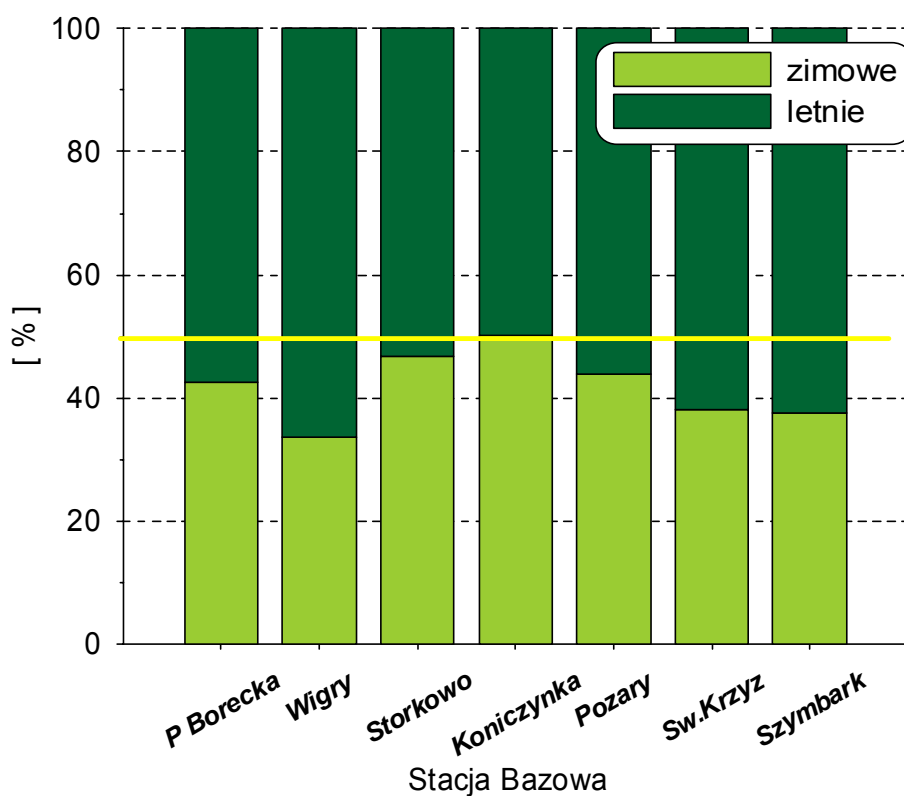
Podobnie jak w latach ubiegłych zaznacza się wzrost rocznej amplitudy powietrza.

Pod względem sum rocznych opadów atmosferycznych rok hydrologiczny 2005 na poszczególnych stacjach różnił się od wartości z wielolecia. Dla stacji: Pożary, Koniczynka oraz Święty Krzyż suma roczna opadów nie przekraczała 80% poziomu z wielolecia 1994 – 2004. Dla wymienionych stacji był to rok suchy. W przypadku pozostałych stacji sumy roczne były zbliżone do wielolecia lub nieznacznie je przekraczały (Puszcza Borecka).

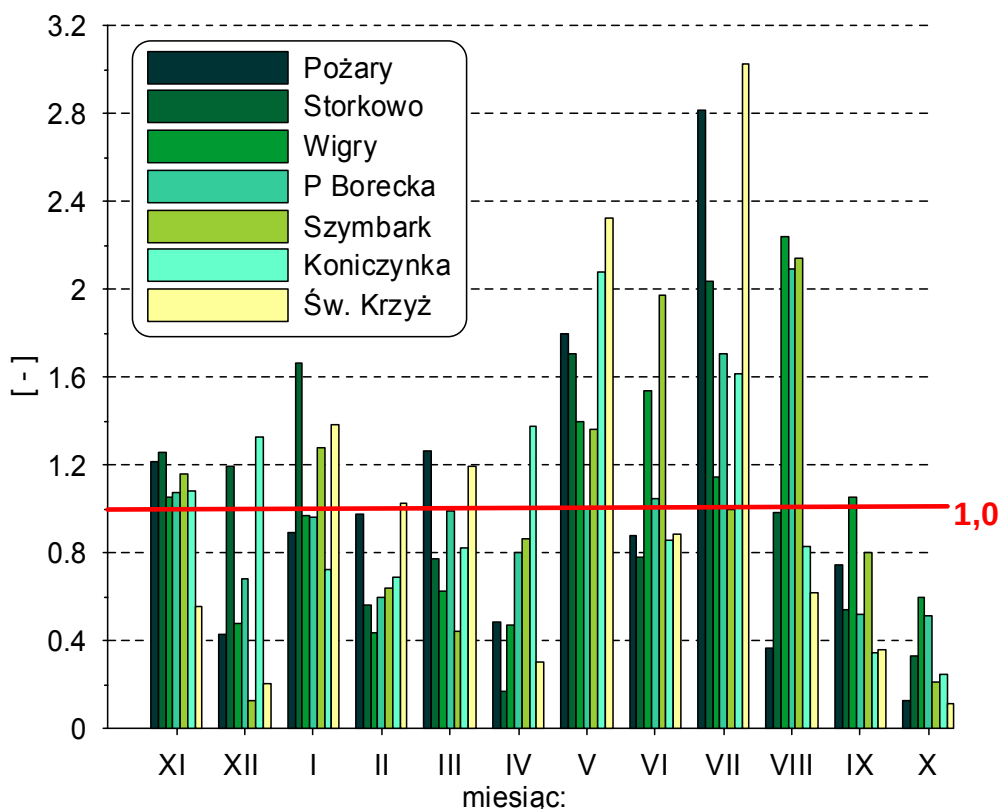
Analizując rozkład sum miesięcznych opadów na tle wielolecia poza październikiem, w okresie, którego suma opadu była zdecydowanie niższa od wielolecia dla wszystkich stacji, dla pozostałych miesięcy odnotowywano wartości przekraczające przeciętne sumy z wielolecia. Miesiącami, którymi wyróżniły się szczególnie obfitymi opadami należy zaliczyć: listopad, styczeń oraz maj i sierpień (ryc. 3).



Ryc. 3. Sumy miesięczne opadów atmosferycznych w roku 2005 na tle wartości z wielolecia 1994-2004



Ryc. 4. Udział opadów półrocza zimowego i letniego w roku hydrologicznym 2005



Ryc. 5. Rozkład współczynnika pluwiometrycznego w roku 2005

W skali roku zaznacza się przewaga opadów półrocza letniego. W okresie tym notowano najbardziej wydajne opady w skali całego roku (Wigry 109,4mm, Puszcza Borecka 86,4mm - opady dobowe). Potwierdzają to najwyższe wartości współczynnika pluwiometrycznego (ryc. 5), które w roku 2005 przypadały na: maj, lipiec oraz sierpień. Z drugiej strony półrocze letnie charakteryzuje się obecnością trwałych okresów bezdeszczowych – szczególnie zaznaczających się pod koniec lata (sierpień, wrzesień, październik). Efektem jest znaczne zróżnicowanie warunków opadowych w półroczu letnim.

Liczba dni z opadem w roku hydrologicznym 2005 kształtowała się dla poszczególnych stacji następująco:

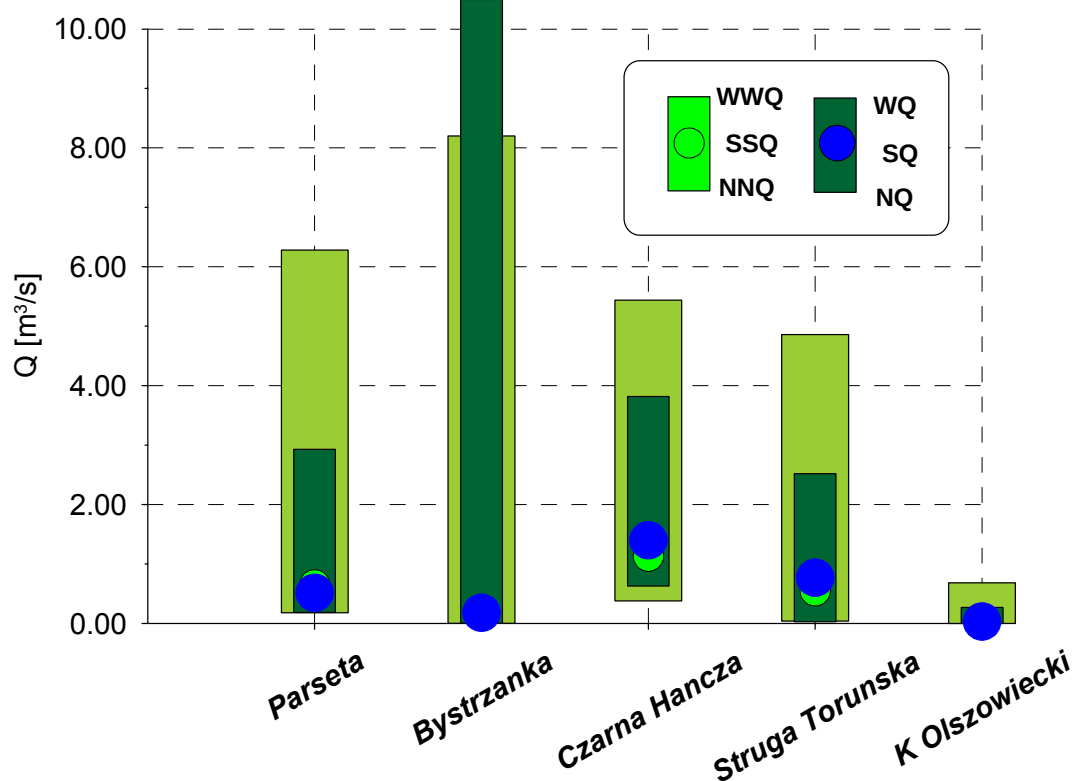
- Wigry – 175 dni z opadem,
- Puszcza Borecka – 155
- Storkowo – 163
- Koniczynka – 166
- Święty Krzyż – 141
- Szymbark – 183.

Pomiary anemometryczne prowadzone w roku 2005 potwierdzają jak w latach ubiegłych wysoki udział sektora wschodniego w strukturze frekwencji kierunków wiatrów. Sektor wschodni przeważał w strukturze kierunków wiatrów w zlewni jeziora Łękuk.

Najczęściej występowały wiatry z kierunków: E (12%), ESE (11%) oraz ESE (11%) (Śnieżek i in. 2006). W przypadku pozostałych stacji przeważał sektor zachodni. Dla Koniczynki największą frekwencją charakteryzowały się wiatry SW i W, które stanowiły łącznie 36,8% wszystkich przypadków (Kejna 2006). W zlewni Czarnej Hańczy w skali całego roku hydrologicznego przeważały wiatry z kierunków: SW (10,3%), N (8,7%), W (8%) (Krzysztofiak 2006). Wiatry z sektora północnego dominowały w okresie wiosennym oraz miesiącach letnich.

Kierunki wiatrów na terenie stacji Święty Krzyż w analizowanym roku hydrologicznym nie odbiegał znacząco od rozkładu z wielolecia 1994-2004. Wzrósł udział wiatrów z kierunków: SSE, SE oraz NW i NNW (Jóźwiak 2006).

Średnia prędkość wiatru na Stacjach Bazowych w roku hydrologicznym 2005 była zbliżona do wartości z wielolecia. W analizowanym okresie nie odnotowano wiatru o prędkościach huraganowych.

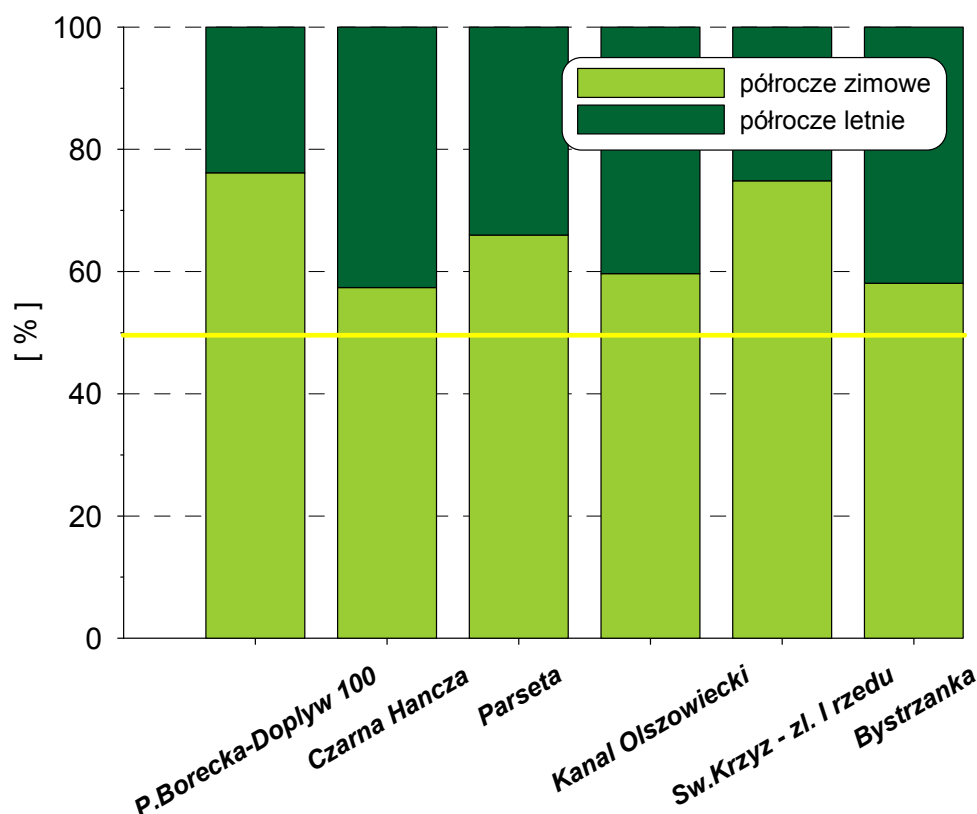


Ryc. 6. Wartości przepływów głównych I i II stopnia

wartości przepływów II stopnia na podstawie wartości z wielolecia (1994-2004), dla SB Wigry dane z okresu 2001-2004

Rok hydrologiczny 2005 zarówno pod względem poziomu wód podziemnych oraz wartości odpływu powierzchniowego należy zaliczyć do lat przeciętnych. Wyniki obserwacji I poziomu wodonośnego wskazują zarówno na stabilizację poziomu wód podziemnych (zlewnia górnej Parsęty) jak również na zaznaczającą się trwałą tendencję obniżającą

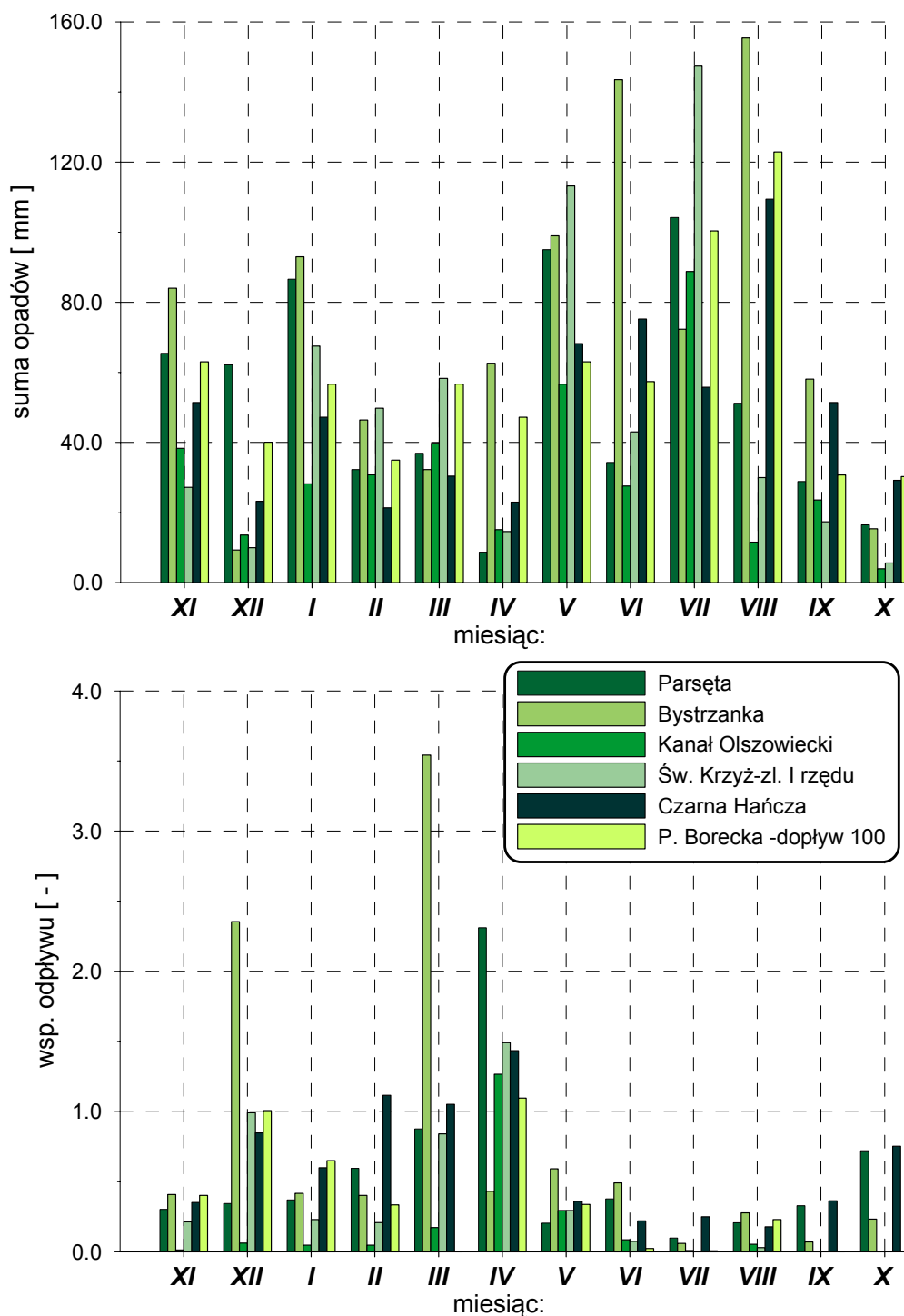
poziomu wód (zlewnia Strugi Toruńskiej). Obniżanie się lustra wód podziemnych na obszarze zlewni Strugi Toruńskiej jest efektem występowania deficytu opadów atmosferycznych w ostatnich latach (2003-2005) (Kejna 2006). W przypadku geoekosystemów górskich (stacje: Święty Krzyż, Szymbark), gdzie monitoringiem objęte były źródła, dynamika wydajności wypływu wód podziemnych uwarunkowana była zarówno czynnikami naturalnymi (roztopy, intensywne opady atmosferyczne) oraz antropogenicznymi, związanymi z wykorzystaniem gospodarczym tych wód. Maksymalne wartości wydajności monitorowanych źródeł obserwowano w okresie intensywnych roztopów pokrywy śnieżnej oraz w czasie występowania znaczących sum opadów atmosferycznych.



Ryc. 7. Udział odpływu powierzchniowego w półroczu zimowym i letnim w roku hydrologicznym 2005

Analogicznie jak w przypadku stanu wód podziemnych również średnie roczne wartości przepływu w monitorowanych rzekach były zbliżone do wielkości z wielolecia (ryc. 6). W skali całego roku hydrologicznego przeważał odpływ w półroczu zimowym; tendencja ta jest widoczna w przypadku wszystkich stacji (ryc. 6). Zestawienie miesięcznych wartości współczynnika odpływu na tle sum miesięcznych opadów atmosferycznych potwierdza brak korelacji czasowej. Maksymalne wartości współczynnika odpływu obserwowano w okresie intensywnych roztopów pokrywy śnieżnej – miesiące: marzec-kwiecień. Pomimo intensywnych opadów atmosferycznych w półroczu ciepłym wartość odpływu powierzchniowego była zdecydowanie niższa niż w pozostałej części roku. Przyczyną

takiego stanu rzeczy jest intensywna ewapotranspiracja oraz występowanie w tym okresie okresów bezdeszczowych i związana z tym odbudowa zasobów wodnych zlewni. Skrajnie niskie wartości odpływu, a w niektórych przypadkach brak odpływu (Kanał Olszowiecki, Puszcza Borecka), wystąpiły w okresie półrocza letniego (lipiec, wrzesień, październik) (ryc. 8).



Ryc. 8. Rozkład miesięczny współczynnika odpływu na tle sum opadów atmosferycznych w roku hydrologicznym 2005

Cechą znaną omawianego roku hydrologicznego jest występowanie wartości średnich rocznych zbliżonych do wielolecia przy jednoczesnym znacznym zróżnicowaniu wartości w skali całego roku. Z jednej strony w okresie półrocza zimowego uzyskane wartości odpływu były większe od charakterystyk z wielolecia (zlewnia Bystrzanki), z drugiej strony obecność trwałych okresów bezdeszczowych w półroczu ciepłym przyczyniło się do występowania bardzo niskich wartości przepływów (Parsęta, Struga Toruńska) lub w skrajnych przypadkach do jego zaniku (Kanał Olszowiecki, odpływ 100 – P. Borecka).

Pomimo sum rocznych opadów zbliżonych do wielolecia zarówno ich rozkład w skali roku jak również występowanie długotrwałych okresów bezdeszczowych nie sprzyjał odbudowaniu retencji gruntowej analizowanych zlewni. Występowanie deficytu opadowego w półroczu letnim oraz bardzo duże zróżnicowanie czasowe odpływu powierzchniowego miały decydujące znaczenie dla funkcjonowania geoekosystemów w omawianym roku hydrologicznym.

DEPOZYCJA ATMOSFERYCZNA

Do podstawowych czynników które decydują o obiegu materii w geoeosystemie należy zaliczyć ilość i jakość depozycji atmosferycznej. Powietrze jest jednym z elementów środowiska przyrodniczego, które podlega silnej antropopresji. Zawarte w nim związki chemiczne wskutek opadania i osadzania są wchłaniane i akumulowane przez pozostałe komponenty środowiska.

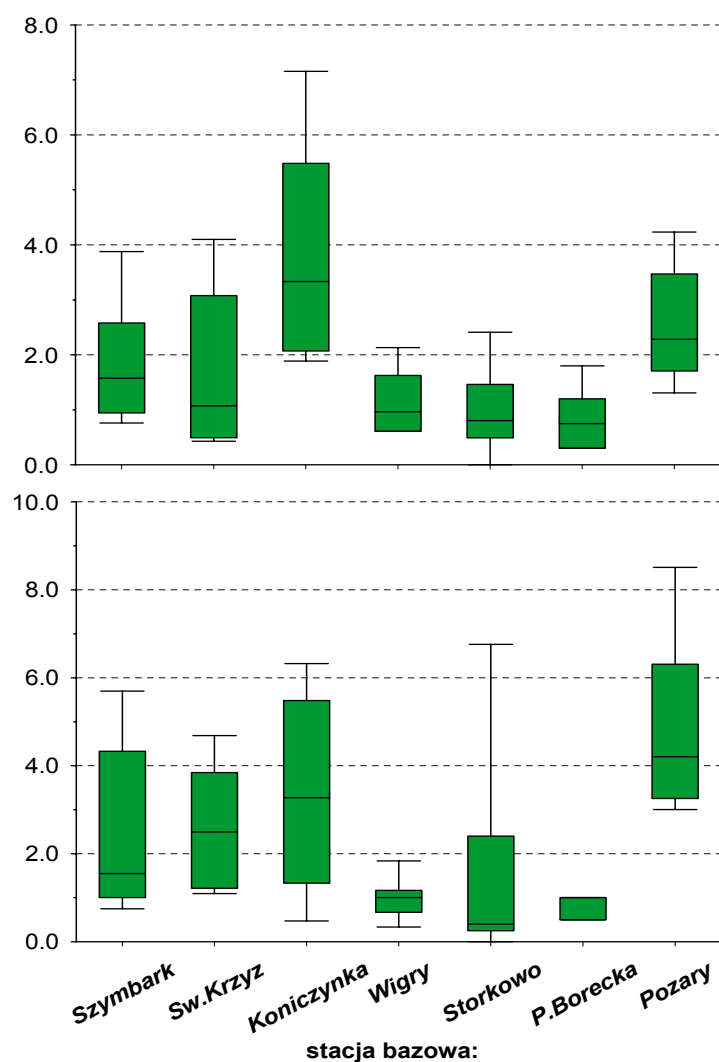
Obserwacje stanu zanieczyszczenia powietrza prowadzone były na wszystkich Stacjach Bazowych. Monitoring chemizmu powietrza oparty był zarówno na wykorzystaniu metod pasywnych (wszystkie stacje) oraz metod manualnych – filtr z wymuszonym przepływem powietrza (Puszcza Borecka) i automatycznych (Święty Krzyż).

Analiza stężeń dwutlenku siarki azotu, uzyskanych przy zastosowaniu metody pasywnej, pozwalają wyodrębnić dwie grupy stacji. Stacje charakteryzujące się niewielkimi poziomami stężeń wymienionych związków chemicznych. Do stacji tych należy zaliczyć: Storkowo, Puszcę Borecką oraz Wigry oraz druga grupa stacji, gdzie notowane stężenia znacznie przekraczały poziom zanieczyszczeń notowanych w pierwszej grupie.

Pierwsza grupa charakteryzuje obszary o niewielkim stopniu antropopresji, nie będących pod wpływem lokalnych źródeł emisji zanieczyszczeń powietrza. Uzyskane wyniki nawiązują przede wszystkim do napływu zanieczyszczeń transgranicznych i długookresowych zmian poziomu zanieczyszczeń atmosfery na poziomie tła. W przypadku Koniczynki obserwowany poziom zanieczyszczeń atmosfery dwutlenkiem siarki i azotu jest efektem oddziaływania aglomeracji Torunia oraz intensywnej gospodarki rolniczej prowadzonej na terenie zlewni Strugi Toruńskiej. Lokalne źródła emisji zanieczyszczeń powietrza obok napływu zanieczyszczeń transgranicznych (Słowacja) to główne czynniki odpowiedzialne za wysokie stężenia omawianych zanieczyszczeń powietrza na terenie zlewni Bystrzanki (Szymbark).

Tabela 1 Stężenia dwutlenku siarki i azotu w latach 2004 i 2005 na Stacjach Bazowych (metoda pasywna) (wartości średnie roczne)

Stacja bazowa	Dwutlenek siarki ($\mu\text{g}/\text{dm}^3$)		Dwutlenek azotu ($\mu\text{g}/\text{dm}^3$)	
	2004	2005	2004	2005
Szymbark	7,7	5,0	6,8	6,0
Święty Krzyż	5,6	5,1	6,9	5,5
Pożary	Bd	9,8	Bd	8,3
Koniczynka	5,3	6,2	14,4	12,5
Storkowo	Bd	3,2	Bd	3,8
Puszcza Borecka	1,6	1,4	3,6	2,5
Wigry	1,9	1,9	4,3	3,7



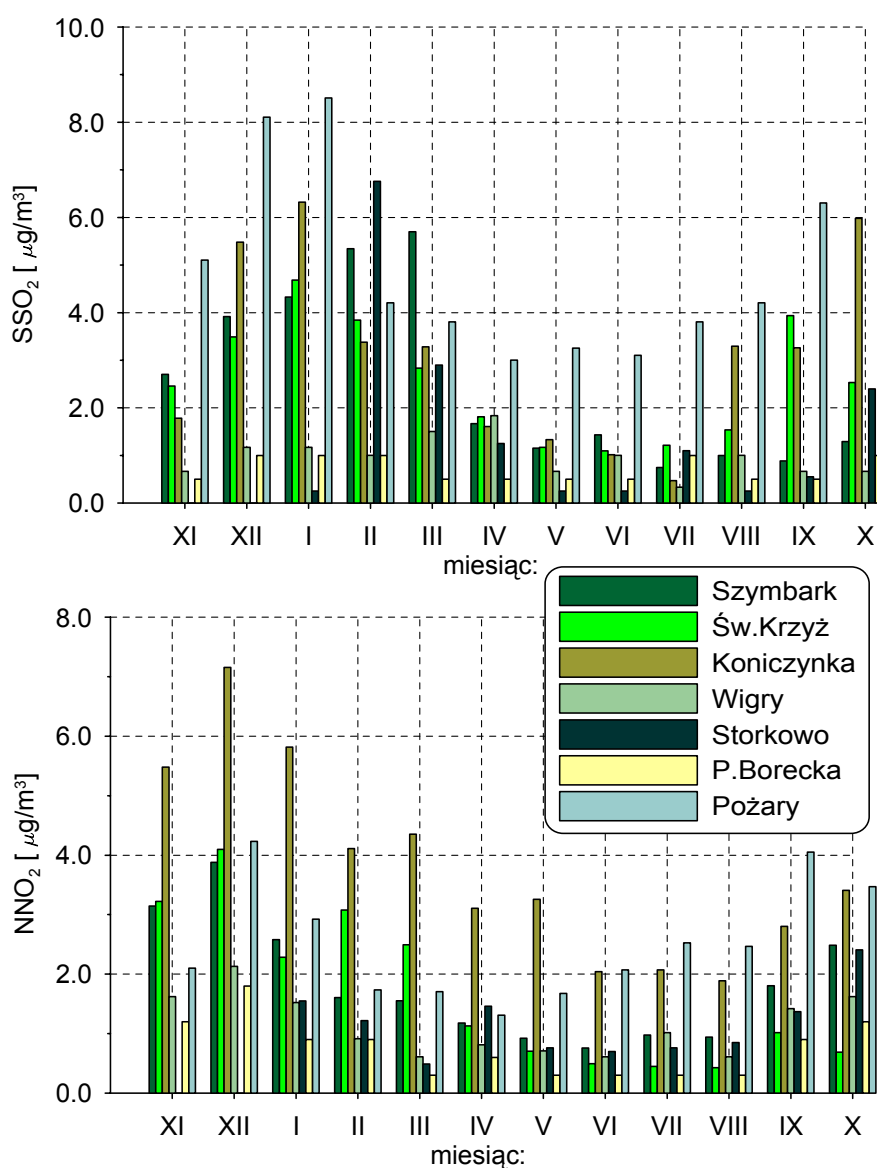
Ryc. 1. Stężenia siarki dwutlenku siarki i azotu dwutlenku azot ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) w roku hydrologicznym 2005
Metoda pasywna
Wartości: maksimum, III kwartyl, mediana, I kwartyl, minimum

Zestawienie wartości poziomu zanieczyszczeń w latach 2004 i 2005 nie wskazuje na obecność wyraźnych trendów. W przypadku dwutlenku siarki poza stacją w Koniczynie na pozostałych stacjach poziom stężeń tego gazu w powietrzu atmosferycznym zmalał. W przypadku dwutlenku azotu na wszystkich stacjach odnotowano spadek zanieczyszczenia powietrza tym związkiem (tab. 1).

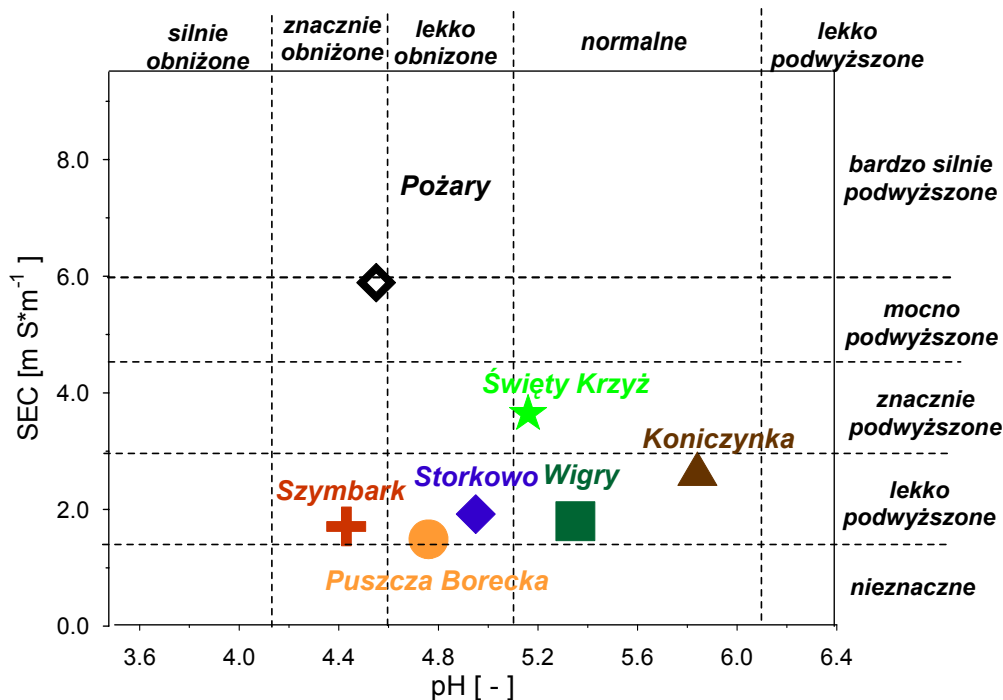
Analiza rozkładu czasowego stężeń omawianych zanieczyszczeń powietrza na wszystkich stacjach wykazuje silne podobieństwo (ryc. 1). Maksymalne stężenia omawianych zanieczyszczeń obserwowano w chłodnej porze roku, co należy wiązać z emisją tych związków w rezultacie spalania paliw kopalnych. Zdecydowanie niższe stężenia analizowanych zanieczyszczeń gazowych powietrza obserwowano w ciepłej porze roku.

Uzyskane wyniki monitoringu chemizmu powietrza z wykorzystaniem metod manualnych i automatycznych potwierdzają stabilność stężeń podstawowych zanieczyszczeń powietrza w ostatnich latach. Analizując uzyskane wyniki stężeń zanieczyszczeń powietrza na terenie zlewni jeziora Łękek odnotowano spadek wartości: związków siarki – dwutlenku siarki o 6% i siarczanów o 5%, związków azotu – dwutlenku azotu o 14%, sumy amoniaku i jonów amonowych o 9%, natomiast tlenowych związków azotu o 1% w stosunku do roku 2004 (Śnieżek 2006).

Dwutlenek siarki należy również do zanieczyszczeń powietrza, których spadek stężeń odnotowano na obszarze stacji na Świętym Krzyżu. W przypadku dwutlenku azotu otrzymane wartości stężeń wskazują na wzrost zawartości tego gazu w powietrzu w porównaniu do roku 2004.



Ryc. 2. Rozkład miesięczny stężeń siarki dwutlenku siarki i azotu dwutlenku azotu w roku hydrologicznym 2005. Metoda pasywna



Ryc. 3. Średnie ważone roczne pH i przewodność elektrolityczna opadów atmosferycznych w roku hydrologicznym 2005

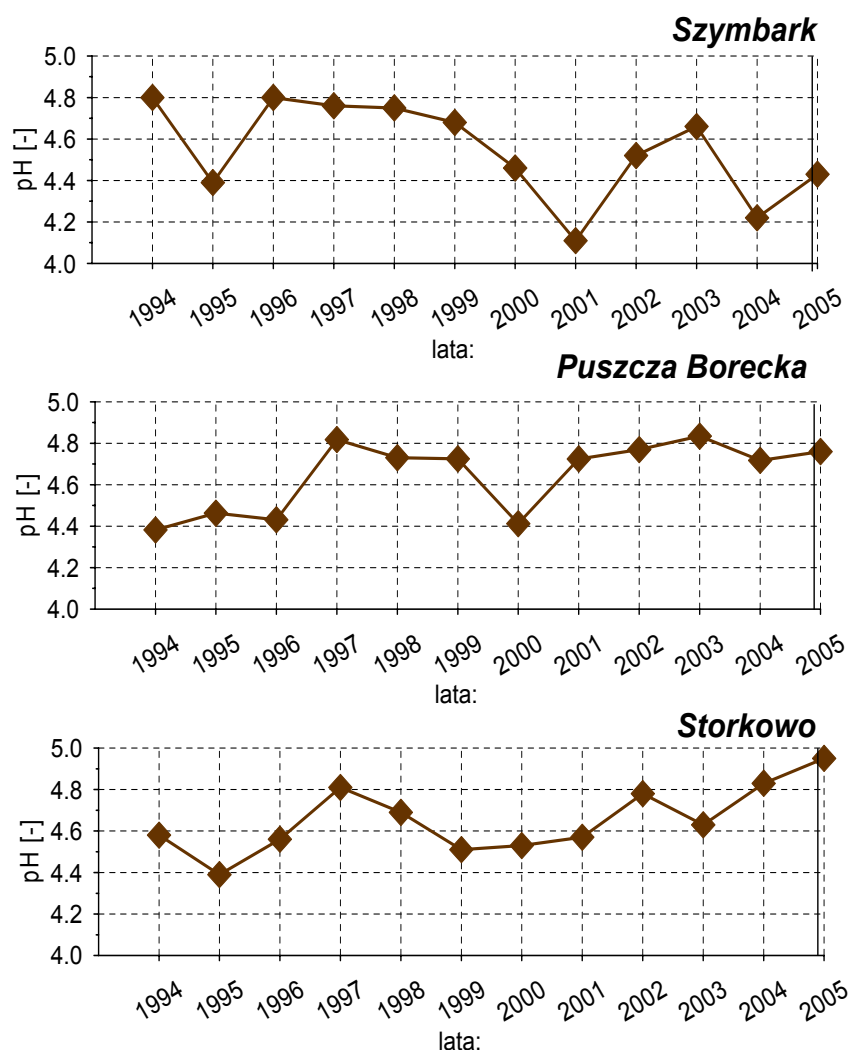
W roku hydrologicznym 2005 wszystkie stacje realizował program chemizmu opadów atmosferycznych. Program ten wykonywano w oparciu o pomiar zarówno depozycji całkowitej (kolektory opadu eksponowane całą dobę, niezależnie czy opad wystąpił czy też nie, po każdej dobie kolektor przemywano wodą zdejonizowaną) oraz depozycji mokrej z wykorzystaniem kolektorów firmy Eigenbrodt. Poza stacją Wigry wartości pH i przewodności elektrolitycznej (SEC) mierzono w próbkach dobowych opadu całkowitego. Skład jonowy w większości stacji (poza Świętym Krzyżem i Pożarami) oznaczano w próbkach opadu mokrego z próbek zlewanych dla okresów miesięcznych.

Skład chemiczny opadów atmosferycznych kształtowany jest przez wiele czynników, do których należy zaliczyć obok zanieczyszczeń obecnych w atmosferze także warunki meteorologiczne w tym przede wszystkim typ cyrkulacji powietrza, wysokość opadów atmosferycznych, długość i czas występowania okresów bezdeszczowych. Rok hydrologiczny 2005 pod względem warunków meteorologicznych generalnie należał do lat przeciętnych. Wyznacznikiem warunków pogodowych analizowanego okresu było zróżnicowanie sezonowe sum opadów atmosferycznych. Obok występowania intensywnych opadów o wysokich sumach dobowych w analizowanym roku występowały także długotrwałe okresy bezdeszczowe. Czynniki te miały decydujące znaczenie przede wszystkim dla wielkości dopływu substancji rozpuszczonych do badanych geoekosystemów.

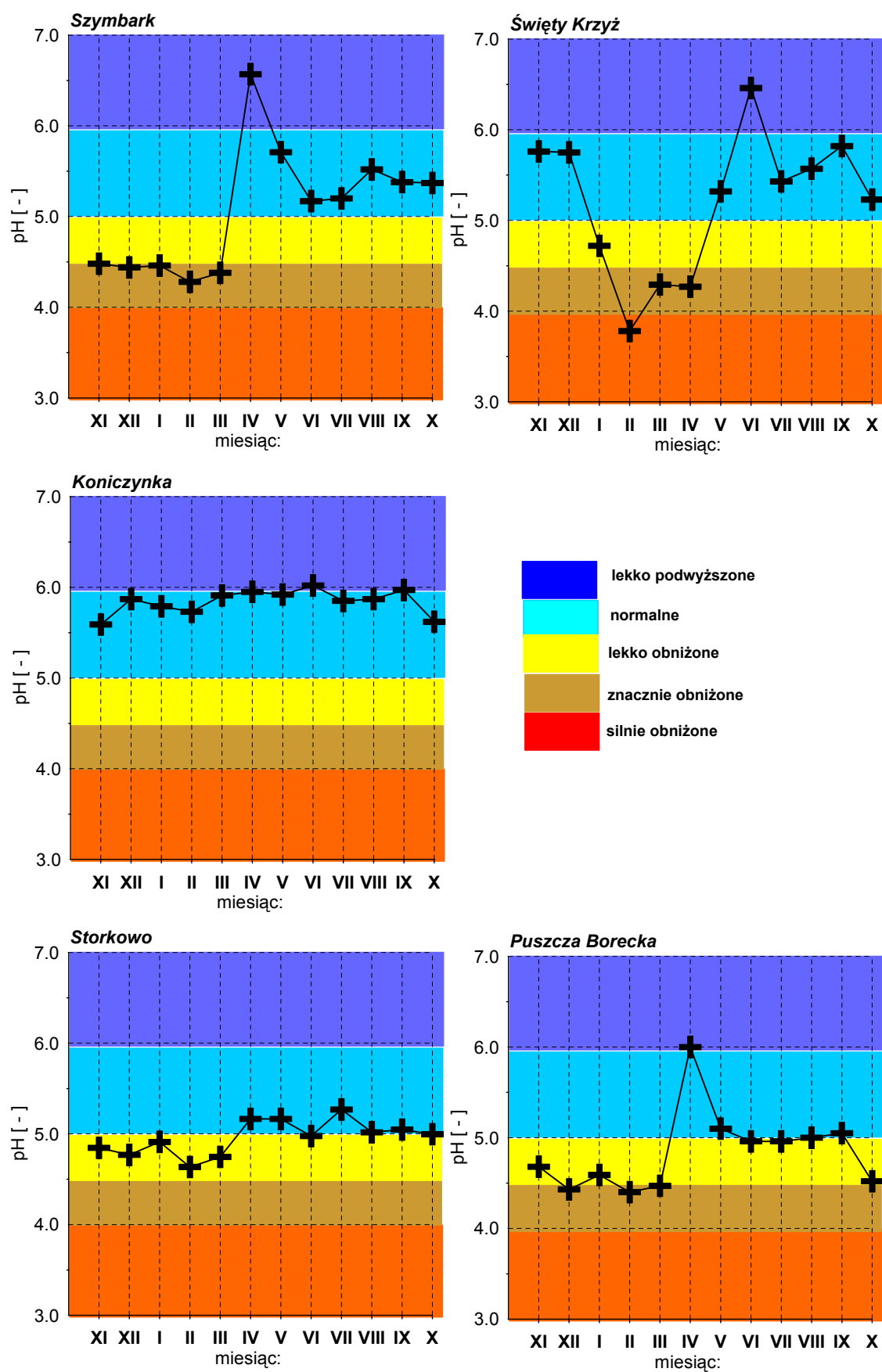
Odczyn jest wskaźnikiem, który opisuje równowagę kwasowo-zasadową pomiędzy rozpuszczonymi i zdysocjowanymi składnikami wody i jest ściśle zależny od ilości zanieczyszczeń pyłowych i gazowych zawartych w powietrzu.

Analiza średnich ważonych rocznych wartości pH pozwala zaliczyć według klasyfikacji Jansena, Blocka, Knaacka opady atmosferyczne do grupy o pH znacznie obniżonym (Pożary-4,55, Szymbark-4,43), lekko obniżonym (Puszcza Borecka-4,76, Storkowo – 4,95) oraz normalnym (Święty Krzyż – 5,16, Wigry – 5,35, Koniczynka – 5,84) (ryc. 3).

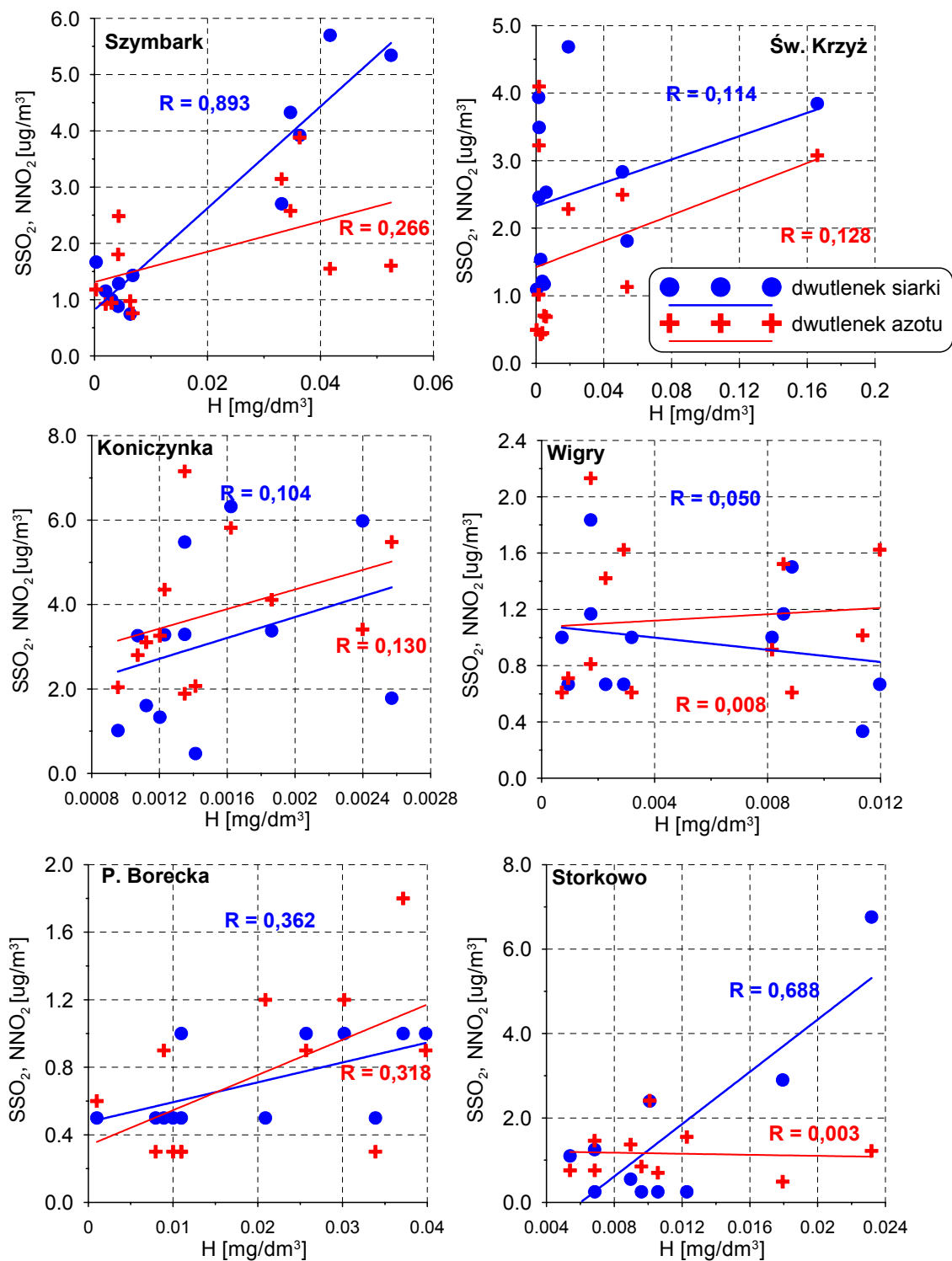
Analiza dostępnych serii obserwacyjnych dla lat: 1994 – 2004 dla stacji położonych na obszarach o niewielkim stopniu zanieczyszczenia powietrza (Storkowo, Puszcza Borecka, Wigry) wskazuje na stabilność odczynu w ostatnich latach, przy niewielkim widocznym trendzie wzrastającym (ryc. 4). W przypadku stacji położonych na zapleczu aglomeracji miejskich (Koniczynka) oraz na obszarach o wysokich wartościach emisji zanieczyszczeń powietrza (Święty Krzyż, Szymbark) zmiany pH w ostatnich latach są znaczne i nie wykazują jednoznacznych trendów.



Ryc. 4. Rozkład pH opadów atmosferycznych w latach: 1994 – 2005 dla wybranych stacji



Ryc. 5. Rozkład miesięczny pH opadów atmosferycznych na wybranych stacjach w roku hydrologicznym 2005



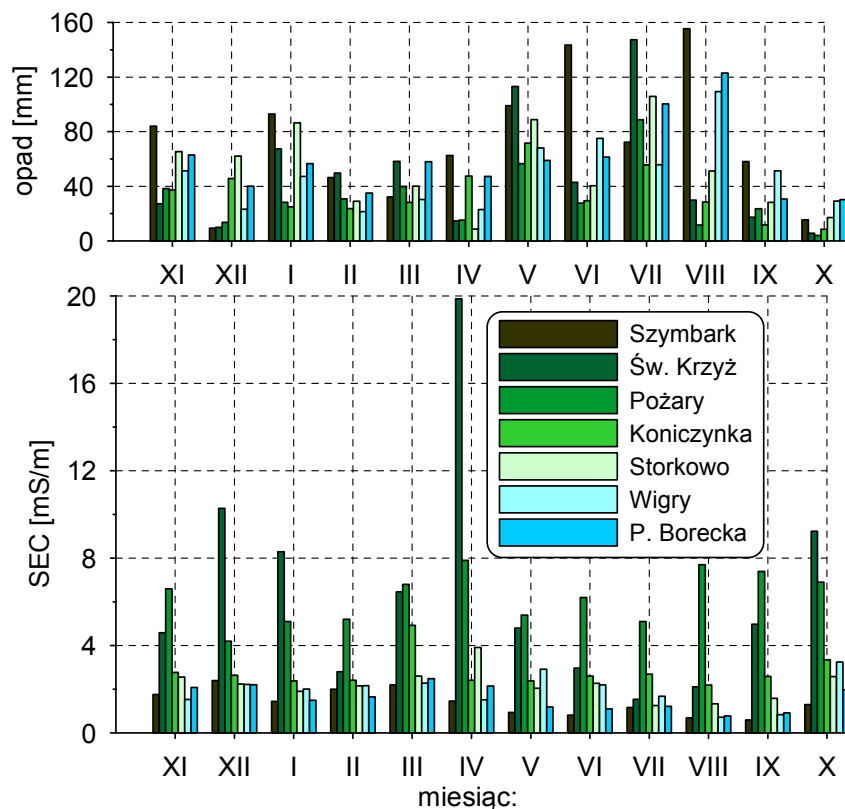
Ryc. 6. Zależność stężeń jonów wodorowych w opadzie atmosferycznym od stężeń dwutlenku siarki i azotu w powietrzu atmosferycznym (metoda pasywna)
 R – współczynnik determinacji

Analizując rozkład sezonowy odczynu dla poszczególnych stacji widoczna jest przewaga opadów o obniżonych wartościach pH w półroczu zimowym. Prawidłowość ta zaznacza się w przypadku wszystkich analizowanych stacji. Wartości skrajne pH w skali roku (próbki dobowe

lub tygodniowe) kształtowały się w szerokim zakresie od wartości silnie obniżonych: 3,78 (Święty Krzyż), 3,71 (Storkowo) 4,09 (Wigry) do wartości podwyższonych: 7,81 (Storkowo), 6,46 (Święty Krzyż), 6,43 (Koniczynka), 7,04 (Wigry).

Czasowe zróżnicowanie stężeń jonów wodorowych w opadzie atmosferycznym w znacznym stopniu nawiązuje do rozkładu stężeń dwutlenku azotu i siarki w atmosferze (ryc. 6). Przeprowadzona analiza korelacji potwierdza obecność zależności wprost proporcjonalnych pomiędzy użytymi zmiennymi. Uzyskane współczynniki determinacji wskazują na niewielką moc wyjaśniającą otrzymanych zależności statystycznych. Brak korelacji w przypadku stacji: Koniczynka i Święty Krzyż można wiązać z udziałem jonów alkalicznych w kształtowaniu równowagi kwasowo-zasadowej wód opadowych. W przypadku stacji: Puszcza Borecka, Storkowo oraz Szymbark uzyskano statystycznie istotne zależności dla rozkładu jonów wodorowych w wodach opadowych i poziomu stężeń dwutlenku siarki w atmosferze. Rola dwutlenku azotu na podstawie uzyskanych związków statystycznych dla zróżnicowania sezonowego pH ma zdecydowanie mniejsze znaczenie.

Niewielką moc wyjaśniającą otrzymanych zależności w przypadku większości stacji należy wiązać z odmienną metodyką pobierania próbek opadu (próbki dobowe), w przypadku, gdy chwytnice zanieczyszczeń powietrza były ekspozowane przez cały miesiąc. Również sama pasywna metoda pomiaru zanieczyszczeń pozwala tylko w sposób przybliżony ocenić poziom stężeń analizowanych gazów w atmosferze.



Ryc. 7. Rozkład czasowy przewodności elektrolitycznej (SEC) na tle sum miesięcznych opadów atmosferycznych

Średnie roczna ważona przewodność elektrolityczna opadów atmosferycznych kształtowała się od wartości nieznacznych (Puszcza Borecka – 1,49mS/m), lekko podwyższonych (Szymbark – 1,71mS/m, Storkowo – 1,92mS/m, Wigry 1,80mS/m, Koniczynka – 2,70mS/m), znacznie podwyższonych (Święty Krzyż – 3,64mS/m) do mocno podwyższonych (Pożary 5,89mS/m). Wartości te są porównywalne do wyników otrzymanych w roku 2004. W skali roku wartości najwyższe odnotowywano w półroczu chłodnym, co należy wiązać zarówno z większym poziomem zanieczyszczenia powietrza w tym okresie i mniejszymi sumami opadów atmosferycznych (ryc. 7). Najniższą mineralizacją obserwowano w miesiącach letnich, zwłaszcza w okresie intensywnych opadów atmosferycznych.

Tabela 2. Zestawienie stężeń wybranych jonów w opadzie atmosferycznym w roku hydrologicznym 2002, 2003 i 2004 na tle klasyfikacji Jansena, Blocka i Knaacka (1988)

Stacja Bazowa	Puszcza Borecka	Storkowo	Wigry	Święty Krzyż	Szymbark
Parametr [mg/L]	2002				
Cl^-	0,55	0,82	0,96	3,15	3,05
NO_3^-	1,86	1,64	1,82	6,46	4,47
SO_4^{2-}	1,72	1,26	2,97	7,30	7,79
NH_4^+	0,67	0,69	1,24	1,43	0,98
	2003				
Cl^-	0,45	0,61	0,45	4,17	0,77
NO_3^-	1,68	1,90	1,42	6,60	5,49
SO_4^{2-}	1,53	1,50	3,24	13,09	4,25
NH_4^+	0,63	0,82	0,76	1,70	0,84
	2004				
Cl^-	0,44	0,47	0,82	2,33	0,47
NO_3^-	1,67	1,73	1,59	4,56	3,30
SO_4^{2-}	1,46	1,24	1,65	1,59	3,27
NH_4^+	0,58	0,69	0,68	1,08	0,92
	2005				
Cl^-	0,62	1,01	0,94	2,31	0,53
NO_3^-	1,83	1,68	1,24	4,34	2,08
SO_4^{2-}	1,48	1,35	1,62	5,84	1,95
NH_4^+	0,62	0,61	0,93	0,73	0,99
	Nieznaczna			Mocno podwyższona	
	Lekko podwyższona			Bardzo podwyższona	
	Podwyższona				

Analiza udziału poszczególnych jonów w składzie chemicznym opadów atmosferycznych pozwoliła na zestawienie następujących szeregów dla stacji według rangi danego jonu w składzie chemicznym. Prezentowane szeregi ustalono na podstawie stężeń głównych jonów wyrażonych w $\mu\text{eq}/\text{dm}^3$ bez uwzględnienia różnicy sum kationów i anionów (błędu analizy).

Stacja Puszcz Borecka

⇒ $\text{NH}_4 > \text{SO}_4 > \text{NO}_3 > \text{Cl} = \text{H} > \text{Na} > \text{Ca} > \text{Mg} > \text{K}$

Stacja Wigry

⇒ $\text{NH}_4 > \text{SO}_4 > \text{Cl} > \text{Mg} > \text{Ca} > \text{NO}_3 > \text{K} > \text{Na} > \text{H}$

Stacja Storkowo

⇒ $\text{NH}_4 > \text{Cl} > \text{SO}_4 > \text{NO}_3 > \text{Na} > \text{Ca} > \text{H} > \text{Mg} > \text{K}$

Stacja Koniczynka

⇒ $\text{Ca} > \text{NH}_4 > \text{Cl} > \text{SO}_4 > \text{Na} > \text{NO}_3 > \text{Mg} > \text{K} > \text{H}$

Stacja Pożary

⇒ $\text{Ca} > \text{NH}_4 > \text{SO}_4 > \text{Cl} > \text{H} > \text{NO}_3 > \text{Mg} > \text{K} > \text{Na}$

Stacja Święty Krzyż

⇒ $\text{Ca} > \text{SO}_4 > \text{NO}_3 > \text{Cl} > \text{NH}_4 > \text{Na} > \text{Mg} > \text{K} > \text{H}$

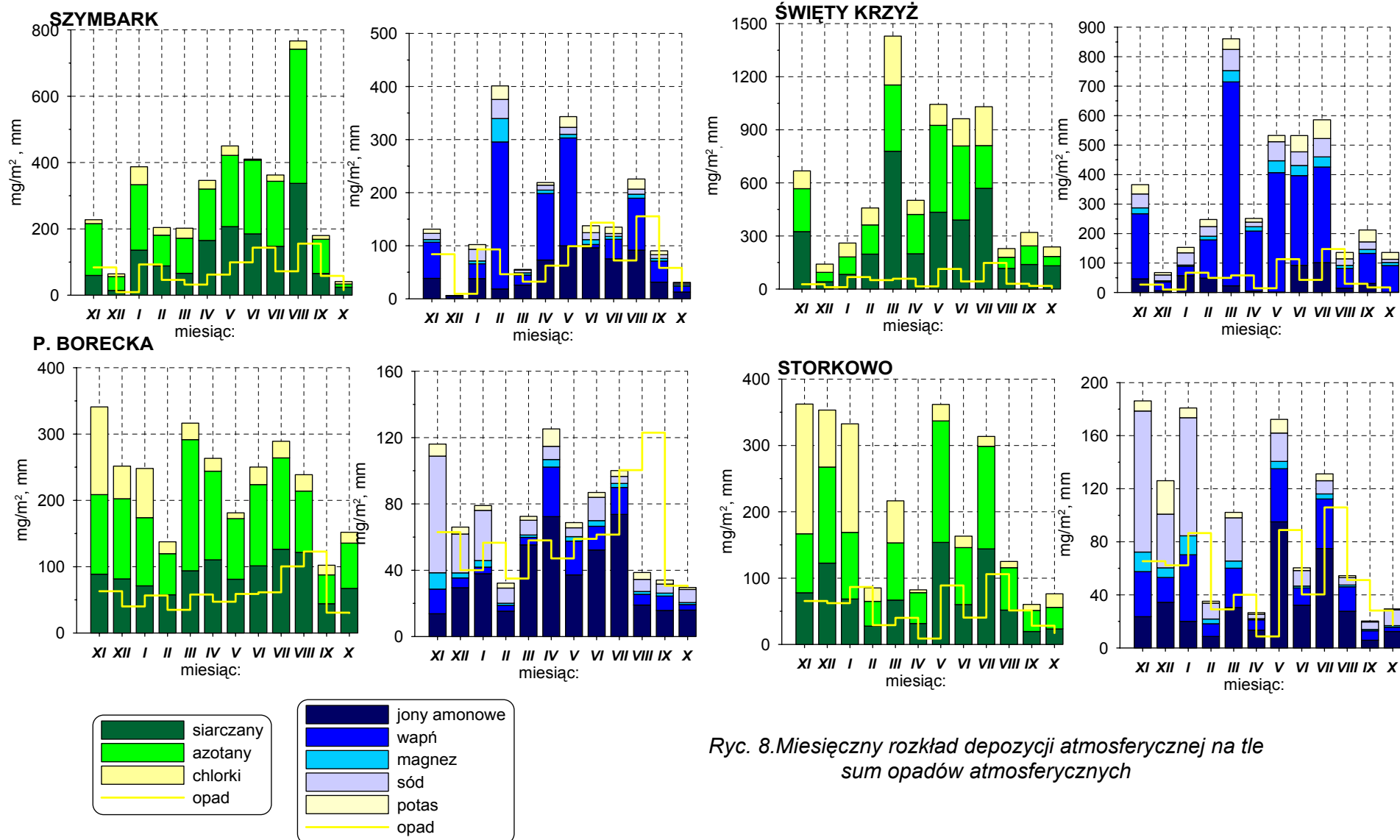
Stacja Szymbark

⇒ $\text{NH}_4 > \text{Ca} > \text{SO}_4 > \text{H} > \text{NO}_3 > \text{Cl} > \text{Na} = \text{Mg} > \text{K}$

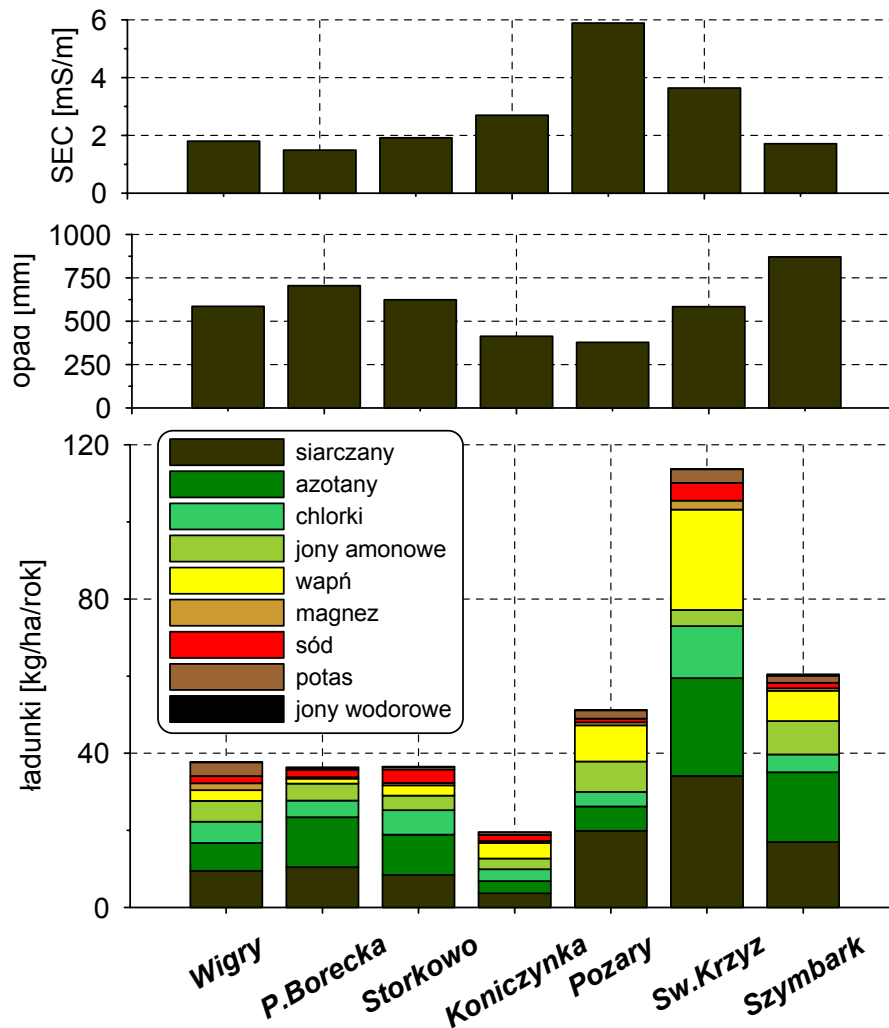
Uzyskane szeregi jonów w składzie chemicznym opadów atmosferycznych pozwalają wyróżnić dwie grupy stacji: grupa I obejmująca stacje, gdzie głównym elementem składu jonowego są jony amonowe oraz siarczanowe lub chlorkowe. Do stacji tych należy zaliczyć: Puszcz Borecką, Wigry oraz Storkowo, które reprezentują obszary w najmniejszym stopniu poddane antropopresji. W składzie chemicznym opadów atmosferycznych notowanych na obszarze wymienionych stacji wysoką rangę w składzie chemicznym zajmują również jony azotanowe i wodorowe (poza stacją Wigry). Zestawienie stężeń głównych jonów na tle klasyfikacji Jansena, Blocka i Knaacka (tab. 2) pozwala zaklasyfikować wymienione stacje do obszarów o nieznacznym lub lekko podwyższonym poziomie stężeń głównych kationów i anionów. Wysoki udział jonów amonowych w składzie chemicznym wskazuje na wysoki udział zanieczyszczeń pochodzenia rolniczego.

Druga grupa stacji (Koniczynka, Pożary, Święty Krzyż, Szymbark) obejmuje obszary gdzie najważniejszym składnikiem wód opadowych są jony wapniowe i amonowe (Szymbark). Wysoka ranga jonów wapnia jest efektem zanieczyszczenia wód opadowych pyłami pochodzącymi z obszaru aglomeracji miejskich (Koniczynka, Pożary) oraz zanieczyszczeniami przemysłowymi – spalanie paliw kopalnych (Święty Krzyż, Szymbark), pochodzącymi zarówno z źródeł lokalnych jak i zanieczyszczeń dalekiego transportu.

Depozycja atmosferyczna



Ryc. 8. Miesięczny rozkład depozycji atmosferycznej na tle sum opadów atmosferycznych



Ryc. 9 Wielkość rocznej depozycji atmosferycznej na tle sum opadów i przewodności elektrolitycznej (SEC)

Podstawowym elementem, którego rozpoznanie jest istotne dla funkcjonowania geoeosystemów jest wielkość rocznej depozycji atmosferycznej i jej struktura. Rok hydrologiczny 2005 pod względem warunków opadowych i poziomu zanieczyszczeń opadów atmosferycznych należał do lat przeciętnych stąd wielkość depozycji atmosferycznej jest zbliżona do wartości z roku poprzedzającego (2004). Niewątpliwie deficyt opadów, który wystąpił na terenach zlewni Strugi Toruńskiej i Kanału Olszowieckiego pomimo wysokiej mineralizacji wód opadowych ograniczył wydatnie wielkość rocznej depozycji atmosferycznej na obszarze wymienionych zlewni (ryc. 9). W przypadku trzech stacji położonych w pasie Pojezierze (Storkowo, Puszcza Borecka, Wigry) czynnikiem, który decyduje o depozycji są przede wszystkim warunki opadowe. Uzyskane wielkości depozycji atmosferycznej na obszarze wymienionych stacji są analogiczne jak w roku 2004, który pod względem sum rocznych opadów nie odbiega od wartości notowanych w roku 2005. Przy stabilizacji lub trendzie spadkowym mineralizacji podstawowym czynnikiem, który decyduje o ładunku jonów w przypadku wymienionych stacji jest suma roczna opadów atmosferycznych.

Największe wartości depozycji atmosferycznej w roku 2005 odnotowano na stacjach położonych na obszarze górskim (Święty Krzyż, Szymbark). W obu przypadkach zdecydowanie większe sumy roczne opadów oraz wysoka mineralizacja wód opadowych w odniesieniu do pozostałych stacji decydują o wielkości rocznej depozycji atmosferycznej.

Analiza rozkładu czasowego ładunku głównych kationów i anionów w opadzie atmosferycznym w przypadku stacji położonych na obszarze o niewielkim stopniu zanieczyszczenia powietrza (Storkowo, Puszcza Borecka) wskazuje na dwa maksima wielkości depozycji atmosferycznej w skali roku. Maksimum zimowe związane z wysoką mineralizacją wód opadowych oraz letnie – czasowo skorelowane z optimum opadowym. Analiza struktury depozycji atmosferycznej w grupie wymienionych stacji potwierdza spadek w ciągu roku ładunku jonów chlorkowych na korzyść przede wszystkim azotanów. W okresie półroczu ciepłego w grupie kationów przeważa udział jonów amonowych oraz zaznacza się spadek udziału sodu. Udział sodu i jonów chlorkowych w składzie opadów atmosferycznych nawiązuje do frekwencji napływu mas powietrza polarno-morskiego. W analizowanym roku notowano ponad przeciętne wysokie stężenia wymienionych jonów w opadzie atmosferycznym na obszarze zlewni jeziora Łęka co należy łączyć z większą adwekcją mas powietrza polarno-morskiego (Śnieżek 2006).

Dla terenów górskich w analizowanym okresie zaznacza się jedno maksimum dopływu substancji rozpuszczonych z opadem atmosferycznym. Czasowo jest ono skorelowane z maksimum opadowym przypadającym na miesiące letnie. W strukturze ładunków w obu przypadkach w grupie anionów przeważają jony siarczanowe i azotanowe, natomiast w grupie kationów jony wapniowe i amonowe. Udział jonów amonowych analogicznie jak dla pozostałych stacji przypada na okres ciepły roku hydrologicznego.

Zarówno wielkość depozycji atmosferycznej jak również jej struktura w analizowanym okresie zbliżona była do roku poprzedzającego. W skali poszczególnych stacji odnotowano wzrost udziału sodu i chlorków (Puszcza Borecka) związany z większą frekwencją mas powietrza polarno-morskiego, wzrost odczynu związany z napływem mas powietrza polarno-kontynentalnego, zasobnego w pyły alkaliczne w okresie wiosennym (Szymbark), spadek wartości depozycji atmosferycznej związanej z wystąpieniem deficytu opadowego w omawianym okresie (Pożary, Koniczynka).

PRZEPŁYW MATERII W PROFILU: ATMOSFERA – ROŚLINNOŚĆ – GLEBA

W roku hydrologicznym 2005 monitoring chemizmu opadu podkoronowego i spływu po pniach prowadzono w pięciu Stacjach Bazowych: Wigry, Storkowo, Puszcza Borecka, Szymbark, oraz Święty Krzyż.

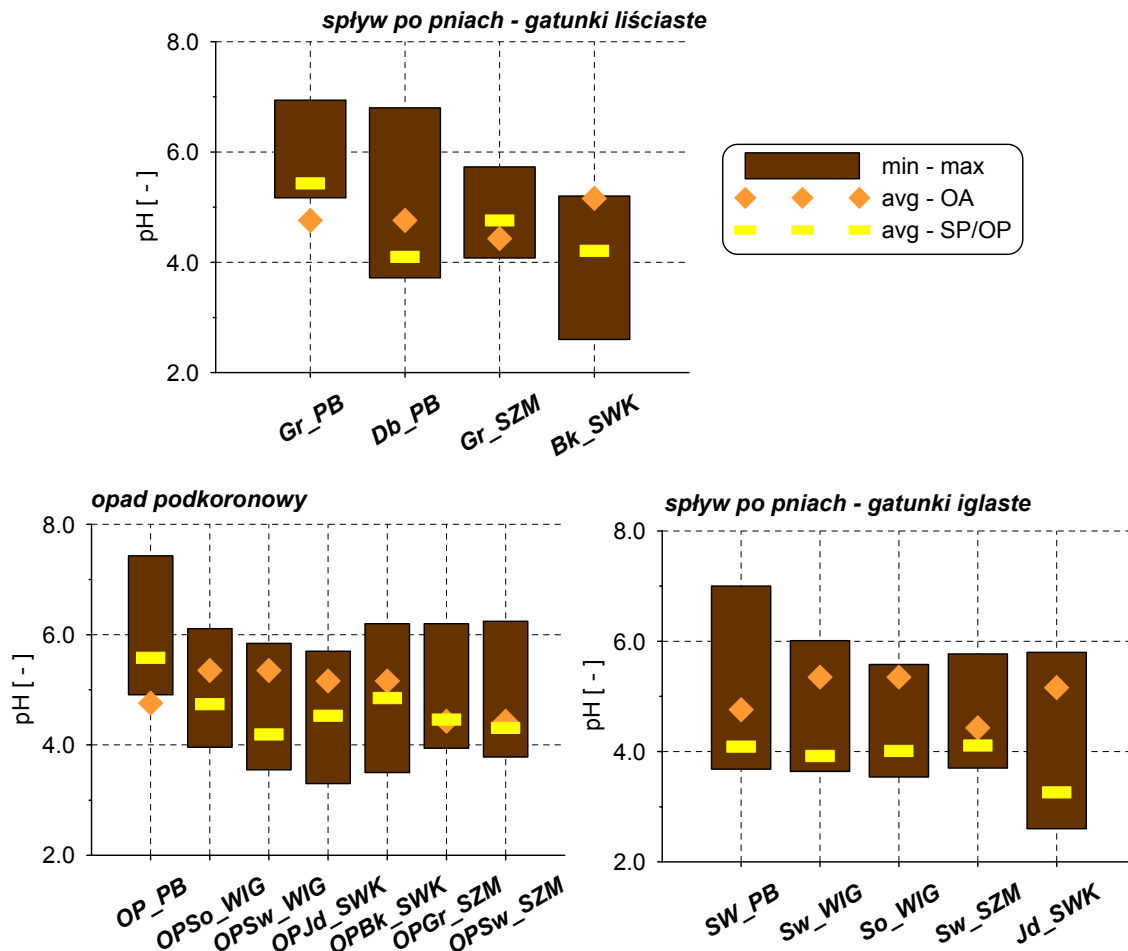
W strefie klimatu umiarkowanego roślinność aktywnie wpływa zarówno na obieg wody jak i na cykle biogeochemiczne pierwiastków. Rola roślinności jest szczególnie istotna na obszarach narażonych na oddziaływanie zanieczyszczeń powietrza. Z jednej strony roślinność stanowi filtr dla zanieczyszczeń, w efekcie ładunek jonów docierający z opadem do gleby pod koronami drzew jest większy niż na terenie otwartym. Jest to szczególnie istotne w przypadku substancji zakwaszających lub alkalizujących środowisko glebowe. Z drugiej strony roślinność pobiera z opadów niektóre jony (wodorowe, azotanowe, amonowe) lub wydala (kwasy organiczne) przeciwdziałając lub intensyfikując procesy zakwaszania wód opadowych.

Dotychczasowe badania nie potwierdzają jednoznacznie, że opad pod koronami drzew charakteryzuje się pH niższym w stosunku do opadu na terenie otwartym (opadu bezpośredniego) (Parker 1983, Van Breemen i in. 1989, Ivens 1990). Procesy zakwaszania wód opadowych w strefie koron drzew są efektem adsorpcji zanieczyszczeń atmosferycznych (związki siarki, azotu) oraz procesów wymywania z roślin słabych kwasów organicznych. Z drugiej strony w pobliżu lokalnych źródeł emisji zanieczyszczeń alkalicznych (przemysł cementowo-wapienniczy) obserwowany jest wzrost pH opadu pod koronami drzew. Jednocześnie same rośliny na drodze reakcji jonowymiennych, zachodzących pomiędzy opadem a komórkami roślinnymi podnoszą wartość pH poprzez pobieranie jonów hydroniowych i wprowadzaniem do opadu głównie jonów potasu i wapnia.

Otrzymane średnie roczne ważone wartości odczynu opadu podkoronowego w roku hydrologicznym 2005 kształtowały się od 4,19 (drzewostan świerkowy – Wigry) do 5,58 (drzewostan mieszany – świerk, grab, dąb – Puszcza Borecka).

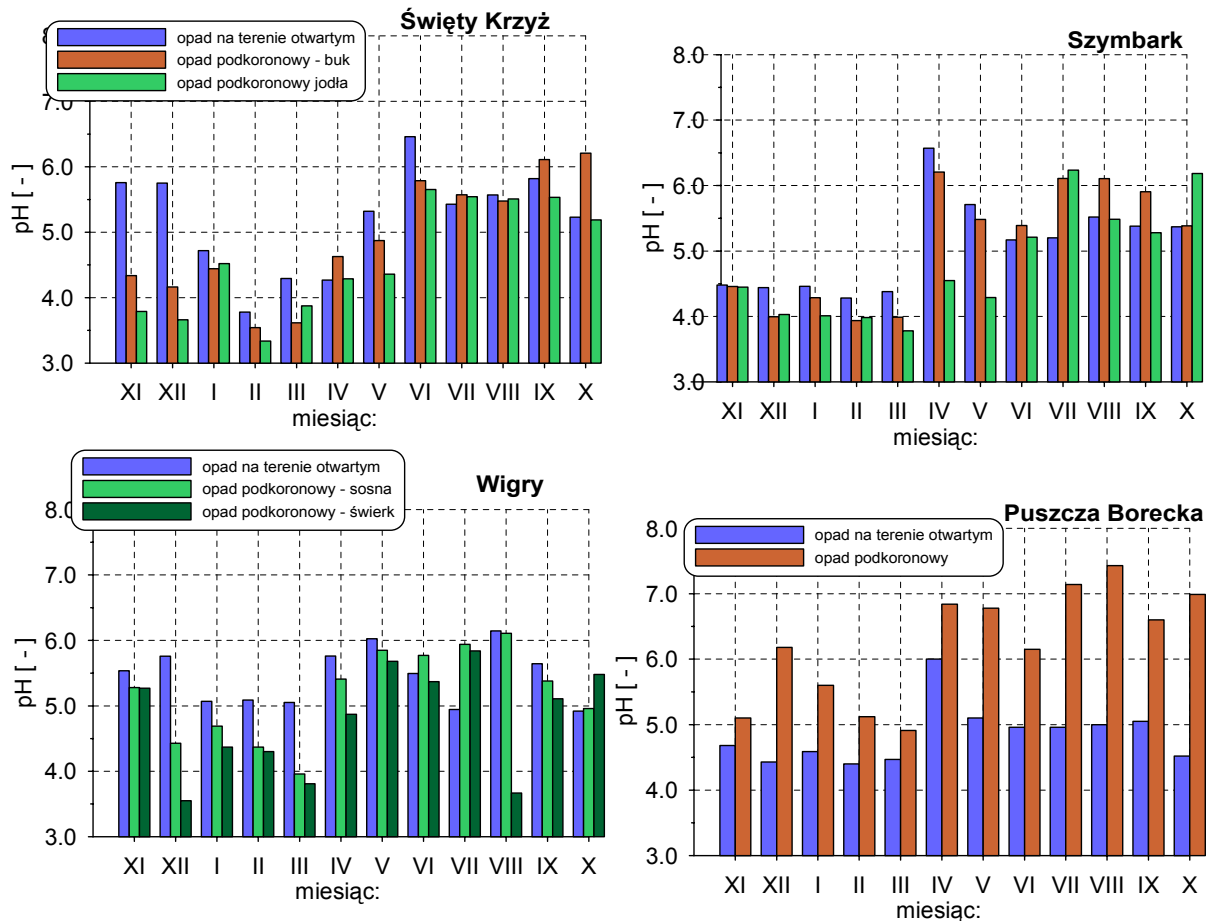
Uzyskane wyniki badań prowadzonych w ramach *ICP Forest* poziom II potwierdzają obecność procesów neutralizacji kwaśnych wód opadowych w strefie koron drzew w zbiorowiskach lasów liściastych. W przypadku gatunków iglastych obserwowano zarówno procesy neutralizacji kwaśnych wód opadowych oraz procesy zakwaszania, związana z splukiwaniem suchej depozycji związków kwasogennych. Wyniki badań prowadzonych w zbiorowiskach lasów iglastych w ramach ZMŚP wskazują na procesy zakwaszania wód opadowych w kontakcie z powierzchnią roślin. Niezależnie od położenia stacji pH opadu podkoronowego było niższe od opadu na terenie otwartym. W przypadku drzewostanów

liściastych lub mieszanych poziom kwasowości opadu podkoronowego był niższy niż notowany na terenie otwartym. Wyjątek stanowi stacja Święty Krzyż w przypadku, której pH pod koronami drzewostanu bukowego było obniżone w stosunku do opadu na terenie otwartym. Widoczny proces zakwaszania wód opadowych pod koronami buków na Świętym Krzyżu jest efektem procesów splukiwania substancji kwasogennych z powierzchni roślin, zwłaszcza w chłodnym okresie roku. Znacznie bardziej zakwaszone niż opad podkoronowy były wody spływające po pniach drzew, szczególnie w przypadku jodły gdzie wartość średnia roczna ważona pH wyniosła 3,26. Na obszarze zlewni Czarnej Hańczy (stacja Wigry), gdzie poziom zanieczyszczenia powietrza jest niewielki pH opadu spływającego po pniach sosny w skali roku wyniosło 4,01 natomiast w przypadku świerka 3,92. Dla gatunków liściastych wartości pH kształtowały się od 4,10 (dąb – Puszcza Borecka), 4,21 (buk –Święty Krzyż), 4,76 (grab –Szymbark) do 5,43 (grab – Puszcza Borecka).



Ryc. 1. Wartości pH opadu podkoronowego i spływu po pniach na tle opadu na terenie otwartym

Sw –świerk, Gr-grab, So-sosna, Db-dąb, Jd-jodła, Bk –buk, OP-opad podkoronowy, WIG-Wigry, SWK-Święty Krzyż, SZM-Szymbark, PB-Puszcza Borecka



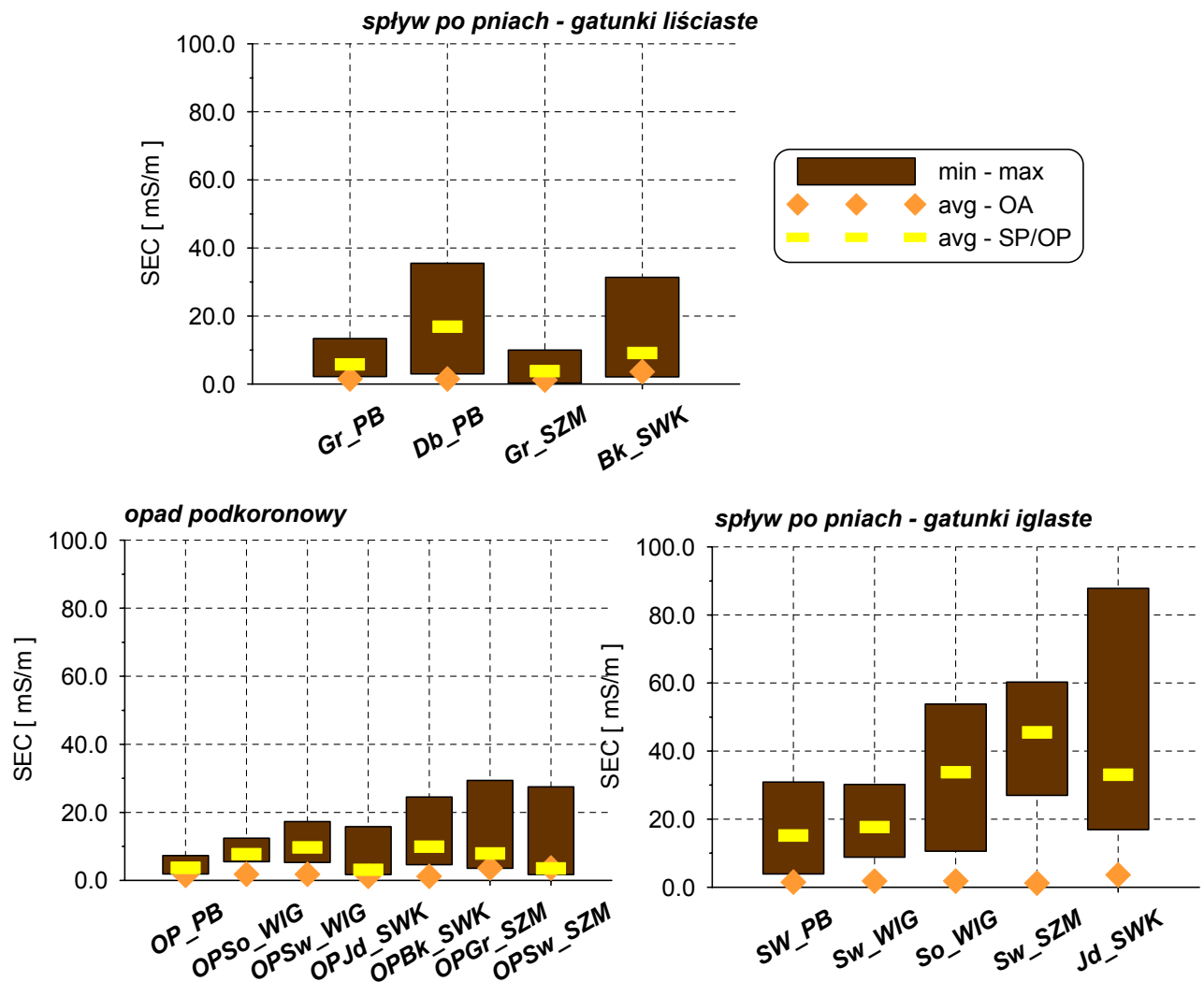
Ryc. 2. Rozkład miesięczny pH w opadzie na terenie otwartym i podkoronowym w roku hydrologicznym 2005

Analizując zróżnicowanie sezonowe pH opadu podkoronowego zaznacza się analogicznie jak w przypadku opadu na terenie otwartym asymetria pomiędzy półroczem zimowym a ciepłą porą roku (ryc. 2). W przypadku wszystkich badanych zbiorowisk leśnych najniższe wartości odczynu obserwowano w miesiącach zimowych. W przeważającej mierze w tym okresie poziom kwasowości opadu przenikającego do gleby pod koronami drzew jest większy niż opadu na terenie otwartym, rozkład ten nie zależy wobec tego od typu zbiorowiska leśnego. Wyjątek stanowi zbiorowisko leśne położone w zlewni jeziora Łękuk, w którym w całym analizowanym okresie badawczym pH opadu podkoronowego jest wyższe niż opadu standardowego (na terenie otwartym). Wyrażna korelacja pomiędzy rozkładem pH opadu podkoronowego w badanych zbiorowiskach leśnych a opadem na terenie otwartym świadczy, że zasadniczym czynnikiem, który decyduje o poziomie kwasowości wód opadowych w zbiorowiskach leśnych jest depozycja atmosferyczna. Proces zakwaszania wód opadu podkoronowego z jednej strony może być potęgowany przez gromadzenie się na powierzchni substancji kwasogennych lub procesy wymywania słabych kwasów organicznych, z drugiej strony natomiast roślinność może neutralizować kwaśną depozycję atmosferyczną poprzez procesy wymiany jonowej lub wychwytywanie z powietrza substancji

alkalizujących. Charakter procesów, które zachodzą w strefie koron drzew zależy przede wszystkim od struktury drzewostanu (skład gatunkowy, stopień zwarcia, układ pięter) oraz od parametrów ilościowych i jakościowych depozycji atmosferycznej.

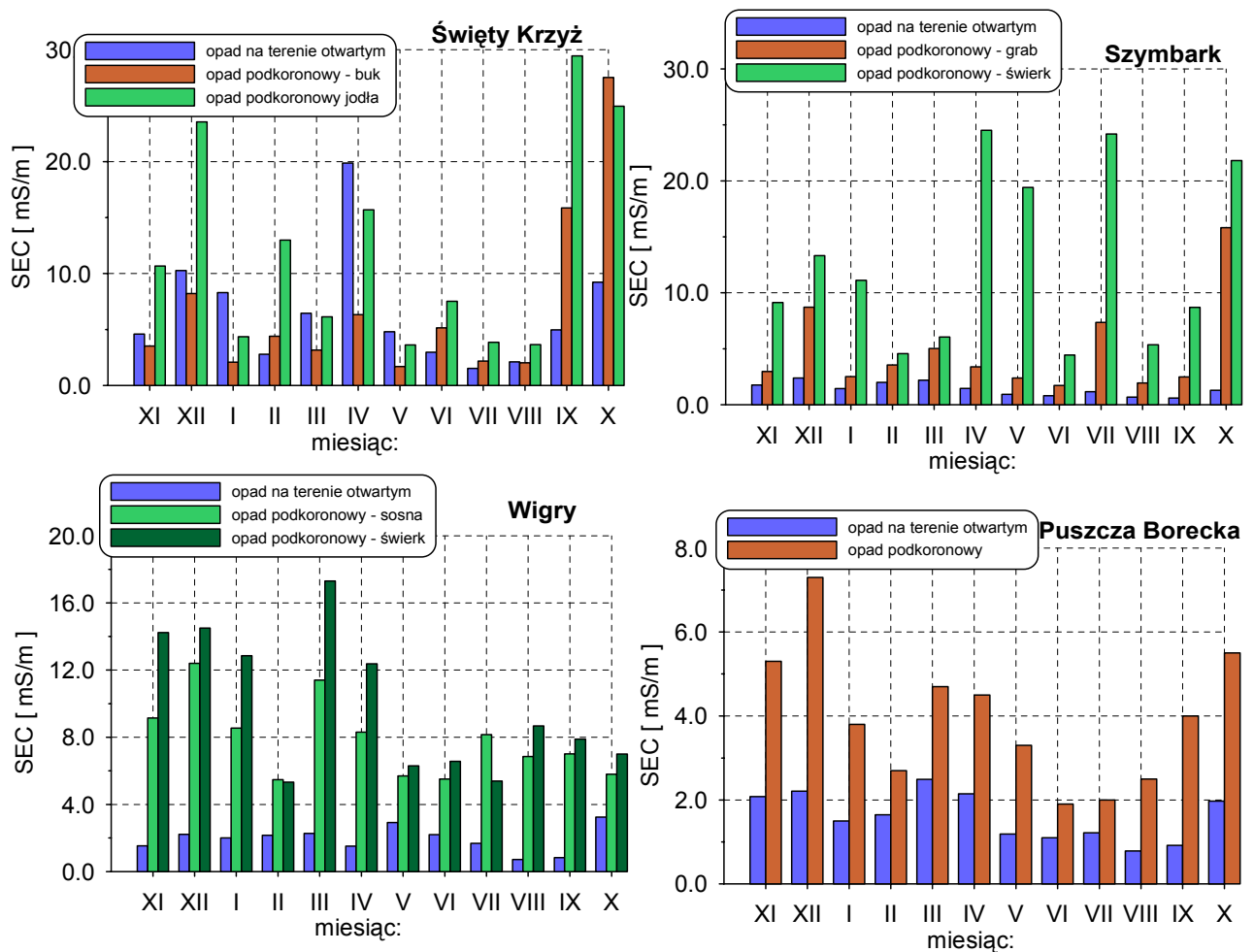
Uzyskane wyniki badań potwierdzają, że w zbiorowiskach gatunków liściastych przeważa proces neutralizacji dopływających z opadem substancji kwasogennych w rezultacie pH opadu pod koronami jest wyższe niż na terenie otwartym. Tylko w przypadku drzewostanu bukowego na Świętym Krzyżu wielkość depozycji jonów wodorowych jest większa w relacji do wartości na terenie otwartym.

W drzewostanach iglastych otrzymane wartości pH są porównywalne lub niższe od odpowiadających im wielkościom odczynu w opadzie na terenie otwartym. Proces zakwaszania wód opadowych w zbiorowiskach iglastych jest efektem procesów wyczesywania (roślinność działa jak filtr) zanieczyszczeń z powietrza atmosferycznego przez korony drzew.



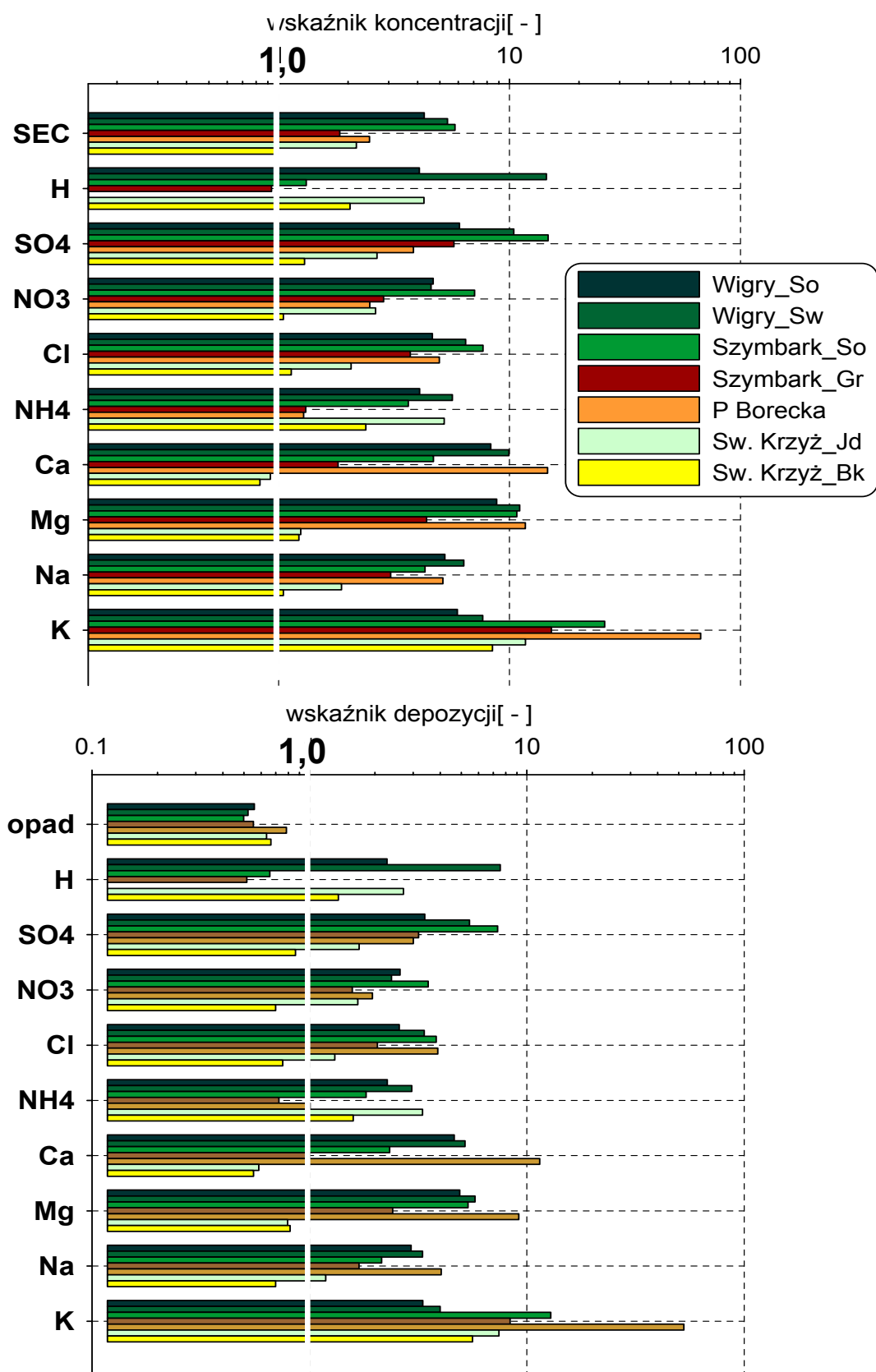
Ryc. 3. Wartości przewodności elektrolitycznej (SEC) opadu podkoronowego i spływu po pniach na tle opadu na terenie otwartym

Sw – świerk, Gr – grab, So – sosna, Db – dąb, Jd – jodła, Bk – buk, OP – opad podkoronowy, WIG – Wigry, SWK – Święty Krzyż, SZM – Szymbark, PB – Puszcza Borecka



Ryc. 4. Rozkład miesięczny przewodności elektrolitycznej (SEC) w opadzie na terenie otwartym i podkoronowym w roku hydrologicznym 2005

Wskaźnikiem zawartości rozpuszczonych substancji w wodzie jest przewodność elektrolityczna. Zestawienie wartości konduktancji opadu pod koronami drzew na tle opadu na terenie otwartym wskazuje na obecne procesy wzbogacania wód opadowych w kontakcie z powierzchnią roślin. Wartości przewodności elektrolitycznej w roku hydrologicznym 2005 kształtowały się od 3,2 mS/m pod koronami drzewostanu bukowego w zlewni Bystrzanki, 3,5 mS/m również pod koronami buków na Świętym Krzyżu do 5,6 mS/m w drzewostanie mieszanym położonym w zlewni jeziora Łękuk. W zbiorowiskach lasów iglastych wartość mineralizacji była zdecydowanie większa i wyniosła od 7,7 mS/m w drzewostanie sosnowym (zlewnia Czarnej Hańczy), 7,9 mS/m w drzewostanie jodłowo-bukowym na Świętym Krzyżu, 9,7 i 9,9 mS/m pod koronami świerków odpowiednio w zlewni Czarnej Hańczy i Bystrzanki.



Ryc. 5. Wskaźniki koncentracji i depozycji dla wybranych zbiorowisk leśnych w roku hydrologicznym 2005

Wartość 1 oznacza stężenie lub ładunek w opadzie podkoronowym równy wartości w opadzie na terenie otwartym

Proces wzbogacenia wód opadowych substancje rozpuszczone w zbiorowiskach leśnych zachodził jeszcze intensywniej w przypadku spływu po pniach drzew (ryc. 3). Obserwowane wartości przewodności spływu po pniach należy wiązać z przede wszystkim z procesem załężenia roztworów na skutek intercepcji oraz skutecznym wychwytywaniem zanieczyszczeń przez korę drzew, zwłaszcza w przypadku gatunków iglastych.

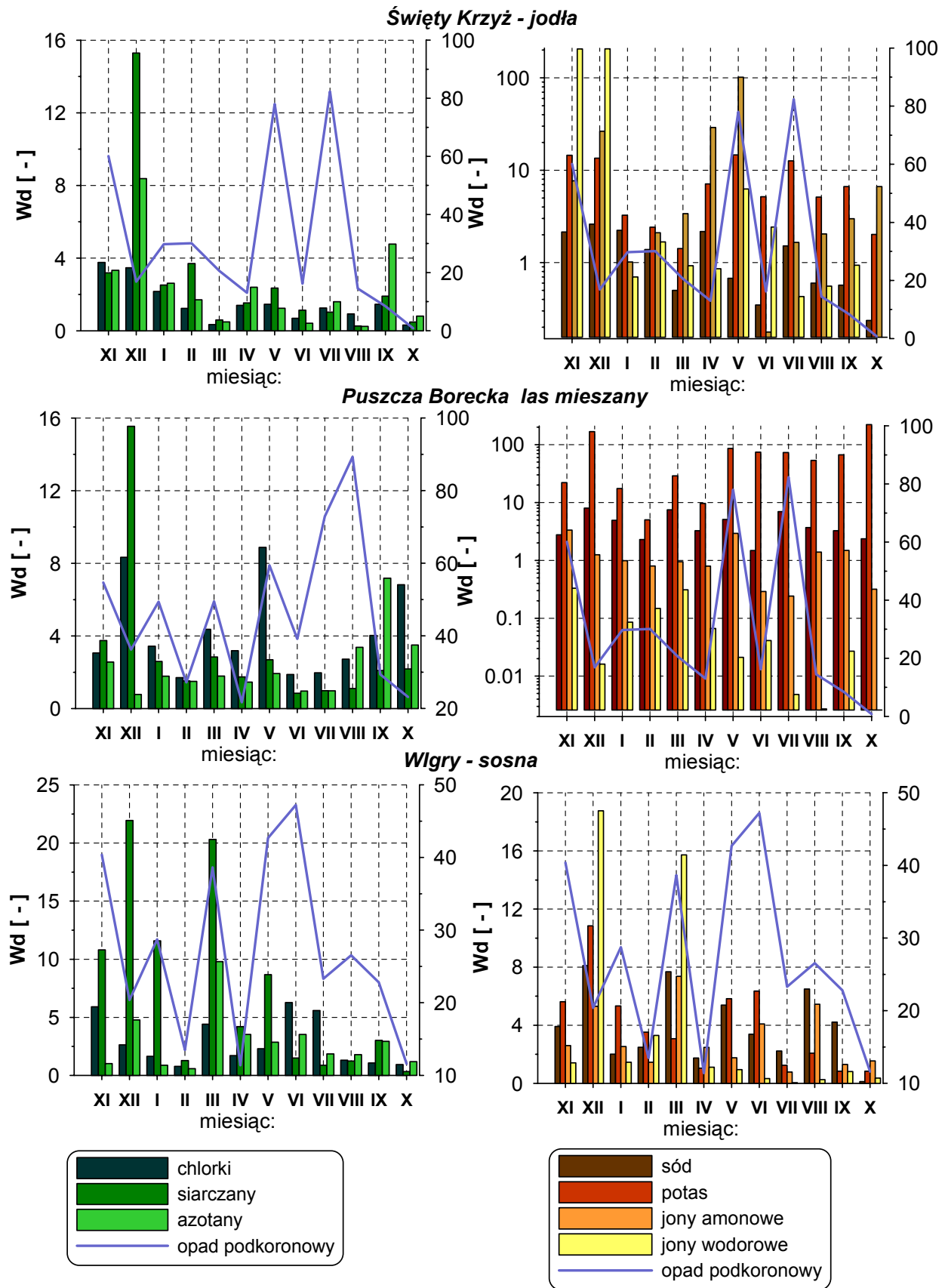
Rozkład czasowy przewodności elektrolitycznej opadu podkoronowego wykazuje dużą zgodność z zróżnicowaniem mineralizacji opadu na terenie otwartym niezależnie od typu zbiorowiska leśnego (ryc. 4). Poza drzewostanem bukowym na Świętym Krzyżu (miesiące: styczeń, marzec, kwiecień i maj) poziom mineralizacji wód opadu podkoronowego przewyższa wartości obserwowane w opadzie na terenie otwartym.

Zestawienie składu chemicznego opadu podkoronowego i opadu na terenie otwartym wskazuje istotne różnice w udziale poszczególnych jonów w składzie chemicznym. Modyfikację parametrów fizykochemicznych wód opadowych w zbiorowiskach leśnych potwierdzają wartości wskaźniki koncentracji i depozycji, które są stosunkiem odpowiednio: stężenia i ładunku w opadzie podkoronowym do stężenia lub ładunku tego jonu w opadzie na terenie otwartym (ryc. 5). Wartości większe od jedności wskazują na procesy wzbogacenia wód opadowych zachodzące w strefie koron drzew w dany jon.

Generalnie niezależnie od drzewostanu wzrasta udział w opadzie podkoronowym jonów: potasu, wapnia oraz magnezu. Wzrost stężeń tej grupy jonów jest efektem procesów wymiany i wymywania w czasie kontaktu wód opadowych z powierzchnią roślin. Wysokie wartości wskaźników koncentracji i depozycji w przypadku potasu i wapnia występują przede wszystkim w zbiorowiskach gatunków liściastych. Intensywne procesy wymywania tych elementów niewątpliwie nawiązują do zasobności gleby w wymienione pierwiastki.

Podstawową różnicą między zbiorowiskami liściastymi i iglastymi jest w przypadku tych drugich wzrost stężeń jonów: siarczanowych, chlorkowych, sodowych oraz azotanowych i amonowych, czyli tych elementów składu chemicznego opadu podkoronowego, których wzrost stężeń jest efektem procesów splukiwania suchej depozycji z powierzchni roślin. Gatunki iglaste zdecydowanie efektywniej wychwytyują zanieczyszczenia obecne w atmosferze i w ten sposób zwiększając ich depozycje pod koronami drzew.

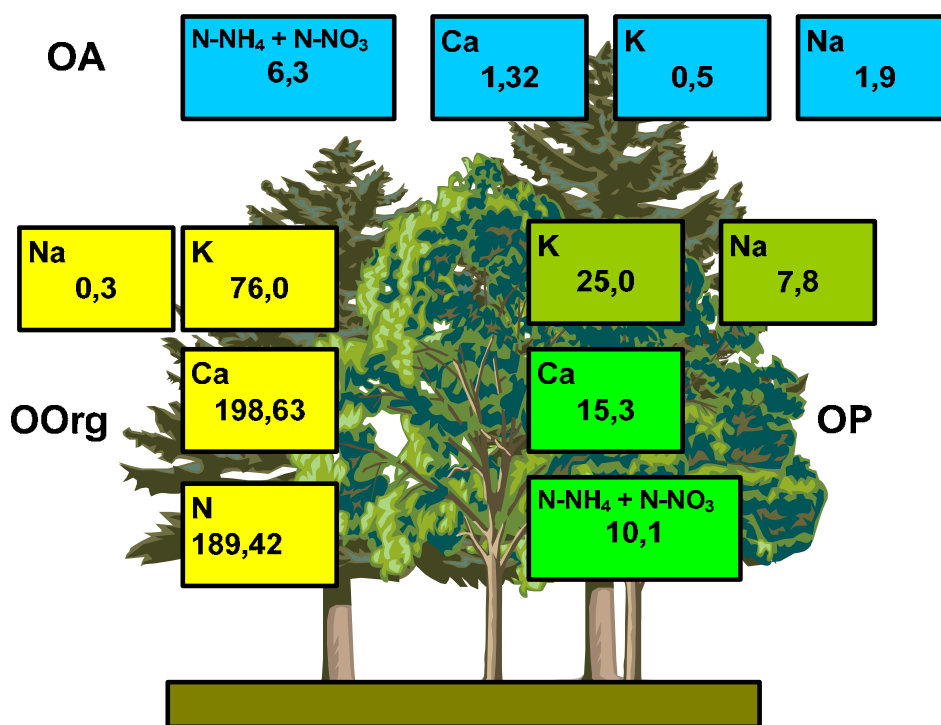
Niewątpliwie pomimo strat wody w procesie intercepcji ładunek jonów pod koronami drzew w większości przypadków przekracza wartości notowane na terenie otwartym. Dla jonów potasowych, wapniowych, magnezowych oraz siarczanowych uzyskane wartości depozycji z opadem podkoronowym kilkadziesiąt razy przekraczają ładunek wnoszony z opadem atmosferycznym na terenie otwartym.



Ryc. 6. Rozkład miesięczny wskaźników depozycji w opadzie podkoronowym w wybranych zbiorowiskach leśnych w roku hydrologicznym 2005

Analizując rozkład czasowy wskaźników depozycji widoczna jest się w przypadku anionów przewaga depozycji pod koronami drzew w relacji do terenu otwartego w okresie półrocza zimowego (ryc. 6). Schemat ten jest widoczny zarówno w zbiorowiskach lasów iglastych i liściastych, potwierdzając tym samym, że głównym źródłem anionów w opadzie podkoronowym jest dopływ atmosferyczny i splukiwanie suchej depozycji. W przypadku kationów zróżnicowanie depozycji pod koronami drzew w dużej mierze nawiązuje do rozkładu wysokości opadu. Największe wzbogacenie wód opadu podkoronowego w kationy alkaliczne (wapń, magnez, potas) miało miejsce w półroczu letnim roku hydrologicznego.

W roku hydrologicznym 2005 rozpoczęto realizacji monitoringu chemizmu opadu organicznego. Opad organiczny stanowi obok depozycji z opadem podkoronowym główną drogę dopływu substancji do gleby w zbiorowiskach leśnych. Uzyskane wyniki w zbiorowisku leśnym w zlewni jeziora Łękuk potwierdzają, że w przypadku większości pierwiastków jest to najważniejsza droga dopływu pierwiastków w ekosystemach leśnych (ryc. 7).



Ryc. 7. Dopływ substancji w kg/ha/rok do gleby w zbiorowisku leśnym w zlewni jeziora Łękuk

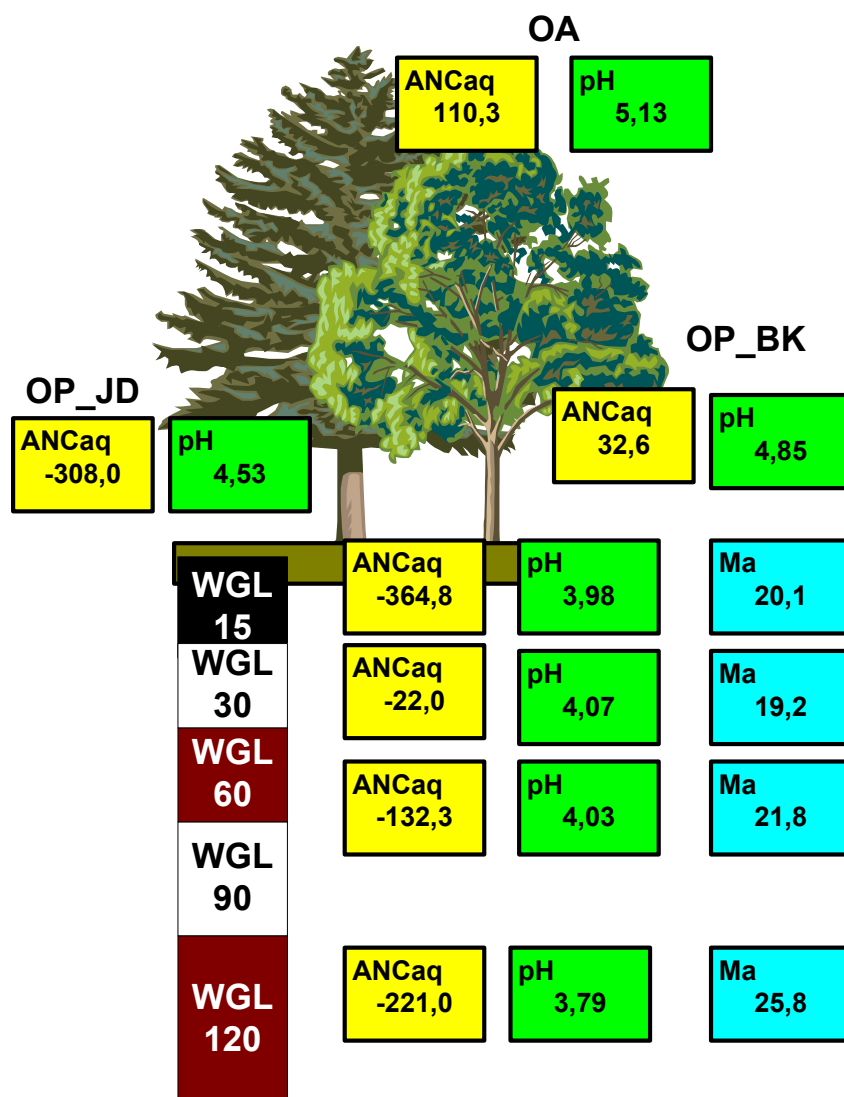
OA- depozycja atmosferyczna OP – opad podkoronowy, Oorg – opad organiczny

Równolegle na wybranych powierzchniach testowych zlokalizowanych w zbiorowiskach leśnych prowadzono badania chemizmu roztworów glebowych. Roztwory glebowe są czułym wskaźnikiem zmian zachodzących w środowisku glebowym i obok

okresowej parametryzacji środowiska glebowego są niezbędne w celu poznania natury procesów biogeochemicznych zachodzących w glebie.

W ramach ZMŚP w roku hydrologicznym 2005 monitoring chemizmu roztworów glebowych prowadzony był na dwóch powierzchniach testowych: na Świętym Krzyżu (gleba rdzawo brunatna opadowoglejowa) oraz w zlewni Czarnej Hańczy (gleba płowa zbielicowana). W badań wykorzystywano próbniki podciśnieniowe, które umieszczono na głębokościach nawiązujących do budowy profilu glebowego.

Rozkład pH w profilu gleby rdzawo brunatnej opadowoglejowej na Świętym Krzyżu wskazuje, że jest ona buforowana w zakresie buforowości od glinowej do glinowo-żelazowej (ryc. 8).



Ryc. 8. Rozkład ANCeq, pH i stopnia kwasowości Ulricha (Ma) w układzie: atmosfera (OA), opad podkoronowy (OP) – roztwory glebowe (WGL) na głębokości 15,30,60 i 120 cm. Stacja Bazowa Święty Krzyż, rok hydrologiczny 2005.

JD – jodła, Bk- buk, ANCeq – pojemność zobojętniania kwasów w $\mu\text{mol}/\text{dm}^3$, stopień kwasowości Ulricha w %

Analiza rozkładu kwasowości roztworów w profilu: atmosfera – strefa koron drzew – profil glebowy potwierdza, że procesy zakwaszania wód opadowych zachodzą już na etapie kontaktu wody z powierzchnią roślin. Wzrost kwasowości na tym etapie jest przede wszystkim efektem splukiwania substancji kwasogennych, osadzonych na powierzchni roślin w okresie bezdeszczowym. Dalszy wzrost kwasowości obserwowany w profilu glebowym należy wiązać z uwalnianiem słabych kwasów organicznych powstających podczas rozkładu materii organicznej oraz kwaśnych kationów – przede wszystkim glinu, manganu i żelaza w procesie wietrzenia chemicznego minerałów glebowych. Rozkład stopnia kwasowości wg Ulricha, który informuje o procentowym udziale kationów o charakterze kwasowym w całkowitej sumie kationów (bez uwzględniania jonów amonowych) wskazuje, że wraz z głębokością następuje spadek kwasowości (Józwiak 2006). Uzyskane wartości wskaźnika kwasowości pozwalają zaliczyć omawianą glebę do klasy gleb słabo kwaśnych.

Wartości stosunku wapnia do glinu w układzie molarnym, który jest czułym wskaźnikiem ekologicznym, pozwalającym określić siedliska zagrożone przez stres związany z obecnością glinu (Kowalkowski 2002), pozwala zaliczyć glebę rdzawo brunatną opadoglejową na Świętym Krzyżu do gleb o niewielkim stresie Al dla roślin.

W przypadku gleby płowej zbielicowanej w zbiorowisku boru świeżego w zlewni Czarnej Hańczy wartość odczynu wynosiły od 5,60 na głębokości 30cm, 5,27 na 50cm oraz 5,80 na głębokości 100cm. Uzyskane wartości pH wskazują, że omawiana gleba jest buforowana w zakresie buforowości krzemianowej. Rozkład pojemności zobojętniania kwasów w całym profilu przyjmuje wartości dodatnie, wskazując tym samym przewagę kationów zasadowych nad anionami silnych kwasów.

Uzyskane wyniki badań transformacji właściwości fizykochemicznych opadów atmosferycznych w zbiorowiskach leśnych potwierdzają dominującą rolę roślinności w tych procesach. Zwiększona depozycja atmosferyczna pod koronami drzew jest przede wszystkim efektem wychwytywania zanieczyszczeń atmosferycznych przez korony drzew oraz procesy wymywania jonów z komórek roślinnych i wzbogacanie w te składniki wód opadowych. Zwiększony dopływ substancji kwasogennych z opadem atmosferycznych docierający do gleby w zbiorowiskach leśnych odpowiedzialny jest za proces zakwaszania gleb i wymywania z gleby kationów alkalicznych, których miejsce w kompleksie sorpcyjnym gleby zajmują kwaśne kationy glinu, żelaza oraz jony wodorowe. Procesy te są szczególnie intensywne w przypadku gleb o niewielkich właściwościach buforowych w zakresie kwaśnym.

OBIEG MATERII W SKALI ZLEWNI RZECZNEJ

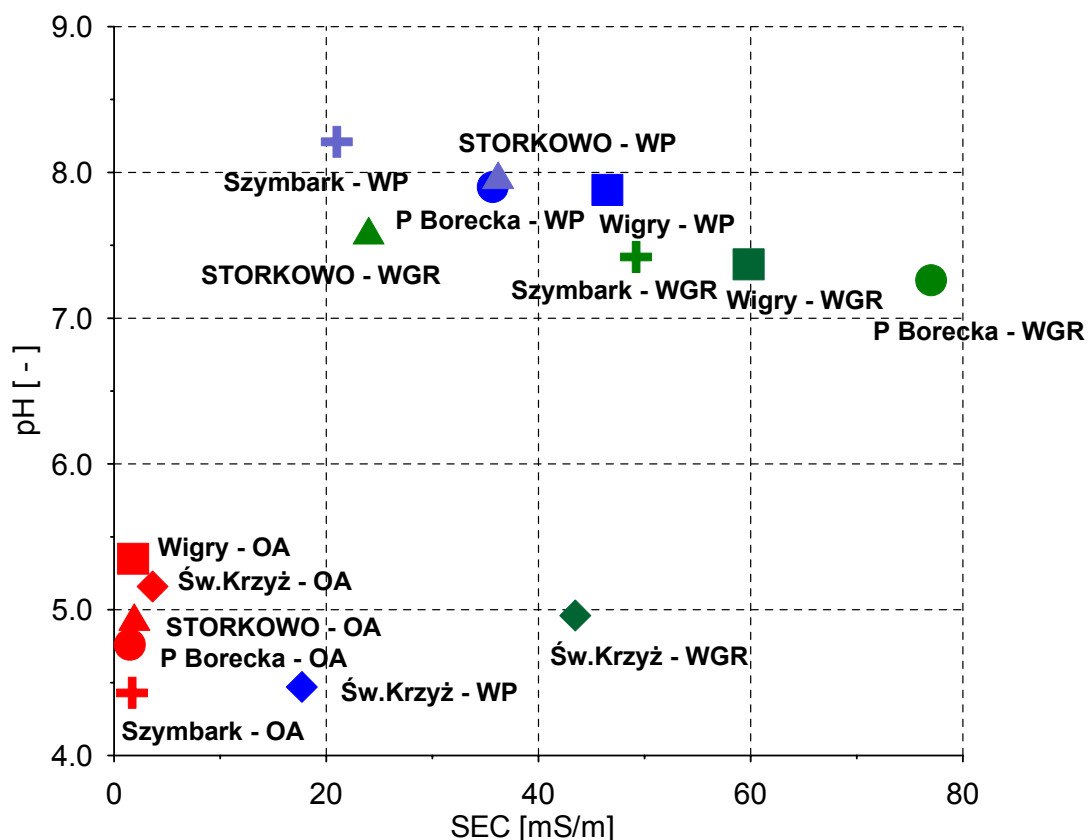
Odływ powierzchniowy jest podstawową drogą odprowadzania substancji rozpuszczonych i zawieszonych z obszaru zlewni. Do zasadniczych źródeł substancji obecnych w odpływie powierzchniowym należy zaliczyć: dopływ atmosferyczny, obieg biologiczny, procesy denudacyjne, zasilanie podziemne. W coraz większym stopniu skład chemiczny wód powierzchniowych jest modyfikowany przez działalność człowieka, szczególnie na obszarach zurbanizowanych oraz intensywnie wykorzystywanych rolniczo.

Monitoring wód powierzchniowych rzek i jezior w roku hydrologicznym 2005 prowadzony był na wszystkich stacjach.

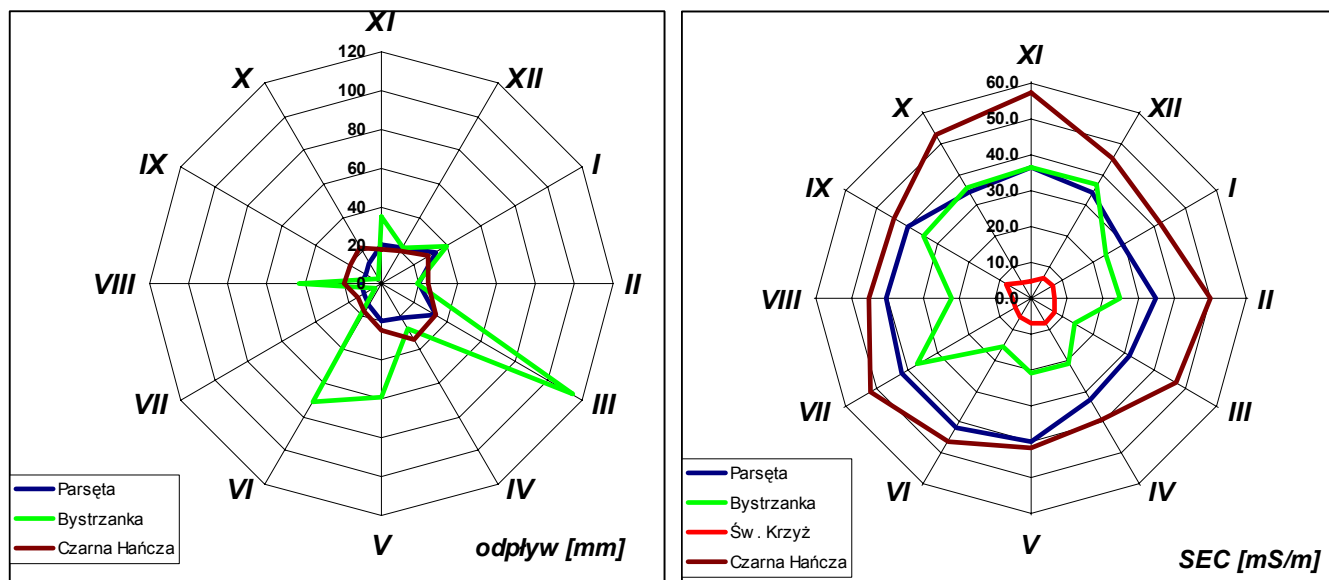
Tabela. 1. Klasyfikacja hydrochemiczna wg. Altowskiego i Szwieca wód powierzchniowych w roku hydrologicznym 2005

Stacja Bazowa	Typ hydrochemiczny
Szymbark Bystrzanka	$\frac{HCO_3^{61} SO_4^{32} Cl^7}{Ca^{70} Mg^{13} Na^{13}}$
Wigry Czarna Hańcza Sobolewo	$\frac{HCO_3^{74} SO_4^{15} Cl^{10}}{Ca^{67} Mg^{18} Na^{14}}$
Puszcza Borecka Odływ 100	$\frac{HCO_3^{87} SO_4^8 Cl^4}{Ca^{77} Mg^{18} Na^3}$
Storkowo Parsęta	$\frac{HCO_3^{80} SO_4^{15} Cl^5}{Ca^{85} Mg^9 Na^5}$
Święty Krzyż C6	$\frac{SO_4^{80} Cl^{13} HCO_3^7}{Ca^{64} Mg^{21} Na^{15}}$

Analiza składu chemicznego wód powierzchniowych monitorowanych w ramach ZMŚP pozwala je zaliczyć do wód prostych: wodorowęglanowo-wapniowo-magnezowych (Czarna Hańcza, odływ 100 – zlewnia jeziora Łękuk), wodorowęglanowo-wapniowych (Parsęta), wodorowęglanowo-wapniowo-siarczanowych (Bystrzanka) oraz siarczanowo-wapniowo-magnezowych (potok C6 na Świętym Krzyżu) (tab. 1). Porównanie udziału głównych jonów w odpływie powierzchniowym w roku 2005 na tle roku poprzedzającego potwierdza stabilność składu chemicznego analizowanych wód powierzchniowych. Istotną zmianą w porównaniu do roku 2004 jest mniejszy udział w składzie chemicznym Bystrzanki (Szymbark) jonów siarczanowych kosztem wodorowęglanów.



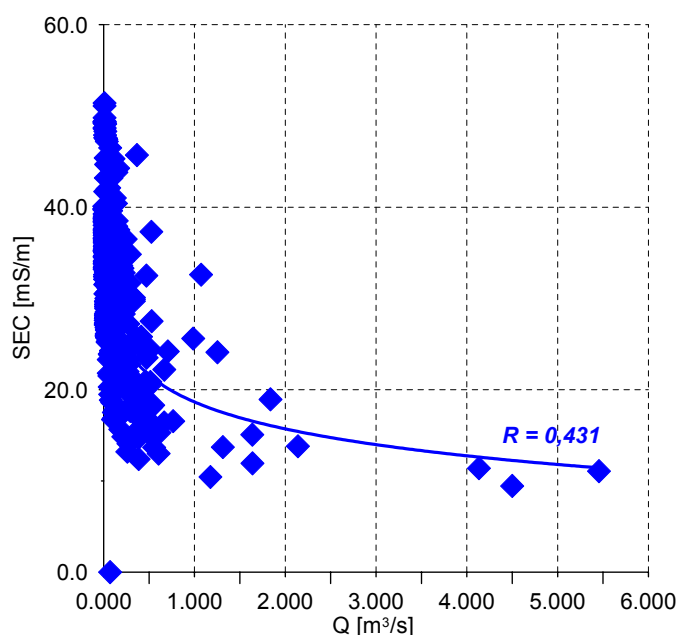
Ryc. 1. Rozkład pH i przewodności elektrolitycznej (SEC) wód powierzchniowych (WP) na tle opadów atmosferycznych (OA) i wód podziemnych (WGR) w roku hydrologicznym 2005



Ryc. 2. Rozkład miesięczny przewodności elektrolitycznej (SEC) na tle odpływu w roku hydrologicznym 2005

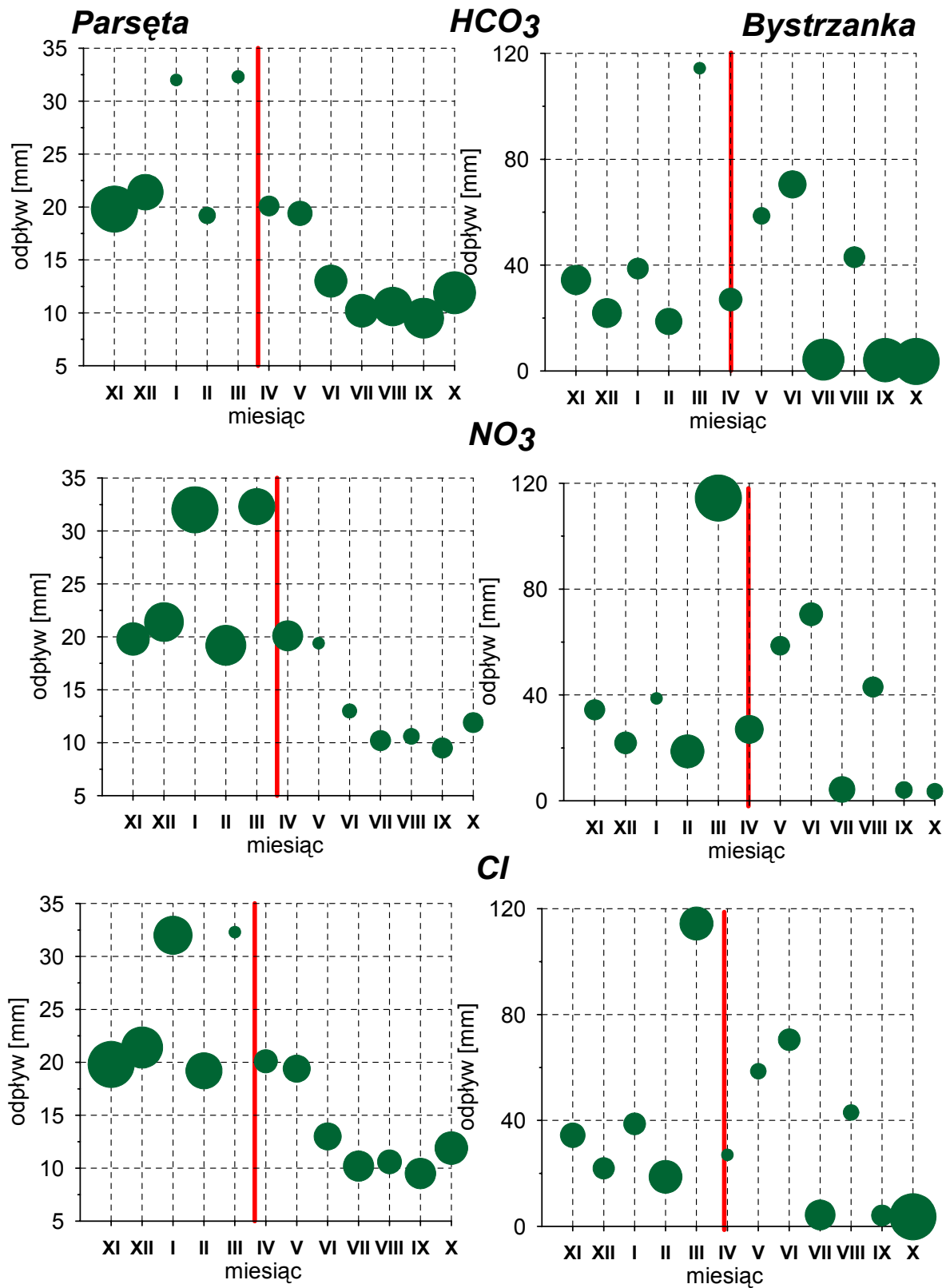
Pod względem odczynu oraz przewodności elektrolitycznej wody rzeczne analizowane w ramach programu wody powierzchniowe rzeki należą do wód o pH obojętnym lub lekko zasadowym, wysoko zmineralizowanych (ryc. 1). W porównaniu do wód opadowych i podziemnych pod względem pH i przewodności elektrolitycznej wody powierzchniowe są przede wszystkim zasilane poprzez system wód śródglebowych i podziemnych, których parametry chemiczne są wypadkową czasu krążenia wody w zlewni, natężenia i charakteru procesów biogeochemicznych oraz dostępnych zasobów związków alkalicznych i kwaśnych w glebie. Wyjątek stanowią wody śródleśnego potoku na Świętym Krzyżu, w przypadku, których zarówno pH jak i przewodność elektrolityczna wskazują na dominację zasilania opadowego oraz ograniczone właściwości buforowe pokrywy glebowej w stosunku do depozytu atmosferycznego związków kwasogennych.

Sezonowość transportu fluwialnego jest wypadkową źródeł dostawy materiału oraz warunków hydrometeorologicznych. Przebieg przewodności właściwej (SEC), która jest wskaźnikiem mineralizacji wód rzecznych, zależy od rozkładu przepływu. Zależność ta ma charakter odwrotnie proporcjonalny (funkcja wykładnicza), najwyższe wartości SEC odnotowano podczas niskich stanów wód. Wysokie stany związane z roztopami pokrywy śnieżnej i wysokimi sumami opadów atmosferycznych przyczyniały się do rozcieńczenia wód rzecznych i tym samym do spadku mineralizacji.



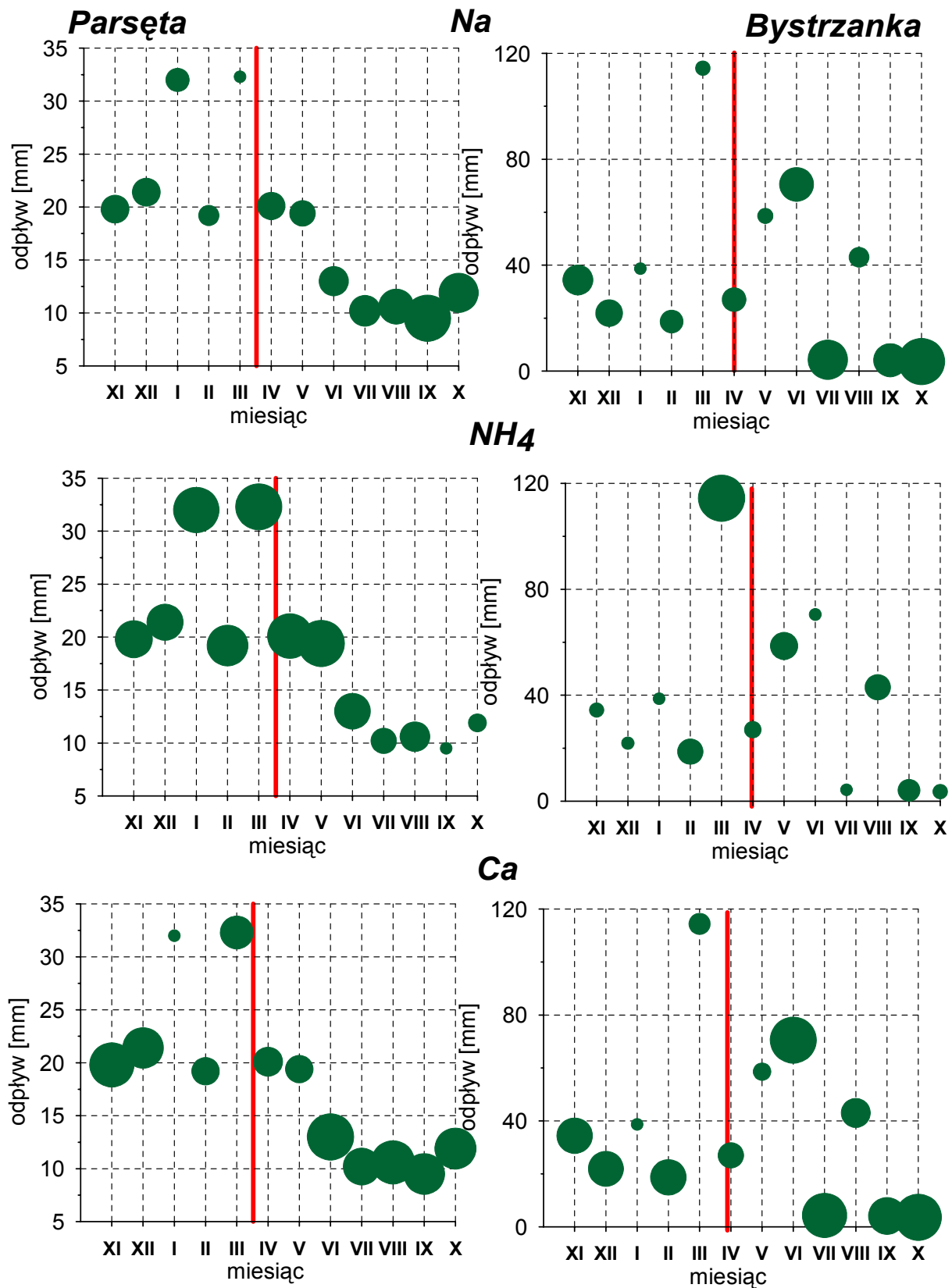
Ryc. 3. Zależność przewodności elektrolitycznej (SEC) od przepływu (Q) dla Bystrzanki w roku hydrologicznym 2005

Przebieg przewodności właściwej (SEC), która jest wskaźnikiem mineralizacji wód rzecznych, zależy od rozkładu przepływu. Zależność ta ma charakter odwrotnie proporcjonalny (ryc. 3), najwyższe wartości SEC odnotowano podczas niskich stanów wód.



Ryc. 3. Rozkład miesięcznych stężeń wybranych anionów w odpływie powierzchniowym

wielkość symbolu zależy od wartości stężenia



Ryc. 4. Rozkład miesięcznych stężeń wybranych kationów w odpływie powierzchniowym

wielkość symbolu zależy od wartości stężenia

Wysokie stany związane z roztopami pokrywy śnieżnej i wysokimi sumami opadów atmosferycznych przyczyniały się do rozcieńczenia wód rzecznych i tym samym do spadku mineralizacji.

Wyniki badań prowadzonych w zlewni górnej Parsęty wskazują, że zależność przepływ – stężenia poszczególnych jonów mają bardzo złożony charakter i generalnie są to związki o niewielkiej mocy wyjaśniającej (Tylkowski 2006). Do jonów, których stężenia maleje wraz ze wzrostem przepływu należy zaliczyć: wodorowęglany, wapń, magnez, sód. Zasadniczym źródłem w odpływie powierzchniowym wymienionych jonów oraz zjonizowanej krzemionki są procesy denudacji chemicznej zachodzące w zlewni. Wysokie stężenia tych jonów w odpływie rzeczonym nawiązują do dominacji zasilania wód powierzchniowych przez dopływ podziemny.

W przypadku azotanów, jonów amonowych, potasu oraz chlorków relacja stężenie – przepływ ma postać zależności wprost proporcjonalnej. Wzrost stężeń tych jonów czasowo skorelowany jest z okresami wezbrań i dostawą do koryta wód o niewielkim czasie migracji w zlewni i niskiej mineralizacji.

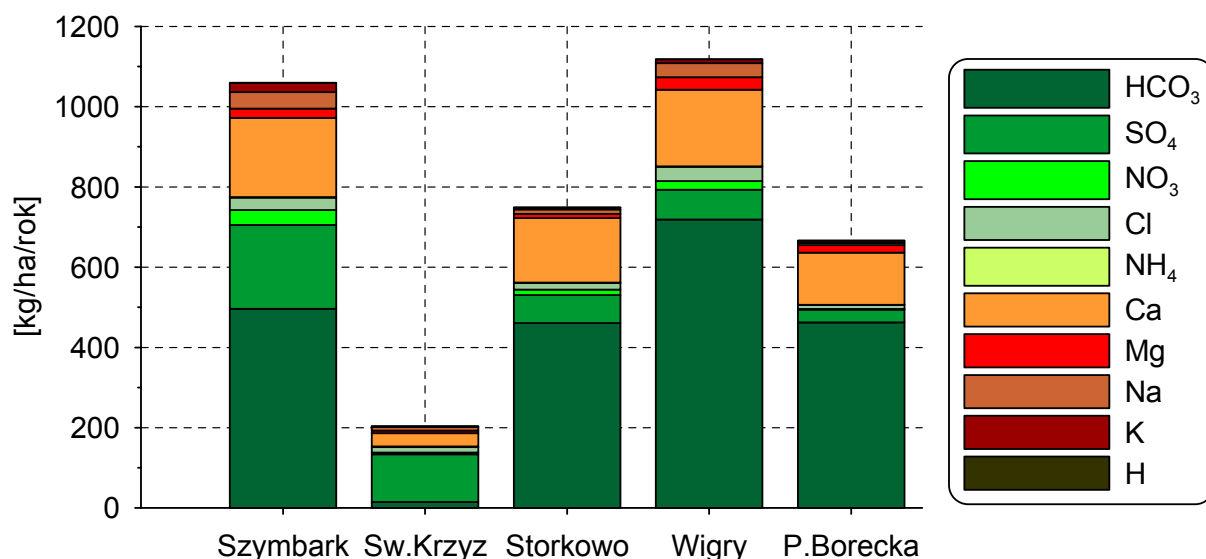
W skali całego roku w zlewni górnej Parsęty zmienność stężeń rozpuszczonych związków w odpływie powierzchniowym nawiązuje do przebiegu warunków hydrometeorologicznych oraz odmiennych źródeł i sposobów dostawy jonów do koryta (ryc. 4, 5).

Największe stężenia jonów występowały latem, w czasie przewagi zasilania podziemnego. Odmienną sytuację obserwowano w okresie półrocza zimowego – w czasie podwyższonych przepływów związanych przede wszystkim z roztopami pokrywy śnieżnej. W tym okresie notowano wysokie stężenia biogenów (azotany, jony amonowe, potas), których obecność jest związana z procesami wymywania tych związków z gleby.

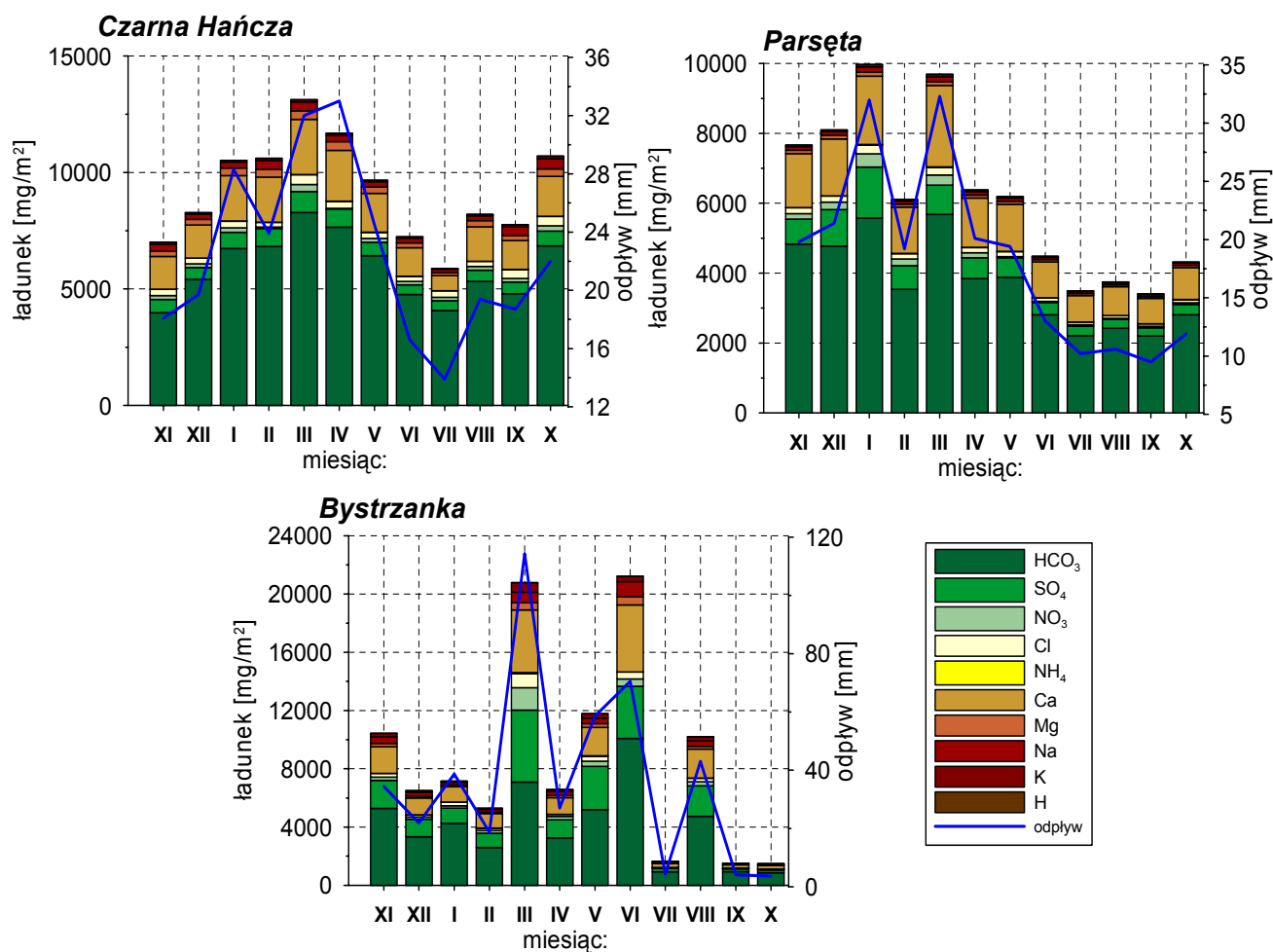
W zlewni Bystrzanki maksimum stężeń biogenów obserwowano w marcu i było ono związane z dopływem zanieczyszczeń – głównie ścieków bytowych – do koryta rzeki (Bochenek 2006).

Zróżnicowanie sezonowe rozkładu stężeń biogenów w odpływie rzeczonym obok warunków hydrometeorologicznych zależy od sezonowości procesów biologicznych oraz dopływów antropogenicznych. Generalnie wysokie stężenia azotu zarówno formy amonowej i azotanowej są charakterystyczne dla okresu zimowego, kiedy występuje ograniczone pobieranie tych związków przez organizmy, schemat ten może być zakłócony przez dopływ azotu z ściekami komunalnymi lub zanieczyszczeniami pochodzenia rolniczego.

Znaczenie składowej antropogenicznej dla sezonowej zmienności stężeń biogenów w odpływie rzeczonym wyraźnie zaznacza się w przypadku Czarnej Hańczy. Naturalny rozkład stężeń azotanów i fosforanów w odpływie rzeczonym został zakłócony poprzez odprowadzenie ścieków z oczyszczalni w Suwałkach (Krzysztofiak 2006).



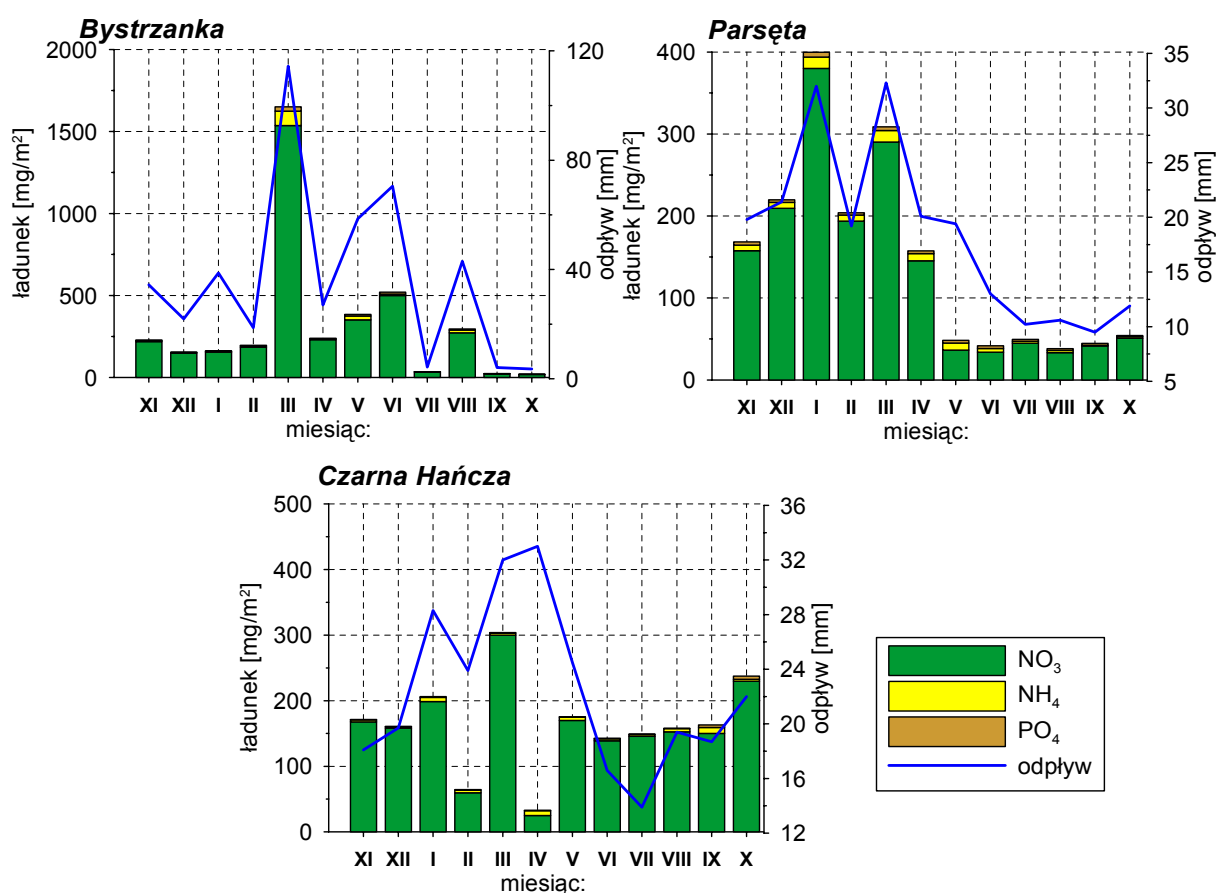
Ryc. 5. Struktura rocznego ładunku substancji rozpuszczonych w odpływie rzecznym w roku hydrologicznym 2005



Ryc. 6. Miesięczny rozkład substancji rozpuszczonych w odpływie rzecznym w roku hydrologicznym 2005

Analiza struktury ładunku, który zostaje odprowadzony poza obszar badanych zlewni rzecznych, potwierdza, że największy udział w materiale rozpuszczonym mają wodorowęglany oraz jony wapniowe (ryc. 5). Udział tych elementów w spływie jonowym zależy od intensywności procesów wietrzenia chemicznego i oprowadzania jego produktów poza geosystemem. Znaczenie w odprowadzanym ładunku składników pozadenudacyjnych (azotanów, jonów amonowych, fosforanów) jest zdecydowanie mniejsze.

Zmienność czasowa odprowadzanego ładunku poprzez odpływ korytowy uwarunkowana jest przede wszystkim warunkami hydrometeorologicznymi (ryc. 6). Największy ładunek odprowadzany był w okresie występowania wezbrań, zwłaszcza o charakterze roztopowym. Prawidłowość ta jest widoczna w przypadku wszystkich analizowanych zlewni. W okresie półrocza letniego pomimo wysokich sum opadów atmosferycznych i wysokiej mineralizacji wód rzecznych transport materiału rozpuszczonego był najniższy w skali roku hydrologicznego. W okresie tym wielkość odprowadzonego ładunku poprzez system korytowy jest limitowana przede wszystkim stratami wody w procesie ewapotranspiracji.



Ryc. 7. Miesięczny rozkład substancji biogennych w odpływie rzeczny w roku hydrologicznym 2005

Udział biogenów w odpływie rzeczny jest zdecydowanie mniejszy w porównaniu do substancji, których pochodzenie jest efektem działających w zlewni procesów denudacyjnych. Obecność biogenów w spływie jonowym jest skorelowana czasowo z okresami występowania wysokich stanów w korytach rzecznych. Wówczas to odprowadzanego ładunku włączane są intensywnie związki biogenne, których pochodzenie związane jest z prowadzoną na obszarze zlewni działalnością rolniczą i zanieczyszczeniami bytowymi. O wielkości ładunku biogenów w transporcie fluwialnym decydują również procesy akumulacji tych związków w biomase oraz procesy biogeochemiczne zachodzące w strefie hyporeicznej (Puchalski ?????). Ładunek biogenów odprowadzany poprzez odpływ powierzchniowy jest szczególnie wysoki, jeżeli okres maksymalnych przepływów w korycie jest czasowo skorelowany z minimum produkcji biologicznej (ryc. 7).

Tabela 2 Klasyfikacja wybranych wskaźników jakości wód powierzchniowych (rzek) w roku hydrologicznym 2005

Rzeka	SEC	pH	SO ₄	NO ₃	NH ₄	Cl	Ca	Mg	PO ₄	Pcał	O ₂	BZT ₅	Mn	Fe
Parsęta														
Bystrzanka										bd	bd		bd	Bd
Czarna Hańcza										bd			bd	Bd
Święty Krzyż (C6)											bd	Bd	bd	Bd
P Borecka (odpływ 100)											bd	Bd		
Struga Toruńska									bd				bd	Bd
I klasa II klasa III klasa IV klasa V klasa														

bd – brak danych

Zasadniczym zagrożeniem dla badanych geoekosystemów są zanieczyszczenia pochodzenia rolniczego i bytowego. Ocenę stężeń wybranych elementów składu chemicznego wód powierzchniowych przeprowadzono w oparciu o *Rozporządzenie Ministra Środowiska z dn. 11 lutego 2004r. (Dz. U. 04.32.284-Klasyfikacja dla prezentowania stanu wód powierzchniowych i podziemnych, sposobu prowadzenia monitoringu oraz sposobu interpretacji wyników i prezentacji stanu tych wód)*. W przypadku azotanów uzyskane wartości perycentyla 90 stężeń miesięcznych pozwoliły zaklasyfikować badane wody do klasy II (Parsęta, Bystrzanka, Czarna Hańcza, Leśny Potok – C6, Struga Toruńska). Tylko wody odpływu z jeziora Łękuk zaliczono I klasy czystości (tab. 2). W porównaniu do roku 2004 stan wód w aspekcie zawartości azotanów pogorszył się (Parsęta, Czarna Hańcza, Leśny Potok na Świętym Krzyżu). W przypadku formy amonowej azotu uzyskane wartości stężeń w wodach rzecznych we wszystkich analizowanych zlewniach pozwalają zaliczyć badane wody do I klasy czystości. Zdecydowanie gorzej przedstawia się sytuacja w przypadku stężeń fosforanów. Do I klasy czystości zaklasyfikowano tylko wody Bystrzanki i Leśnego Potoku, do II klasy wody Parsęty, odpływu z jez. Łękuk oraz III klasy wody Czarnej Hańczy. Biochemiczne zapotrzebowanie tlenowe (BZT₅), które określa ilość tlenu wymaganą do utlenienia związków organicznych, w badanych rzekach plasowało się w II klasie czystości (Parsęta, Czarna Hańcza) oraz III klasie (Bystrzanka, Struga Toruńska). W porównaniu do roku 2004 pogorszenie warunków tlenowych wystąpiło w przypadku wód Bystrzanki, natomiast dla pozostałych rzek otrzymane wartości były zbliżone do poziomu z roku 2004.

Stężenia metali ciężkich mierzono w przypadku dwóch zlewni: górnej Parsęty oraz jeziora Łękuk. Uzyskane wartości zawartości tych metali kształtują się na poziomie stężeń charakterystycznych dla III i IV klasy czystości. W przypadku chlorków, siarczanów oraz magnezu uzyskane wartości stężeń pozwoliły zaklasyfikować analizowane wody rzeczne do I ewentualnie II klasy czystości. Stężenia jonów wapnia mieściły się w I klasie czystości (Leśny Potok na Świętym Krzyżu), II klasie (Parsęta, Bystrzanka, Czarna Hańcza, odpływ z jez. Łękuk) oraz w III klasie (Struga Toruńska).

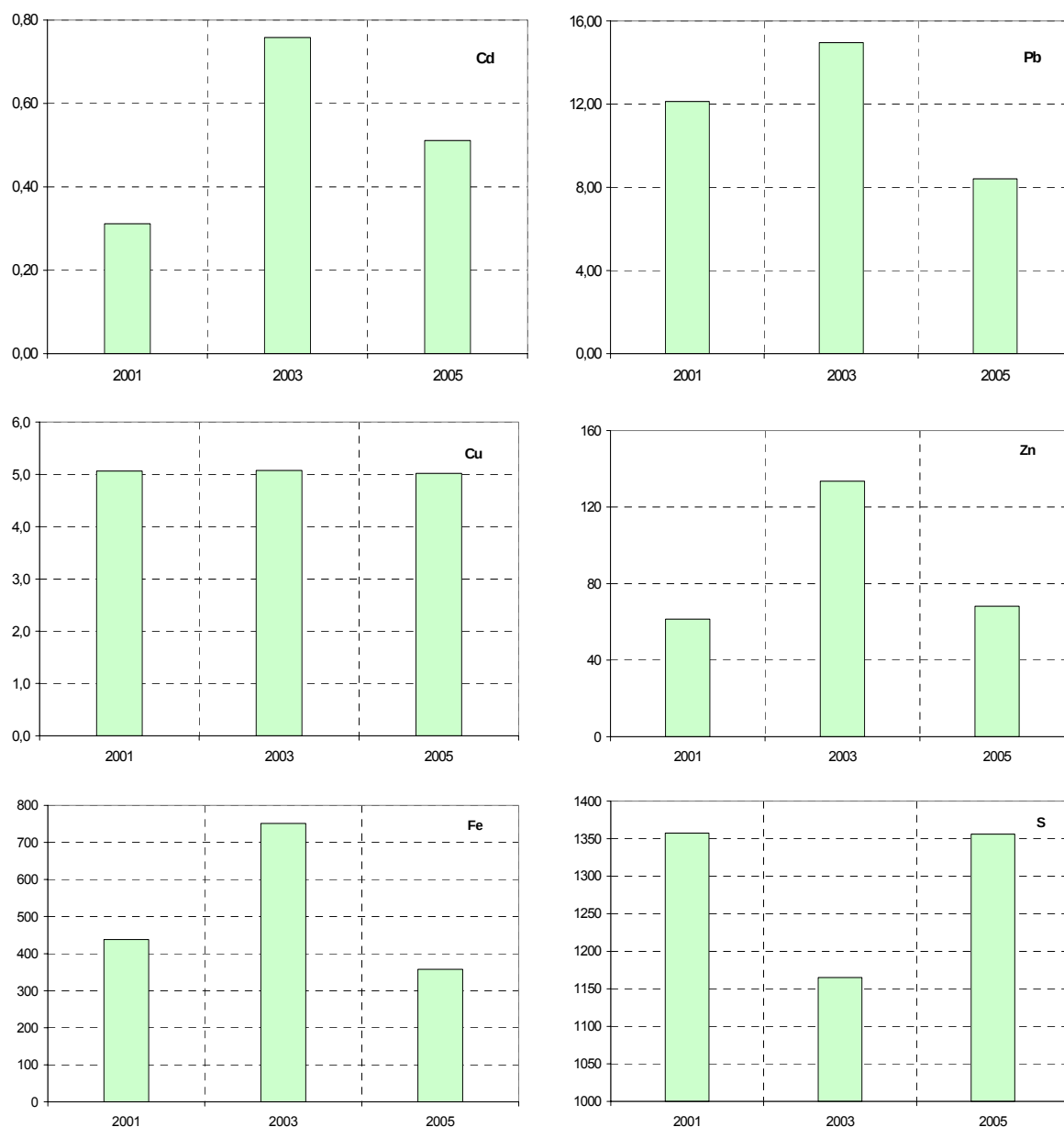
W przypadku wód powierzchniowych badanych w zlewni położonej na stoku Łysej Góry poważnym zagrożeniem są procesy zakwaszania związane zarówno z depozycją atmosferyczną substancji kwasogennych oraz ograniczonymi właściwościami buforowymi pokrywy glebowej. Efektem jest silne zakwaszenie wód potoku oraz bardzo wysokie stężenia glinu i manganu. Wartości pH oraz stężenia glinu mieszczą się w najgorszej V klasie jakości wody, natomiast w przypadku stężeń manganu IV klasie.

BIOINDYKACJA

W ramach systemu pomiarowego ZMŚP realizowane są również programy oparte o wykorzystanie organizmów żywych (roślin i zwierząt) jako bioindykatorów wrażliwych na zmiany bilansu biogenów i substancji toksycznych w geoekosystemie. Programy te obejmują m.in. kontrolę stanu i dynamiki flory i roślinności zlewni reprezentatywnej, a poprzez to pośrednią kontrolę i ocenę zmian zachodzących w obrębie podstawowych komponentów abiotycznych geoekosystemów. W segmencie tym prowadzony jest również monitoring wybranych organizmów żywych (porosty, fauna epigeiczna), które cechują się szybką reakcją w odpowiedzi na pogorszenie się warunków siedliskowych, w tym wzrost stężeń substancji toksycznych, zmianę stosunków termicznych i wilgotnościowych. W wielu przypadkach obserwowany spadek populacji wybranych gatunków fauny epigeicznej czy degradacja plech porostów jest związany ze zmianami w strukturze użytkowania ziemi na obszarach monitorowanych zlewni rzecznych.

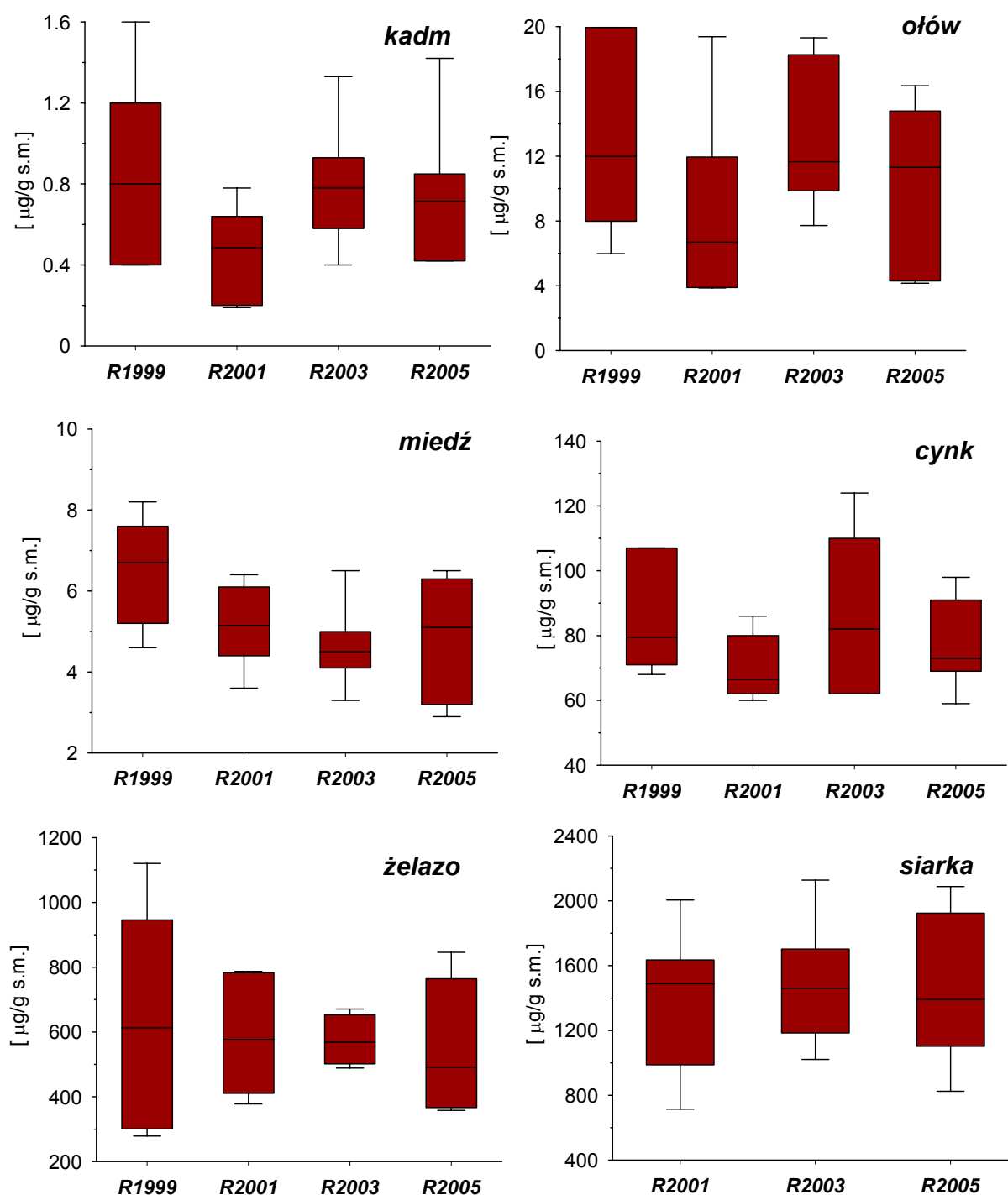
W roku hydrologicznym 2005 na wszystkich stacjach przeprowadzono pobór próbek porostów w celu oznaczenia stężeń metali ciężkich (kadm, ołów, żelazo, miedź, cynk) oraz siarki. Porosty ze względu na brak tkanki okrywającej i dużą powierzchnię zewnętrzną są narażone na oddziaływanie zanieczyszczeń zawartych w atmosferze. Analiza metali ciężkich i siarki w porostach stanowi dodatkową informację o poziomie zanieczyszczeń wymienionymi związkami chemicznymi na obszarach badanych zlewni. W badaniach zawartości metali ciężkich i siarki wykorzystuje się pustułkę pęcherzykową *Hypogymnia physodes*, która reprezentuje porost o plesze listkowej, szeroko rozpowszechniony w środowisku przyrodniczym i charakteryzujący się względnie dużą odpornością na zanieczyszczenia. Prowadzone badania obejmują zarówno pozyskiwanie egzemplarzy naturalnie występujących na obszarach zlewni reprezentatywnych oraz wykorzystują metodę transplantacji okazów tego gatunku, która polega na przenoszeniu żywych plech (transplantacji) z obszarów o niewielkim zanieczyszczeniu powietrza na tereny silnie zanieczyszczone. Transplantacja przeprowadzona została na trzech stacjach: Koniczynka, Święty Krzyż oraz Szymbark w dwóch sezonach: zimowym (X-IV) oraz letnim (IV-X).

Uzyskane wyniki stężeń metali ciężkich i siarki na terenie zlewni górnej Parsęty (Storkowo) na tle wartości z lat: 2001, 2003, 2005 wskazują, że stężenia wszystkich metali ciężkich oprócz miedzi i kadmu, uległy zmniejszeniu (ryc. 1). W przeciwieństwie do metali ciężkich wzrosła w plechach porostów koncentracja siarki ok. 15% w stosunku do rok 2003 (Domańska 2006).



Ryc. 1. Średnie koncentracje ($\mu\text{g/g}$) poszczególnych pierwiastków (kadm, ołów, miedź, cynk, żelazo i siarka) oznaczonych w porostach zebranych w latach 2001 – 2005 na terenie Stacji w Storkowie (Domańska 2006)

W zlewni Czarnej Hańczy uzyskane wyniki potwierdzają stabilizację lub trend spadkowy stężeń metali ciężkich w porostach (ryc. 2). Dotyczy to zarówno stanowisk położonych na obszarze zlewni badawczej oraz w jej otulinie. Średnie stężenie siarki w plechach porostów zebranych z terenu zlewni w roku 2005 wyniosło $1451\mu\text{g/g}$ suchej masy i była to wartość niższa niż odnotowana w roku 2003. Stanowiska zlokalizowane w otulinie zlewni również charakteryzowały się stężeniami siarki mniejszymi w porównaniu do roku 2003.



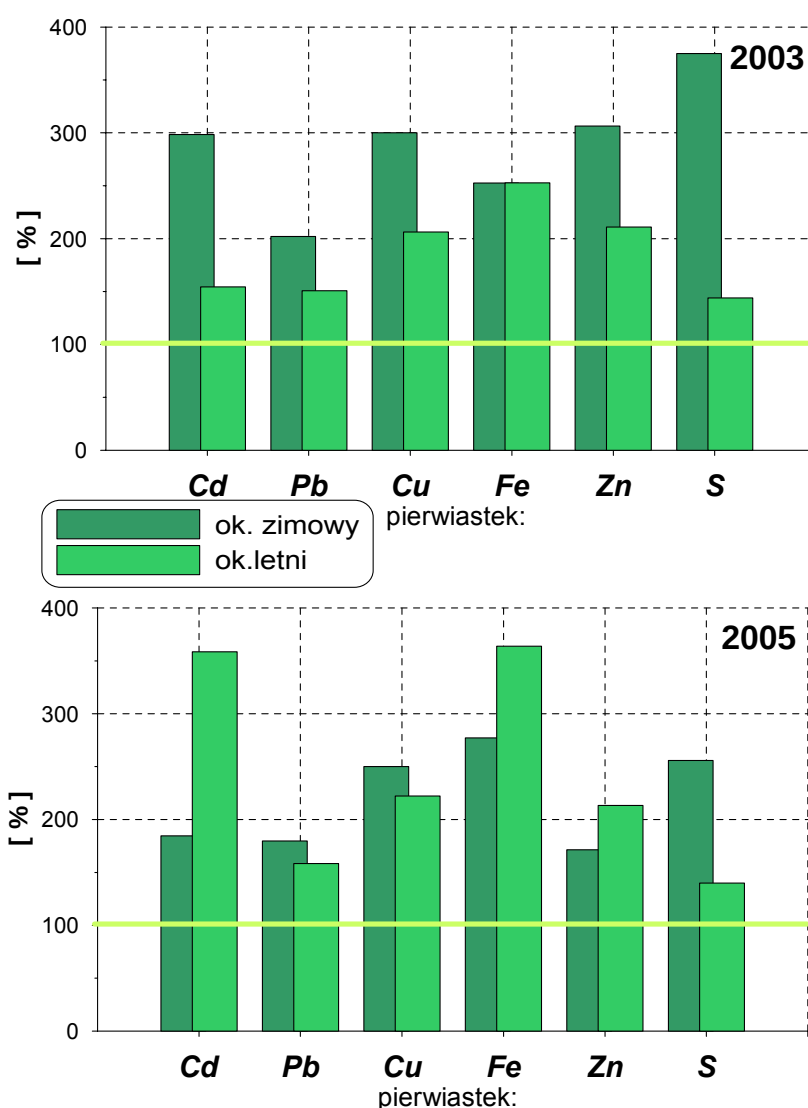
Ryc. 2. Stężenia metali ciężkich w plechach pustulki pęcherzykowej na terenie zlewni Czarnej Hańczy
wartość maksymalna- III kwartyl – mediana – I kwartyl

W roku hydrologicznym 2005 na trzech stacjach (Koniczynka, Święty Krzyż, Szymbark) przeprowadzono transplantacje plech porostów w dwóch sezonach: zimowym i letnim.

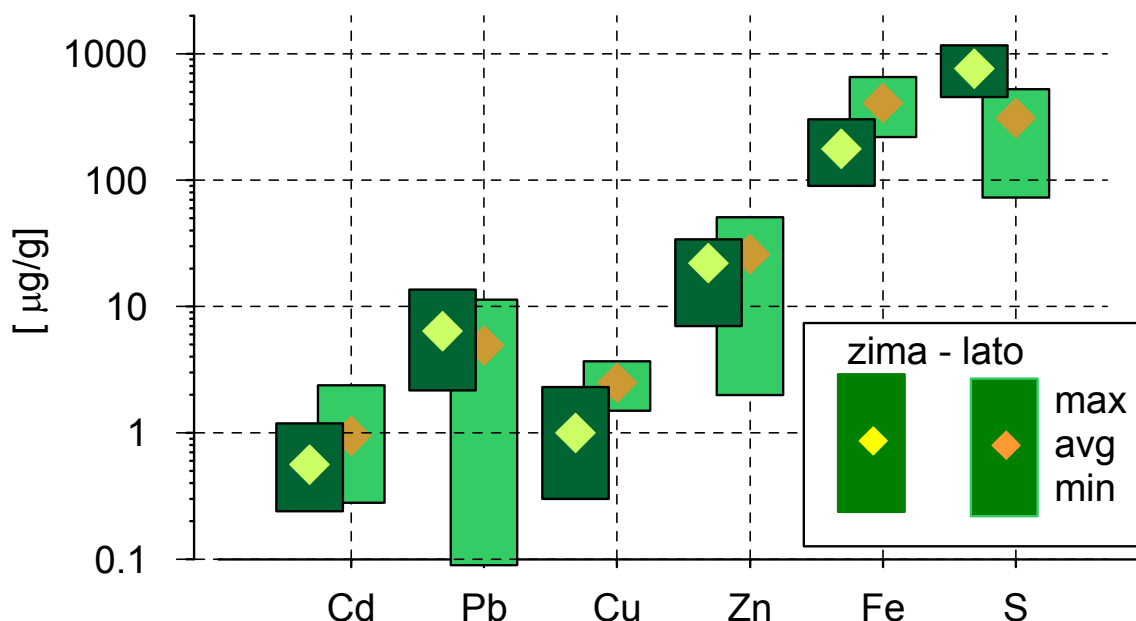
Porównanie otrzymanych wyników transplantacji plech na obszarze zlewni Strugi Toruńskiej dla dwóch lat: 2003 i 2005 wskazuje na wyraźne obniżenie zawartości metali ciężkich i siarki

w powietrzu. Zestawienie wyników stężeń metali ciężkich i siarki dla ekspozycji zimowej i letniej potwierdza wyższą akumulację kadmu, cynku i żelaza w plechach porostów w sezonie letnim, natomiast ołowiu i siarki w okresie zimowym. Wyższe zawartości ołowiu i siarki w powietrzu w okresie zimowym związane są z dodatkową emisją tych zanieczyszczeń w sezonie grzewczym (Kejna 2006).

Wyniki koncentracji metali ciężkich i siarki dla dwóch lat 2003 i 2005 uzyskane na obszarze zlewni Bystrzanki również wskazują na redukcje zanieczyszczeń obecnych w atmosferze. Porównanie wyników z wymienionych okresów potwierdza spadek akumulacji pięciu spośród sześciu oznaczanych pierwiastków. Wyjątek stanowiło żelazo, którego akumulacja nieznacznie zwiększyła się, największy spadek odnotowano w przypadku cynku, którego stężenie zmniejszyło się o ok. 36% (Bochenek 2006).



Ryc. 3. Wzrost stężeń metali ciężkich i siarki w transplantowanych plechach porostów po okresie zimowej i letniej ekspozycji w stosunku do próby kontrolnej. Stacja Bazowa Koniczynka, rok hydrologiczny 2003, 2005
wartość 100% oznacza stężenie równe stężeniu kontrolnemu, przed ekspozycją

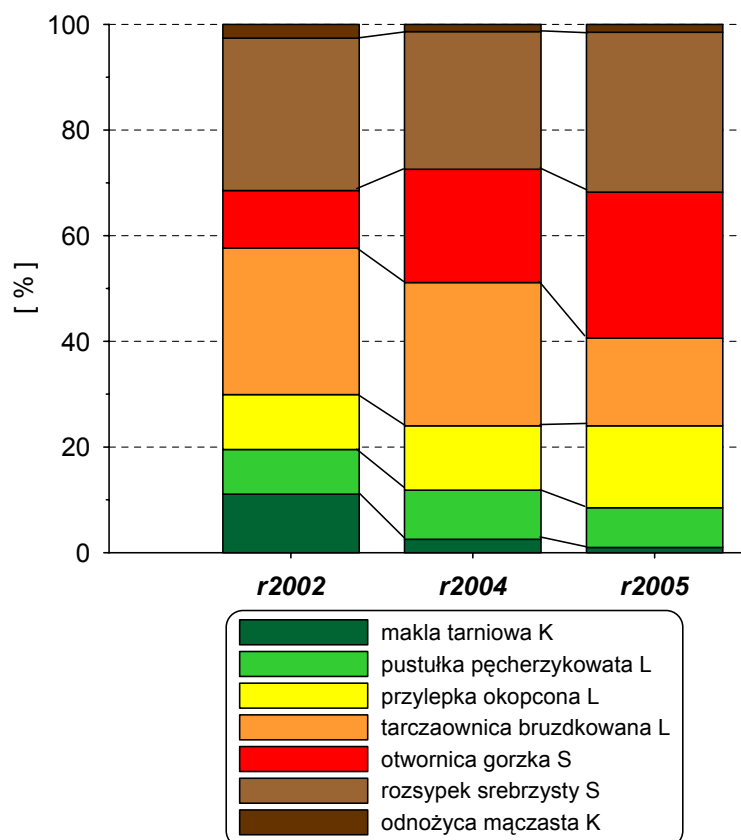


Ryc. 4. Rozkład wartości akumulacji metali ciężkich i siarki w porostach transplantowanych na Świętym Krzyżu w okresie zimowym i letnim

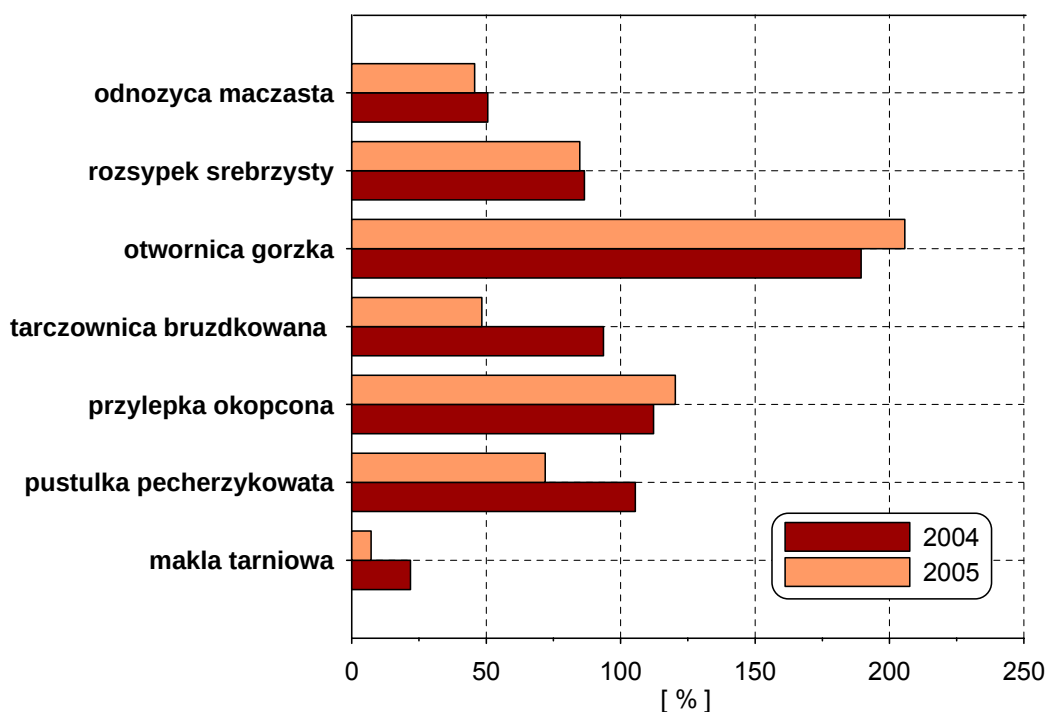
Wyniki koncentracji analizowanych pierwiastków w plechach transplantowanych na Świętym Krzyżu wskazują, że w okresie zimowym akumulacja ołowiu i siarki były wyższe niż w ciepłej porze roku (ryc. 4). W przypadku pozostałych badanych elementów wzrost stężeń w transplantowanych plechach był większy w półroczu letnim.

Największe dysproporcje pomiędzy okresem półrocza zimowego i letniego w sytuacji analizowanych stacji występują dla stężeń siarki. Różnice te spowodowane są zarówno większą koncentracją zanieczyszczeń w powietrzu w okresie zimowym jak i również większą podatnością plech porostów na pobieranie zanieczyszczeń w tym czasie, kiedy to porosty znajdują się w fazie aktywności fizjologicznej, spowodowanej przez uwilgotnienie plech. Uzyskane dysproporcje w stężeniu siarki w porostach po okresie zimowej i letniej ekspozycji korespondują z zróżnicowaniem czasowym stężeń dwutlenku siarki w powietrzu. W roku hydrologicznym 2005 najwyższe stężenia SO_2 w powietrzu, uzyskane za pomocą metody pasywnej obserwowano w półroczu zimowym, niewątpliwie miało to zasadnicze znaczenie dla kumulacji siarki w plechach pustułki pęcherzykowatej.

W ramach ZMŚP obok badań stężeń metali ciężkich i siarki w plecha porostów realizowany jest program epifity nadrzewne. Celem monitoringu porostów jest obserwacja zmian zachodzących w środowisku pod wpływem różnych czynników naturalnych i antropogenicznych, z wykorzystaniem tych organizmów jako biowskaźników. Porosty są bardzo czułymi wskaźnikami przekształceń siedliska, a ich reakcje są stosunkowo szybkie i jednoznaczne (Fałtynowicz 1995). W roku 2005 program epifity nadrzewny realizowany był w dwóch stacjach: w Storkowie i Puszczy Boreckiej.



Ryc. 5. Procentowy udział powierzchni plech monitorowanych gatunków porostów w roku 2002, 2004, 2005. Stacja Puszcza Borecka
K- porost krzaczkowy, L – listkowy, S – skorupiasty



Ryc. 6. Procentowy wzrost lub spadek powierzchni plechy monitorowanych porostów w stosunku do roku 2002 obliczony na podstawie wszystkich stanowisk

Stacja Puszcza Borecka

Monitoring flory porostów w zlewni górnej Parsęty w roku 2005 prowadzony był na 9 stanowiskach i objął 10 gatunków porostów. Rok 2005 był z kolei czwartym okresem pomiaru powierzchni plech porostów na wyznaczonych powierzchniach.

Uzyskane wyniki wskazują na spadek powierzchni porostów krzaczkowatych listkowatych: mąkli tarniowej, płucnika modrego i tarczownicy pogiętej. W dobrej kondycji są natomiast porosty: przylepka okopcona (plecha listkowata), otwornica gorzka (skorupiasta) i rozsypek srebrzysty (skorupiasta). W roku 2005 w porównaniu do ostatniego, poprzedzającego kartowania z roku 2003, największą redukcję powierzchni odnotowano w przypadku płucnika modrego, natomiast największą ekspansję dla odnożycy mączastej, przylepki okopconej i otwornicy gorzkiej. W przypadku odnożycy mączastej, która jest porostem o plesze krzaczkowatej, gatunek ten reprezentowany jest przez pojedynczy egzemplarz na terenie zlewni i trudno jest wnioskować na jej podstawie o kondycji całego gatunku (Domańska 2006).

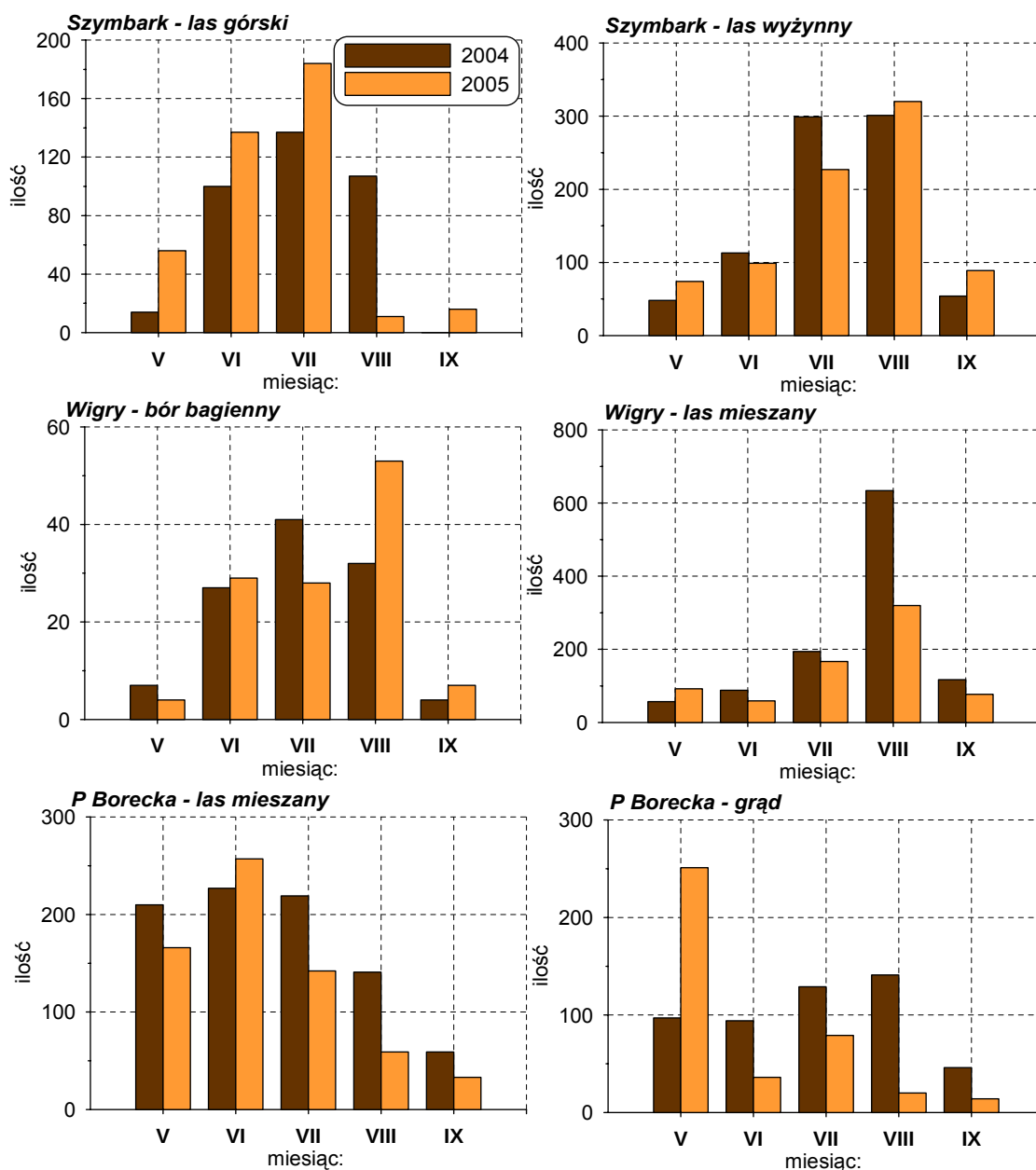
Uzyskane wyniki przeprowadzonego kartowania powierzchni plech w zlewni jeziora Łękuk wskazują na stabilność w skali poszczególnych gatunków porostów (Śnieżek 2006). Większe zmiany są widoczne w skali pojedynczych stanowisk pomiarowych.

Analizując wszystkie stanowiska łącznie widoczny jest spadek zajmowanej powierzchni przez mąklę tarniową (*Evernia prunastri*), której powierzchnia spadła z 99,2cm² w roku 2002 do 21,7cm² w roku 2004 i do 0,9cm² w roku 2005. Główną przyczyną redukcji jest wzrost antropopresji na obszarze zlewni (Śnieżek 2006). Podobnie jak w przypadku zlewni górnej Parsęty wzrost zajmowanej powierzchni odnotowano w przypadku porostów skorupiastych: otwornicy gorzkiej i rozsypka srebrzystego (ryc. 5, 6). Wzrost powierzchni plech najbardziej odpornych na zanieczyszczenia powietrza kosztem gatunków krzaczkowatych (mąkla tarniowa, odnożyca mączasta), przy widocznej stabilizacji stężeń dwutlenku siarki w powietrzu, wskazuje na pogorszenie warunków siedliskowych lub wzrostu znaczenia lokalnych źródeł emisji zanieczyszczeń powietrza.

Podstawowym celem programu fauna epigeiczna jest wykorzystanie bezkręgowców jako bioindykatorów zmian zachodzących w środowisku przyrodniczym. Bogactwo gatunków, różnorodność związków i zależności łączących je z innymi organizmami, a także obecność we wszystkich typach środowiska lądowego pozwala wykorzystać bezkręgowce jako wskaźniki zmian zachodzących w badanych geoekosystemach.

W roku 2004 na Stacjach Bazowych rozpoczęto program monitoringu fauny chrząszczy z rodziny biegaczowatych *Carabidea*. Badania prowadzone były w wytypowanych typach siedliskowych lasu, odłów chrząszczy prowadzono od maja do września. Celem przeprowadzonych badań w roku 2004 była dokumentacja „stanu zerowego”, natomiast

uzyskane dane w roku 2005 pozwalają dokonać pierwszej oceny stanu monitorowanych siedlisk leśnych w oparciu o analizę wybranych wskaźników biocenotycznych.



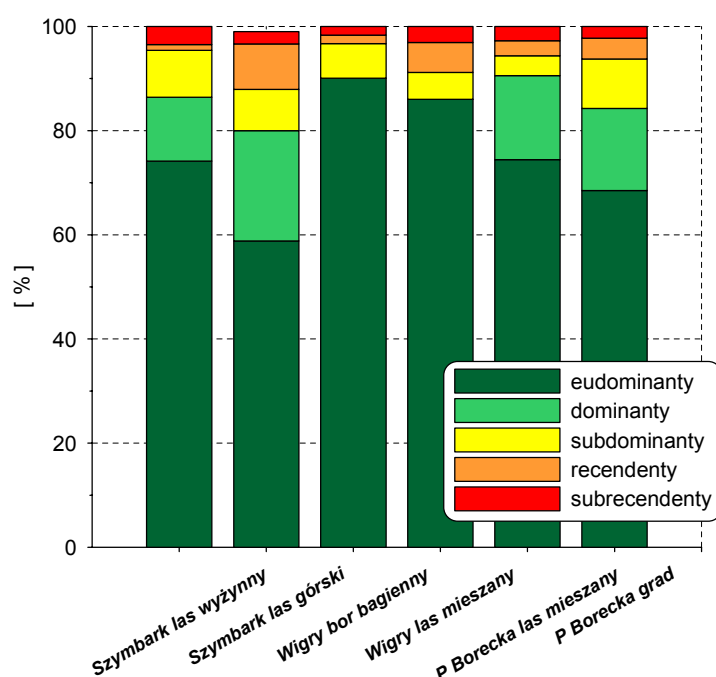
Ryc. 7. Łowność ogólna *Carabidae* w różnych typach siedlisk w roku 2004 i 2005

W zlewni Czarnej Hańczy monitoring fauny epigeicznej prowadzono w dwóch siedliskach: w borze bagiennym i lesie mieszanym. W borze bagiennym w roku hydrologicznym 2005 odłowiono 121 chrząszczy należących do 7 gatunków. Średnia łowność wyniosła 0,05 osobnika na pułapkę. Rozkład łowności oraz strukturę dominacji przedstawiono na rycinach 7 i 8. W odłowionym materiale jako eudominaty występowały dwa gatunki: szyczeń czarny (*Pterostichus niger*) i biegacz fioletowy (*Carabus violaceus*). W strukturze troficznej dominowały przede wszystkim duże zoofagii – osobniki o ciężarze

większym od 100mg, natomiast małe zoofagi stanowiły 2,48% odłowionych biegaczowatych (ryc. 9).

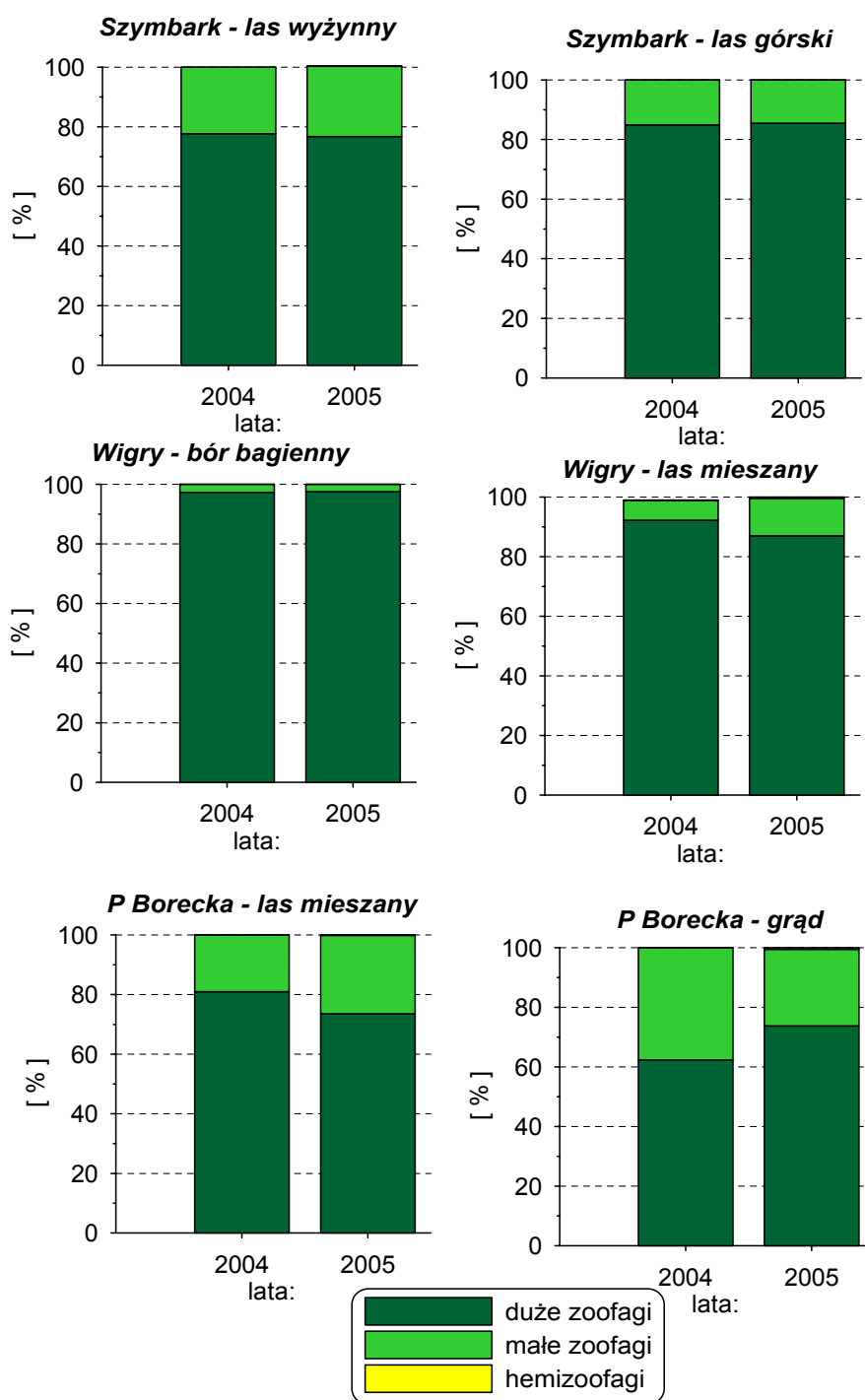
W lesie mieszanym odłowiono łącznie 715 chrząszczy należących do 11 gatunków. Rolę eudominantów w odłowionym materiale odgrywały trzy gatunki: szyczeń czarny, biegacz ogrodowy oraz *Pterositichus oblongopunctatus*. W strukturze troficznej dominowały duże zoofagi (87%), małe zoofagi stanowiły 12,6%, natomiast hemozoofagi, które odżywiają się zarówno pokarmem zwierzęcym i roślinnym zależnie od stadium rozwojowego, stanowiły 0,4% i były reprezentowane przez jeden gatunek *Harpalus quadripunctatus*.

Wskaźnik różnorodności Shanonna-Weavera i równomierności Shanonna-Weavera w borze bagiennym wyniosły odpowiednio 1,09 i 0,56, natomiast w zespole lasu mieszanego: 0,31 i 0,58.



Ryc. 8. Struktura dominacji Carabidae w wybranych siedliskach leśnych w roku hydrologicznym 2005

W zlewni jeziora Łękuk badania fauny epigeicznej prowadzono w siedlisku grądu i lasu mieszanego. Łowność w roku 2005 była niższa niż w roku 2004, ogółem odłowiono 400 egzemplarzy biegaczowatych w grądzie i 657 w lesie mieszanym. W obu siedliskach w strukturze troficznej dominowały zoofagi duże. W porównaniu do roku 2004 pojawiły się hemizoofagi, których nie odnotowano w roku 2004. W grądzie ta grupa troficzna stanowiła 0,5% natomiast w lesie mieszanym 0,15 ogółu odłowionych egzemplarzy. Wskaźnik różnorodności Shanonna-Weavera dla siedliska lasu mieszanego wyniósł 1,96, natomiast wskaźnik równomierności Shanonna-Weavera 0,76. W przypadku grądu wartości wymienionych powyżej wskaźników wyniosły odpowiednio: 1,96 i 0,72.



Ryc. 9. Struktura troficzna *Carabidae* w wybranych siedliskach leśnych w roku hydrologicznym 2005

W lesie górskim na Świętym Krzyżu dominującymi gatunkami były: *Carabus limnaci* Duft., *C. coriaceus* L., *C. glabratus* Payk. i *Pterostichus oblongopunctatus* (Fabr.); w lesie wyżynnym natomiast *Carabus glabratus* Payk., *C. limnaci* Duft., *C. Violaceus* L., *Pterostichus Niger* (Shall.). Na obydwu powierzchniach dominowały zoofagi duże, przy czym w lesie górskim było ich mniej o 16,78%, natomiast w ogóle nie stwierdzono hemizoofagów (Józwiak 2006).

Wskaźnik różnorodności Shanonna-Weavera dla lasu górskiego wyniósł 1,02, natomiast dla lasu wyżynnego 0,76, natomiast wskaźnik równomierności kształtował się na poziomie 0,76 (las górski) i 0,62 (las wyżynny).

W zlewni Bystrzanki badania biegaczowatych *Carabidae* prowadzono analogicznie jak na Świętym Krzyżu w siedlisku lasu wyżynnego i górskiego. Gatunkiem, którego osobników najwięcej odłowiono zarówno w lesie wyżynnym i górskim był *C.linnaei* Duft. W skali roku w lesie wyżynnym odłowiono 809 osobników, natomiast w lesie górskim 505. W obu siedliskach dominowały duże zoofagi, które w lesie górskim stanowiły 85,5%, natomiast w lesie wyżynnym 76,3% populacji. Udział hemizoofagów był niewielki – stwierdzono je wyłącznie w siedlisku lasu wyżynnego, gdzie stanowiły 0,12% populacji.

Wskaźniki różnorodności i równomierności Shanonna-Weavera kształtowały się następująco: w lesie wyżynnym 1,99 i 0,72 natomiast w lesie górskim 2,03 i 0,71.

Monitoring chrząszczy z rodziny biegaczowatych *Carabidea* na stacjach rozpoczęto w roku 2004. W roku 2005 przeprowadzono ponowne badania biegaczowatych w wytypowanych siedliskach leśnych. Zestawienie tylko wyników dwuletniej serii obserwacyjnej nie pozwala na określenie charakteru i kierunku zmian zachodzących w zgrupowaniach biegaczowatych dla monitorowanych siedlisk leśnych.

W zlewni jeziora Łękuk w roku 2005 zarówno w grądzie i lesie mieszanym odłowiono mniej osobników *Carabidea* co może sugerować niekorzystne zmiany zachodzące w zgrupowaniach biegaczowatych. Na negatywny kierunek zmian wskazywałoby również pojawienie w zgrupowaniach hemizoofagów i wzrost udziału zoofagów małych (las mieszany).

W siedliskach lasów wyżynnych i górskich (stacje: Święty Krzyż, Szymbark) uzyskane wyniki badań *Carabidea* w latach: 2004 i 2005 charakteryzują się stabilnością zarówno pod względem liczby odłowów i struktury troficznej omawianych siedlisk leśnych, podobne wnioski można wyciągnąć na podstawie danych uzyskanych na terenie zlewni Czarnej Hańczy.

PODSUMOWANIE

Funkcjonowanie geoeosystemów uwarunkowane jest przede wszystkim dopływem energii słonecznej stąd tak istotne jest rozpoznanie warunków meteorologicznych. Rok hydrologiczny 2005 zarówno pod względem termiki i warunków opadowych został zaklasyfikowany jako rok normalny dla większości Stacji Bazowych.

Cechą charakterystyczną ostatnich lat jest utrzymywanie się tendencji wzrostowej rocznej amplitudy temperatury powietrza. Tendencja ta zaznacza się na wszystkich stacjach niezależnie od ich położenia geograficznego. Generalnie omawiany rok hydrologiczny na wszystkich stacji poza Puszcą Borecką okazał się cieplejszy od średniego poziomu wieloletniego.

Pomiary anemometryczne prowadzone w roku 2005 potwierdzają jak w latach ubiegłych wysoki udział sektora wschodniego w strukturze frekwencji kierunków wiatrów. W omawianym okresie nie odnotowano huraganowych prędkości wiatrów.

Warunki opadowe mają decydujące znaczenie zarówno dla obiegu materii w skali zlewni rzecznej oraz kondycji świata ożywionego.

Pod względem sum rocznych opadów atmosferycznych rok hydrologiczny 2005 na poszczególnych stacjach różnił się od wartości z wielolecia. Dla stacji: Pożary, Koniczynka oraz Święty Krzyż suma roczna opadów nie przekraczała 80% poziomu z wielolecia 1994 – 2004. Dla wymienionych stacji był to rok suchy. W przypadku pozostałych stacji sumy roczne opadów były zbliżone do wielolecia lub nieznacznie je przekraczały (Puszcza Borecka).

W skali roku zaznacza się przewaga opadów półrocza letniego. W okresie tym notowano najbardziej wydajne opady w skali całego roku (Wigry 109,4mm, Puszcza Borecka 86,4mm - opady dobowe). Potwierdzają to najwyższe wartości współczynnika pluwiometrycznego, które w roku 2005 przypadały na: maj, lipiec oraz sierpień. Z drugiej strony półrocze letnie charakteryzuje się obecnością trwałych okresów bezdeszczowych – szczególnie zaznaczających się pod koniec lata (sierpień, wrzesień, październik). Efektem jest znaczne zróżnicowanie warunków opadowych w półroczu letnim.

Deficyt opadów, który wystąpił szczególnie w miesiącach letnich spowodował obniżenie poziomu wód podziemnych (Koniczynka, Pożary) oraz zanik odpływu powierzchniowego (Puszcza Borecka, Pożary). Miał również wpływ na funkcjonowanie ekosystemów torfowiskowych (Pożary, Puszcza Borecka) poprzez zanik naturalnych obszarów podmokłych. Występowanie okresów bezdeszczowych w półroczu letnim wpłynęło niekorzystnie na warunki egzystencji porostów. Uzyskane dane na obszarze zlewni górnej Parsęty potwierdzają znaczący spadek powierzchni zajmowanej przez *Evernie prunastri* (mąklik tarniowej) oraz *Parmelii submontany* (tarczownicy pogiętej), które są wrażliwe na długotrwałe przesuszenie. Warunki siedliskowe, w tym przede wszystkim warunki opadowe

są zasadniczym czynnikiem, który wpływa na kondycję flory porostów występującej na obszarze monitorowanych zlewni. Zanieczyszczenie powietrza, przy zaznaczających się w ostatnich latach stabilizacji stężeń związków siarki i azotu, jest czynnikiem drugorzędym, który ma mniejszą wagę dla egzystencji porostów.

Dla wartości odpływu powierzchniowego z monitorowanych zlewni rzecznych w roku hydrologicznym zasadnicze znaczenie miała korelacja czasowa zanikania pokrywy śnieżnej i wysokie sumy opadów atmosferycznych na przełomie zimy i wiosny. Wysokie sumy opadów atmosferycznych w okresie miesięcy letnich nie zostały odzwierciedlone w poziomie odpływu powierzchniowego. Przyczyną były wysokie wartości ewapotranspiracji i odbudowa zasobów wodnych zlewni po okresach bezdeszczowych. Analogicznie jak w latach ubiegłych zaznacza się dysharmonia czasowa pomiędzy maksimum opadowym przypadającym na półrocze letnie a maksymalnym odpływem powierzchniowym, który występuje na przełomie zimy i wiosny.

Do podstawowych czynników które decydują o obiegu materii w geoeosystemie należy zaliczyć ilość i jakość depozycji atmosferycznej. Powietrze jest jednym z elementów środowiska przyrodniczego, które podlega silnej antropopresji. Zawarte w nim związki chemiczne wskutek opadania i osadzania są wchłaniane i akumulowane przez pozostałe komponenty środowiska.

Zestawienie wartości poziomu zanieczyszczeń powietrza w latach 2004 i 2005 w oparciu o wykorzystanie metody pasywnej nie wskazują na obecność wyraźnych trendów. W przypadku dwutlenku siarki poza stacją w Koniczynie na pozostałych stacjach poziom stężeń tego gazu w powietrzu atmosferycznym zmalał. W przypadku dwutlenku azotu na wszystkich stacjach odnotowano spadek zanieczyszczenia powietrza tym związkiem.

Spadek stężeń dwutlenku siarki w powietrzu koresponduje z obniżeniem zawartości siarki w plech porostów zarówno w okazach naturalnie występujących w danym środowisku (stacja Wigry) oraz plechach transplantowanych (Szymbark, Święty Krzyż).

Maksymalne stężenia dwutlenku siarki i azotu w powietrzu obserwowano w chłodnej porze roku co należy wiązać z emisją tych związków w rezultacie spalania paliw kopalnych. Zdecydowanie niższe stężenia analizowanych zanieczyszczeń gazowych powietrza obserwowano w ciepłej porze roku. Wysokie stężenia dwutlenku siarki w powietrzu w okresie chłodnym potwierdza wyższy poziom siarki w plechach transplantowanych porostów eksponowanych w miesiącach zimowych w porównaniu do ekspozycji letniej.

Skład chemiczny opadów atmosferycznych kształtowany jest przez wiele czynników do których należy zaliczyć obok zanieczyszczeń obecnych w atmosferze także warunki meteorologiczne w tym przede wszystkim typ cyrkulacji powietrza, wysokość opadów atmosferycznych, długość i czas występowania okresów bezdeszczowych. Rok hydrologiczny 2005 pod względem warunków meteorologicznych generalnie należał do lat

przeciętnych. Wyznacznikiem warunków pogodowych analizowanego okresu było zróżnicowanie sezonowe sum opadów atmosferycznych. Obok występowania intensywnych opadów o wysokich sumach dobowych w analizowanym roku występowały także długotrwałe okresy bezdeszczowe. Czynniki te miały decydujące znaczenie przede wszystkim dla wielkości dopływu substancji rozpuszczonych do badanych geoekosystemów.

Odczyn jest wskaźnikiem, który opisuje równowagę kwasowo-zasadową pomiędzy rozpuszczonymi i zdysocjowanymi składnikami wody i jest ściśle zależny od ilości zanieczyszczeń pyłowych i gazowych zawartych w powietrzu. Analiza dostępnych serii obserwacyjnych dla lat: 1994 – 2004 dla stacji położonych na obszarach o niewielkim stopniu zanieczyszczenia powietrza (Storkowo, Puszcza Borecka, Wigry) wskazuje na stabilność odczynu w ostatnich latach, przy niewielkim widocznym trendzie wzrastającym. W przypadku stacji położonych na zapleczu aglomeracji miejskich (Koniczynka) oraz na obszarach o wysokich wartościach emisji zanieczyszczeń powietrza (Święty Krzyż, Szymbark) zmiany pH w ostatnich latach są znaczne i nie wykazują jednoznacznych trendów.

Zestawienie otrzymanych średnich rocznych stężeń: siarczanów, chlorków, azotanów oraz jonów amonowych z wartościami progowymi klasyfikacji Jansena, Blocka i Knaacka dla lat: 2002, 2003, 2004 i 2005 wskazują spadek stężeń wymienionych jonów i pozwalają zaklasyfikować stacje do obszarów o nieznacznym lub lekko podwyższonym poziomie stężeń głównych kationów i anionów.

Podstawowym elementem, którego rozpoznanie jest istotne dla funkcjonowania geoekosystemów jest wielkość rocznej depozycji atmosferycznej i jej struktura. Rok hydrologiczny 2005 pod względem warunków opadowych i poziomu zanieczyszczeń opadów atmosferycznych należał do lat przeciętnych stąd wielkość depozycji atmosferycznej jest zbliżona do wartości z roku poprzedzającego (2004). W przypadku stacji Pożary oraz Koniczynka czynnikiem który ograniczył wielkość depozycji atmosferycznej pomimo wysokiej mineralizacji wód opadowych był deficyt opadów atmosferycznych. Największe wartości depozycji atmosferycznej w roku 2005 odnotowano na stacjach położonych na obszarze górskim (Święty Krzyż, Szymbark). W obu przypadkach zdecydowanie większe sumy roczne opadów oraz wysoka mineralizacja wód opadowych w odniesieniu do pozostałych stacji zadecydowały o wielkości rocznej depozycji atmosferycznej.

Uzyskane wyniki badań monitoringowych prowadzonych w zbiorowiskach leśnych na Stacjach Bazowych potwierdzają istotną rolę, jaką odgrywa roślinność w procesie transformacji właściwości chemicznych opadów atmosferycznych. Zwiększona depozycja jonów pod koronami drzew jest przede wszystkim efektem adsorpcji zanieczyszczeń atmosferycznych przez rośliny. Procesy te są szczególnie intensywne na obszarze o znacznej emisji zanieczyszczeń powietrza i dotyczą przede wszystkim siarczanów, azotanów, chlorków, jonów amonowych, sodu, wapnia.

Jednym z aspektów wpływu roślinności na parametry chemiczne wód opadowych jest kształtowanie równowagi kwasowo-zasadowej. Wyniki badań prowadzonych w zbiorowiskach lasów iglastych w ramach ZMŚP wskazują na procesy zakwaszania wód opadowych w kontakcie z powierzchnią roślin. Niezależnie od położenia stacji pH opadu podkoronowego było niższe od opadu na terenie otwartym. W przypadku drzewostanów liściastych lub mieszanych poziom kwasowości opadu podkoronowego był niższy niż notowany na terenie otwartym. Wyjątek stanowi stacja Święty Krzyż w przypadku, której pH pod koronami drzewostanu bukowego było obniżone w stosunku do opadu na terenie otwartym. Widoczny proces zakwaszania wód opadowych pod koronami buków na Świętym Krzyżu jest efektem procesów splukiwania substancji kwasogennych z powierzchni roślin. Zestawienie składu chemicznego opadu podkoronowego i opadu na terenie otwartym wskazuje istotne różnice w udziale poszczególnych jonów w składzie chemicznym wód opadowych pod koronami drzew. Wielkość modyfikacji parametrów fizykochemicznych wód opadowych w zbiorowiskach leśnych potwierdzają wartości wskaźniki koncentracji i depozycji, które są szczególnie wysokie w przypadku jonów potasu, manganu, wapnia oraz magnezu. Wzrost stężeń tych jonów w opadzie pod koronami drzew to efekt przede wszystkim procesów wymywania z komórek roślinnych.

Uzyskane rozkład wskaźnika pojemności zobojętniania kwasów ANC_{eq} w profilu glebowym na Świętym Krzyżu potwierdza niewielkie właściwości buforowe gleby wobec kwasów. W takich warunkach zwiększony depozyt związków azotu, siarki oraz chlorków pod koronami drzew powodować może uwalniania metali kwaśnych: glinu, żelaza oraz manganu do roztworów glebowych i toksyczne oddziaływanie zarówno dla roślin i fauny glebowej.

Jednostką przestrzenną, która pozwala na całościowe ujęcie obiegu materii jest zlewnia rzeczna. Odpływ powierzchniowy stanowi główną drogę oprowadzania zarówno zawiesin i substancji rozpuszczonych z obszaru zlewni.

Pod względem składu chemicznego analizowane wody reprezentują wody proste, wysokozmineralizowane o odczynie obojętnym lub zasadowym (poza wodami potoku leśnego na zboczu Łysej Góry).

Głównym zagrożeniem dla ekosystemów rzecznych badanych w ramach ZMŚP są zanieczyszczenia pochodzenia rolniczego. W grupie biogenów uzyskane wartości percentyla 90 dla miesięcznych stężeń azotanów pozwoliły zaklasyfikować badane ciek do I klasy jakości wód (Puszcza Borecka odpływ 100) oraz II klasy w przypadku: Bystrzanki, Strugi Toruńskiej (w punkcie Koniczynka), Parsęty oraz Czarnej Hańczy i Leśnego Potoku na Świętym Krzyżu. Obserwowany poziom zawartości azotanów w wodzach rzecznych w omawianym okresie uległ pogorszeniu w stosunku do wartości odnotowanych w roku 2004.

Zdecydowanie gorzej przedstawia się jakość wód rzecznych pod względem stężeń fosforanów. Do klasy I zostały zaliczone: Bystrzanka, oraz Leśny Potok (C6) na Świętym

Krzyżu. Pozostałe cieką reprezentują wody o II i III klasy jakości. Analogicznie jak w przypadku azotanów w roku 2005 odnotowano pogorszenie jakości wód powierzchniowych w aspekcie zawartości fosforanów.

Ładunek substancji odprowadzanych ze zlewni rzecznych jest funkcją ilości wody odpływającej w jednostce czasu z powierzchni zlewni i stężeń odprowadzanych w wodzie rozpuszczonych soli. Zmienność czasowa odprowadzanego ładunku poprzez odpływ korytowy uwarunkowana jest przede wszystkim warunkami hydrometeorologicznymi. Największy ładunek odprowadzany był w okresie występowania wezbrań, zwłaszcza o charakterze roztopowym. Prawidłowość ta jest widoczna w przypadku wszystkich analizowanych zlewni. W okresie półrocza letniego pomimo wysokich sum opadów atmosferycznych i wysokiej mineralizacji wód rzecznych transport materiału rozpuszczonego był najniższy w skali roku hydrologicznego. W okresie tym wielkość odprowadzonego ładunku poprzez system korytowy jest limitowana przede wszystkim stratami wody w procesie ewapotranspiracji.

Funkcjonowanie wybranych geoekosystemów Polski w roku 2005 było podporządkowane warunkom meteorologicznym, zwłaszcza warunkom opadowym. Obok stosunków termiczno-opadowych istotne dla poznania obiegu materii w geoekosystemach jest depozycja atmosferyczna – jej parametry ilościowe i jakościowe. Niebagatelne znaczenie dla środowiska przyrodniczego zlewni reprezentatywnych ma czynnik antropogeniczny, którego wpływ na funkcjonowanie badanych geoekosystemów przejawia się poprzez procesy eutrofizacji wód powierzchniowych, zmianę struktury użytkowania terenu oraz wprowadzanie do środowiska zarówno substancji kwasogennych jak i alkalizujących. Rozpoznanie stanu wymienionych powyżej zmiennych jest konieczne dla wyjaśnienia zmian zachodzących w badanych geoekosystemach oraz pozwoli przewidywać reakcje geoekosystemów przy zmiennych scenariuszach zmian klimatu, użytkowania terenu i obciążenia zanieczyszczeniami atmosferycznymi.

LITERATURA

- Bochenek, W., 2006: Raport z pomiarów wykonywanych w ramach Zintegrowanego Środowiska Przyrodniczego w zlewni Bystrzanki (Beskid Niski) w roku hydrologicznym 2005. Stacja Bazowa ZMŚP, Stacja Naukowo-Badawcza IGiPZ PAN. Szymbark. Ms.
- Gower C., Rowell D. L., Nortcliff S., Wild A., 1995: Soil acidification: comparison of acid deposition from the atmosphere with inputs from the litter/soil organic layer. *Geoderma*, 66, 85-98
- Józwiak, M., Kozłowski, R., Wróblewski, H., 2006: Raport Stacji Bazowej Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego "Święty Krzyż" za rok 2003. Akademia Świętokrzyska im. Jana Kochanowskiego, Stacja Monitoringu, Kielce. Ms.
- Kejna, M., (Red.), 2005: Raport za rok hydrologiczny 2005. Stacja Bazowa ZMŚP w Koniecinie k. Torunia. UMK, WBiNoZ. Toruń. Ms.
- Kostrzewski A., Mazurek M., Zwoliński Zb., 1994: Dynamika transportu fluwialnego jako odbicie funkcjonowania systemu zlewni. Bogucki Wyd. Naukowe, Poznań
- Kostrzewski, A., Mazurek, M., Stach, A., 1995: Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego - Zasady organizacji, system pomiarowy, wybrane metody badań.
- Kostrzewski A., Domańska M., Kruszyk R., Szpikowska G., Szpikowski J., Tytkowski J., Zwoliński Z., 2006: Raport Stacji Bazowej ZMŚP w Storkowie za rok 2005. Storkowo – Poznań
- Kowalkowski A., Józwiak M., Kozłowski R., 2001: Pedogeniczne czynniki procesów zakwaszania wód w ekosystemie leśnym Świętokrzyskiego PN. [w:] Funkcjonowanie i monitoring geosystemów z uwzględnieniem zanieczyszczenia powietrza (red.) M. Józwiak, A. Kowalkowski. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Kielce
- Krzysztofiak, L. (Red.), 2006: Ocena stanu środowiska Stacji Bazowej Wigry za rok 2005. Węgierska Stacja Bazowa Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego. Krzywe. Ms.
- Kowalkowski A., 2001: Wskaźniki ekochemiczne stanu gleb leśnych zagrożonych przez zakwaszenie. [w:] Funkcjonowanie i monitoring geosystemów z uwzględnieniem zanieczyszczenia powietrza (red.) M. Józwiak, A. Kowalkowski. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Kielce
- Lorenc, H., 1998: Ocena stopnia realizacji programu "obserwacje meteorologiczne i badania klimatyczne w systemie zintegrowanego monitoringu środowiska" oraz synteza uzyskanych wyników badań za okres 1994-1997. W: Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego. Funkcjonowanie i tendencje rozwoju geosystemów Polski. IX Sympozjum ZMŚP, A. Kostrzewski (Red.). Biblioteka Monitoringu Środowiska. Warszawa, s. 113-119.

- Mazurek M., 2000: Zmienność transportu materiału rozpuszczonego w zlewni Kłudy jako przejaw procesów denudacji chemicznej (Pomorze Zachodnie). Wyd. UAM, Poznań
- Śnieżek, T. (red.), 2006: Raport Stacji Bazowej ZMŚP za rok hydrologiczny 2005. Instytut Ochrony Środowiska. Stacja Kompleksowego Monitoringu Środowiska Puszcza Borecka, Warszawa. Ms.
- Van Breemen N., Visser W. F. J., Pape Th., 1989: Biogeochemistry of an oak-woodland ecosystem in the Netherlands affected by acid atmospheric deposition. Agricultural Research Report 930, Pudoc Wageningen
- Wierzbicki, A., 2006: Raport Stacji Bazowej Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego "Pożary", rok hydrologiczny 2005. Kampinoski Park Narodowy. Granica, Ms.