

A photograph of a forest stream. The water is calm, reflecting the surrounding green trees and foliage. A large, moss-covered log lies across the middle of the stream. The banks are covered in lush green grass and ferns. The overall scene is a serene natural landscape.

Robert Kruszyk

Stan geosystemów Polski w roku 2003

Poznań 2004

Recenzent: prof. dr hab. Andrzej Kostrzewski

© by Robert Kruszyk 2004

Kruszyk, R., 2004. Stan geoekosystemów Polski w roku 2003. Online
<http://www.staff.amu.edu.pl/~zmsp> PDF, Poznań, s. 76.

Sfinansowano ze środków Głównego Inspektora Ochrony Środowiska

Dr Robert Kruszyk

Instytut Badań Czwartorzędu i Geoekologii,
Uniwersytet im. A. Mickiewicza
Fredry 10, 61-701 Poznań
rlk@main.amu.edu.pl

STAN GEOEKOSYSTEMÓW POLSKI W ROKU 2003**WPROWADZENIE**

Stan Geoekosystemów Polski stanowi sprawozdanie z realizacji badań prowadzonych w ramach Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego na siedmiu Stacjach Bazowych w roku 2003.

Zasadniczym celem ZMŚP jest dostarczenie danych o aktualnym stanie środowiska przyrodniczego w warunkach zmian klimatu i narastającej antropopresji w oparciu o wieloletnie cykle obserwacyjne. Podstawowym obiektem badań w podsystemie ZMŚP jest zlewnia rzeczna (jeziorna), w zasięgu, której zlokalizowane są testowe powierzchnie badawcze, ujmujące możliwie różne typy geoekosystemów badanego krajobrazu.

W ramach ZMŚP realizowane są badania mające na celu rejestrację przepływu energii i materii w geoekosystemach, które umożliwiają bilansowanie punktowo dla profilu pionowego: atmosfera – roślinność – gleba oraz przestrzennie dla zlewni. Drugą kategorię stanowią programy pomiarowe oparte na wykorzystaniu elementów w ekosystemie (bioindykatorów) czułych na zmiany bilansu biogenów i substancji toksycznych.

Prezentowane wyniki badań oparte są na rocznych raportach Stacji Bazowych ZMŚP (Bochenek 2004, Jóźwiak (red.) 2004, Kejna (red.) 2004, Kostrzewski (red.) 2004, Krzysztofiak (red.) 2004, Śniezek (red.) 2004, Wierzbicki 2004).

W pierwszej części opracowania przedstawiona zostanie charakterystyka fizjograficzna zlewni reprezentatywnych oraz zakres i metody badań realizowanych w roku 2003 na Stacjach Bazowych. 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.

STACJE BAZOWE – CHARAKTERYSTYKA FIZJOGRAFICZNA OBSZARU BADAŃ¹

Zasadniczym elementem w strukturze organizacyjnej ZMŚP jest Stacja Bazowa w oparciu, o którą realizowany jest program ZMŚP. Należy zaznaczyć, że Stacja Bazowa to obszar zlewni reprezentatywnej z powierzchniami testowymi, stanowiskami pomiarowymi, profilami i transektami, obejmuje również laboratoria i budynki socjalne. Funkcjonujący obecnie system siedmiu Stacji Bazowych tworzy transekt południkowy, który ujmuje równoleżnikowy układ krajobrazów Polski (ryc. 1).



Ryc. 1. Lokalizacja Stacji Bazowych

Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego

- 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)

¹ opracowano na podstawie informacji zawartych w Raportach, witrynach WWW Stacji Bazowych oraz witryny WWW ZMŚP

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, geoekosystemy młodoglacjalne w niewielkim stopniu przekształcone antropogenicznie.

Zlewnia górnej Parsęty 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. Zlewnia leży na północnym skłonie strefy marginalnej fazy pomorskiej zlodowacenia bałtyckiego. Rzeźba zlewni górnej Parsęty jest efektem złożonych procesów paleoglacjalnych lobu Parsęty, które następnie zostały przekształcone podczas holocenińskiego cyklu morfogenetycznego. Na współczesną rzeźbę składa się zróżnicowany zespół form: wzniesienia moreny kemowej, faliste równiny moreny dennej, formy szczelinowe, sandry, zagłębienia wytopiskowe. Z morfogenezą holoceniską związane są doliny rzeczne, rozcięcia erozyjne, zastoiska pojezierne, stożki napływowe oraz obszary torfowisk. Wśród utworów powierzchniowych dominują piaski, żwiry, gliny morenowe oraz osady stokowe i mineralno organiczne, na których wykształciły się gleby brunatne i płowe, rzadziej czarne ziemie i mady. Wśród zbiorowisk borowych dominującym typem są gleby rdzawe. Cechą charakterystyczną struktury użytkowania ziemi jest mozaikowy układ użytków, nawiązujący do głównych form rzeźby i litologii oraz gleb. W strukturze użytkowania ziemi zlewni górnej Parsęty grunty orne zajmują 43,4% powierzchni, lasy - 34,6%, użytki zielone - 15,4%. Powierzchnia zlewni górnej Parsęty, zamkniętej przekrojem hydrometrycznym w Storkowie na 13km długości, wynosi 74km².

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 zlewni eksperymentalnej zajmuje powierzchnię 7,44km². Litologia osadów powierzchniowych zdominowana jest przez piaski o różnej miąższości. Na ogół są to piaski luźne, piaski gliniaste lekkie oraz piski gliniaste mocne. W dolinie rzeki zalegają piaski przykryte namułami rzecznyymi lub torfami. Na osadach tych wykształciły się gleby bielcowe, rdzawe, brunatne kwaśne a w dolinie Czarnej Hańczy występują gleby torfowe i murszowo-torfowe.

Pod względem klimatycznym zlewnia eksperymentalna znajduje się w regionie Mazursko-Podlaskim, pozostającym pod wpływem bloku kontynentalnego Eurazji. Z tego też powodu obszar ten ma najsurowsze warunki klimatyczne w nizinnej części kraju.



Fot. 1. Fragment doliny Czarnej Hańczy leżącej w granicach zlewni eksperymentalnej Stacji Bazowej Wigry

Tabela 1. Sieć monitoringu wód powierzchniowych w ramach ZMŚP (Ostrowski 1998)

Zlewnia	Powierzchnia [km ²]	Zlewnia dorzecze	Mezoregion fizycznogeograficzny	Makroregion fizycznogeograficzny
Parsęta Młyński Potok	74,0 3,9	Morze Bałtyckie Parsęta	Pojezierze Drawskie	Pojezierze Zachodniopomorskie
Jez. Łękuk	13,3	Węgorapa/Pregoła	Kraina Wielkich Jezior	Pojezierze Mazurskie
Czarna Hańcza	7,4	Niemen	Równina Augustowska	Pojezierze Litewskie
Struga Toruńska	35,2	Wisła	Pojezierze Chełmińskie	Pojezierze Chełmińsko-Dobrzyńskie
Kanał Olszowiecki	20,2	Łasica/Wisła	Kotlina Warszawska	Nizina Środkowo-Mazowiecka
Zlewnia I rzędu	1,3	Kamienna/Wisła	Góry Świętokrzyskie	Wyżyna Kielecko-Sandomierska
Bystrzanka	13,0	Ropa/Wisła	Beskid Niski/Pogórze Ciężkowickie Doły Jasielsko-Sanockie	Beskidy Środkowe/Pogórze Środkowobeskidzkie

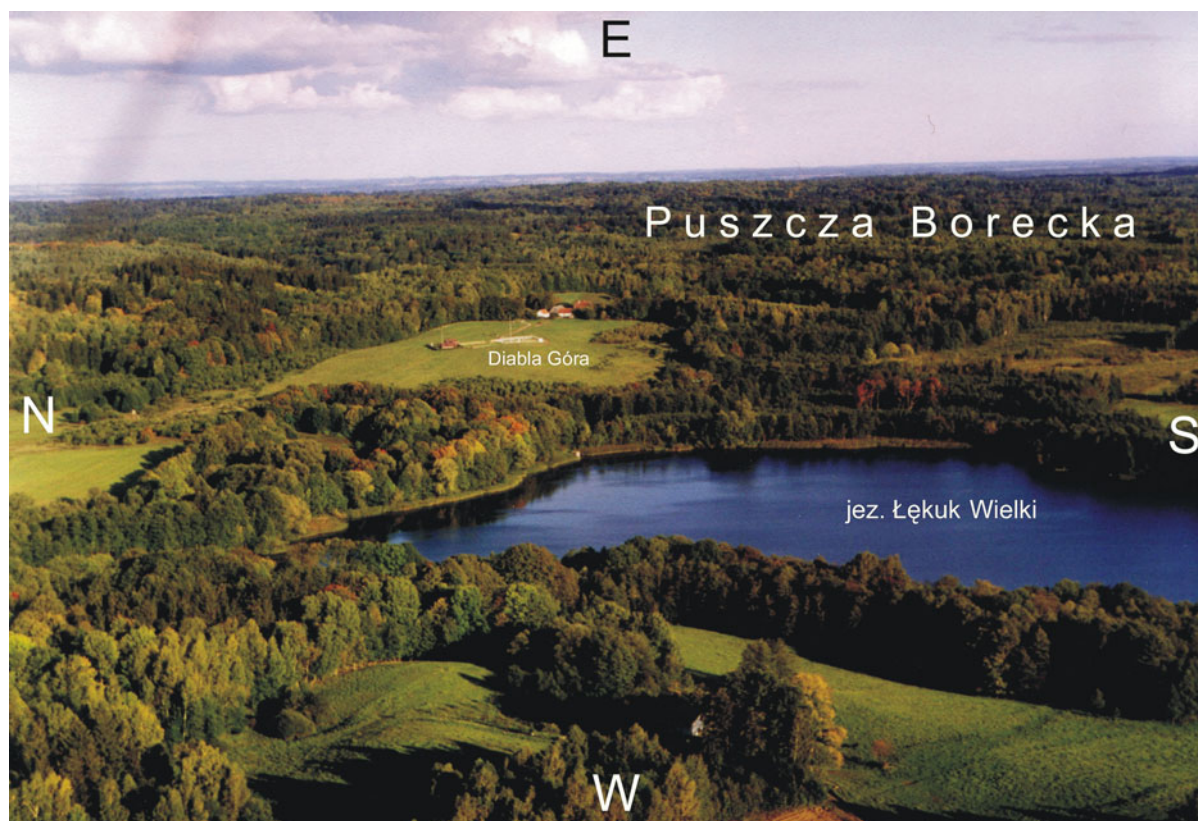
Tabela 2. Charakterystyka badanych powierzchni glebowych na Stacjach Bazowych ZMŚP

cecha	Storkowo, zlewnia Chwalimskiego Potoku	Puszcza Borecka, zlewnia jez. Łękuk	Wigry, zlewnia Czarnej Hańczy	Koniczynka zlewnia Strugi Toruńskiej	Święty Krzyż, stok Łysej Góry	Szymbark, zlewnia Bystrzanki
typ gleby	gleby płowe zaciekowe, gruntowo-glejowe	gleby płowe zaciekowe opadowo-glejowe	gleby płowe (z)bielicowane	gleby płowe opadowo-glejowe	gleby brunatne kwaśne o różnym stopniu zbielicowania	gleby płowe zaciekowe opadowo-glejowe
gatunek gleby	pisaki gliniaste, płytkie do średnio głębokich zalegające na glinach piaszczystych lub glinach lekkich	piaski gliniaste płytkie do średnio głębokich zalegające na glinach lekkich lub średnich	piaski gliniaste lub słabogliniaste płytkie do średnio głębokich, zalegające na piaskach szkieletowych	glina lekka	pyły, glina pylasta i piaszczysta z rumoszem skalnym	gliny piaszczyste, gliny lekkie, ciężkie, iły
warunki drenażu	dostateczne do dobrych	dobrze	nadmierne	średnio dobre	niedostateczne do dobrych	średnie
ekspozycja	NW	SE	SW	SW	SSW-NNE	SSW
użytkowanie terenu	użytek zielony	kompleks leśny	kompleks leśny	użytkowanie rolnicze	kompleks leśny	odłóg
pH w H ₂ O	5,31	4,54	4,58	6,48	3,72	5,73
pH w KCl	4,28	3,70	3,61	5,45	2,97	4,40
C org. [g*kg ⁻¹]	16,07	16,90	27,8	8,13	6,87	2,41 (%)

Stacja Bazowa Puszcza Borecka położona jest w zlewni jeziora Łękuk, w mezoregionie pojezierza Elckiego makroregionu Pojezierza Mazurskiego. Krajobraz zlewni jeziora Łękuk zdominowany jest przez bezodpływowe niecki, pagóry oraz strome zbocza. Kulminacje terenu zlewni stanowi wzgórze o wysokości 217,4m n.p.m. Gmina Kurlanki, na terenie, której znajduje się Stacja Bazowa Puszcza Borecka, ma charakter leśno-rolniczy. Grunty orne stanowią 20%, użytki zielone 13%, natomiast lasy 53%. W strukturze użytkowania ziemi znaczący udział mają nieużytki, które stanowią ok. 5,7% powierzchni gruntów. Zbiorowiska leśne zdominowane są przez świerk pospolity, który zwykle występuje z grabem, dębem szypułkowym, lipą drobnolistną oraz sosną zwyczajną. W przypadku zbiorowisk położonych na obszarach zabagnionych dominuje olcha czarna i jesion wyniosły.

Zlewnia Strugi Toruńskiej w Stacji Bazowej Koniczynka reprezentuje młodoglacjalny geoekosystem przeobrażony rolniczo. W krajobrazie zlewni dominują kompleksy pól uprawnych, na których prowadzona jest wielkołanowa i wysokotowarowa produkcja rolnicza. Cały obszar jest prawie bezleśny i silnie zmeliorowany, stopień zdrenowania oceniany jest na 50-80%.

Powierzchnia zlewni reprezentatywnej wynosi 35,2km², najniższy punkt zlewni o wysokości 78,75m n.p.m. znajduje się w pobliżu wodowskazu Koniczynka a najwyższy o wysokości 101,4m n.p.m. położony jest na północ od jeziora Kamionkowskiego. Długość odcinka Strugi Toruńskiej w obrębie zlewni reprezentatywnej wynosi 9,7km. W ukształtowaniu terenu zlewni dominuje płaska morena denną zlodowacenia bałtyckiego fazy poznańskiej rozcięta pasmem równiny wód roztopowych. Największą część zlewni zajmują grunty orne (86,6%), łąki (9,1%), zabudowa wiejska z ogrodami (2,5%) oraz parki i zadrzewienia śródpolne (1,8%).



Fot. 2. Krajobraz Stacja Bazowa Puszcza Borecka

Zlewnia Kanału Olszowieckiego położona jest w pasie rzeźby staroglacjalnej Puszczy Kampinoskiej, zajęta przez ekosystem bagienno-łukowy w różnych fazach naturalnej sukcesji. Stacja Bazowa Pożary zlokalizowana jest na obszarze Kampinoskiego Parku Narodowego. Głównym obszarem badawczym jest zatorfiona kotlina, stale lub okresowo podtapiana, pokryta głównie nieleśnymi zespołami dawnych łąk i pastwisk. W przypadku zbiorowisk leśnych na omawianym obszarze dominują olsy typowe lub jesionowe. Gatunkiem panującym w zespołach leśnych jest brzoza oraz znacznie rzadsza olcha czarna. Zlewnia Pożary położona jest na holocenijskich utworach aluwialnych i eolicznych pradoliny Wisły, reprezentowanych przez piaski rzeczne teras akumulacyjnych.

Stacja Bazowa Św. Krzyż obejmuje badaniami zlewnię leśno-rolniczą I rzędu w masywie Łysogór i została zlokalizowana na obszarze Świętokrzyskiego Parku Narodowego na

Wyżynie Środkowomałopolskiej. Powierzchnia zlewni I rzędu wynosi 1,27km² i jest położona na wysokościach od 268 do 595m n.p.m. W układzie jednostek hydrogeologicznych centralna część Gór Świętokrzyskich, objęta badaniami w ramach ZMŚP położona jest w Regionie Świętokrzyskim, Podregionie Łysogórskim. Obszar ten charakteryzuje się występowaniem wód szczelinowych i porowo-szczelinowych w utworach dewonu, ordowiku i syluru. W osadach czwartorzędowych występują wody porowe. Z pasmowymi strukturami pokryw stokowych – wietrzeniowej związana jest równoległa do stoku linijność ugrupowań struktury pokrywy glebowej. Układ pasmowy mają również występujące na tym obszarze siedliska lasu wyżynnego i górskiego. Największe znaczenie mają: małopolska odmiana subkontynentalnego lasu dębowo-grabowego, wyżynny jodłowy bór mieszany i bór mieszany sosnowo-dębowy.



Fot. 4. Krajobraz zlewni Pożary



Fot. 5. Krajobraz Stacji Bazowej Święty Krzyż

Obecnie zlewnia pozostaje w strefie oddziaływania lokalnych, jak i ponadregionalnych, emisji przemysłowych, co spowodowało już niekorzystne zmiany w ekosystemach leśnych, m.in. w drzewostanach jodłowych.

Stacja Bazowa Szymbark zlokalizowana w zlewni Bystrzanki, reprezentuje geoekosystem Karpat Fliszowych. Zlewnia eksperymentalna potoku Bystrzanka zajmuje powierzchnię 13km². Długość cieku głównego wynosi 7,1km. Zlewnia położona jest na granicy dwóch jednostek fizyczno-geograficznych Karpat Fliszowych: Beskidów i Pogórza Karpackiego.

Podstawową cechą klimatu omawianego obszaru jest piętrowość wynikająca ze zmian wysokości bezwzględnej. Średnio od 570m n.p.m. rozpościera się piętro umiarkowane ciepłe (średnia temp. powietrza 6-8°C), powyżej którego rozciąga się piętro umiarkowane chłodne (średnia temp. powietrza 4-6°C). Do pięter klimatycznych nawiązują piętra roślinne. Wyższe partie zlewni zajmuje buczyna karpacka z dominacją jodły i buka, natomiast partie pogórskie grąd z grabem, lipą, jaworem oraz jesionem. Większą część zlewni Bystrzanki zajmują różne podtypy gleb brunatnych. W strukturze użytkowania przeważają użytki rolne (51%), następnie lasy (36%) oraz powierzchnie zabudowane z sadami (10%) i pozostałe kategorie (4%).

ZAKRES REALIZOWANEGO PROGRAMU POMIAROWEGO, METODYKA TERENOWA I ANALITYCZNA

Rok 2003 był dziesiątym rokiem realizacji programu ZMŚP na 7 Stacjach Bazowych. Na stacjach realizowano większość programów pomiarowych, których podstawowym celem jest rejestracja dopływu i dopływu energii i materii z badanych geosystemów (programy: A1 – Meteorologia, C1 – chemizm opadów atmosferycznych, F2 – wody podziemne oraz H1 wody powierzchniowe – rzeki). Programy te realizowane były na wszystkich Stacjach Bazowych (tab. 1) i większości przypadkach realizowano pełny zakres podstawowy (załącznik 1). Natomiast w mniejszym stopniu wykonywane są programy: C2/3 – chemizm opadu podkoronowego i spływu po pniach oraz F1 – roztwory glebowe, oraz chemizm opadu biologicznego (G2), których celem jest rejestracja obiegu materii w ekosystemach leśnych.

Przy szerokiej rejestracji warunków abiotycznych środowiska przyrodniczego niewystarczająca wydaje się na obecnym etapie realizacja programów biotycznych. Tylko na części stacji wykonywany jest program fauna bezkręgową (O1), czy zestaw programów związanych z florą i roślinnością zlewni reprezentatywnej. Należy jednak zaznaczyć, że badania w grupie wymienionych programów prowadzone są w okresach kilkuletnich. Ponadto corocznie na Stacjach Bazowych przeprowadzane są kartowania gleboznawcze (program E1) oraz fitosocjologiczne (programy: J1 i J2) przez zespoły badawcze pod kierunkiem Specjalistów ZMŚP.

Tabela 1. Realizacja zakresu pomiarowego na Stacjach Bazowych w roku hydrologicznym 2003

program	Stacja Bazowa						
	Wigry	P.Borecka	Pożary	Św. Krzyż	Szymbark	Koniczynka	Storkowo
A1	R	R	R	R	R	R	R
B1	R	R	R	R	R	R	R
C1	R	R	R	R	R	R	R
C2	R	NR	NR	R	R	NR	R
C3	R	NR	NR	R	R	NR	R
F1	NR	NR	NR	R	NR	NR	R
F2	R	R	R	R	R	R	R
G2	NR	NR	NR	R	NR	NR	NR
H1	R	R	R	R	R	R	R
H2	NR	R	NR	NR	NR	NR	R
O1	NR	NR	R	R	NR	R	NR

NR – program nie realizowany w roku 2003

PROGRAMY POMIAROWE REALIZOWANE W ROKU 2003

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 ekspozycyjne przez okres 1 miesiąca.

Uzyskane wyniki przy zastosowaniu tej metody wskazują, że może ona być wyłącznie stosowana w celu porównań pomiędzy stacjami (Śnieżek i in. 2004). Uzyskane serie równoległe stężeń dwutlenku siarki metodą aktywną (filtr z wymuszonym przepływem powietrza) oraz metodą pasywną wskazują, że w większości przypadków metoda pasywna dała wartości wyższe niż średnie miesięczne obliczone z wartości dobowych, pochodzących z impregnowanych filtrów (Stacja Bazowa Puszcza Borecka - Śnieżek i in. 2004).

W roku 2003 prowadzono również pomiary zanieczyszczeń powietrza innymi metodami niż metoda pasywna. Stężenia SO_2 na stacji w Koniczynie mierzono w sposób półautomatyczny metodą kulometryczną przy użyciu analizatora imisji ANIM-68. 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 i pokrywy śnieżnej C1

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

Tabela 2. Metodyka poboru opadów atmosferycznych na Stacjach Bazowych

stacja bazowa	parametr	frakcja opadu	czas ekspozycji chwytnicy (y)
Pożary	pH, SEC	całkowity	doba
	skład jonowy	całkowity	miesiąc
Święty Krzyż	pH, SEC	całkowity	tydzień
	skład jonowy	całkowity	tydzień, próba zlewna dla okresu miesięcznego
Koniczynka	pH, SEC	całkowity	doba
Wigry	pH, SEC, skład jonowy	mokry	tydzień
Szymbark	pH, SEC	całkowity	doba
	skład jonowy	całkowity	tydzień
Storkowo	pH, SEC	całkowity	doba
	skład jonowy	mokry	tydzień
Puszcza Borecka	pH, SEC, skład jonowy	całkowity	doba, próba zlewna dla okresu tygodnia
	Cr, As, Ni, Cu, Pb, Cd, Al, Zn	całkowity (XI 2002 – III 2003), mokry IV 2003 – X 2003)	opad całkowity jw., opad mokry - tydzień

Próby opadu atmosferycznych pobierano w przypadku większości Stacji Bazowych równolegle – przy pomocy standartowych chwytnicy (opad całkowity) oraz chwytnicy opadu mokrego. W tabeli nr 2 prezentowana jest ta metoda poboru opadu, którego parametry fizykochemiczne zostały zamieszczone w Raportach stacji oraz Centralnej Bazie Danych ZMŚP.

Chemizm opadu podkoronowego i spływu po pniach – C2, C3

Badania składu chemicznego opadu podkoronowego i spływu po pniach w roku hydrologicznym 2003 prowadzono na stacjach: Święty Krzyż, Wigry, Storkowo, Szymbark.

Tabela. 3. Metodyka poboru opadu podkoronowego i spływu po pniach

stacja bazowa	skład gatunkowy	liczba chwytnicy, powierzchnia wlotowa	czas ekspozycji chwytnicy
Święty Krzyż	jodła, buk	10 chwytnicy o pow. całkowitej 1,134m ² , po 5 chwytnicy dla każdego gatunku drzew (spływ po pniach)	tydzień
Storkowo	sosna	5 chwytnicy, 3 chwytnice dla spływu po pniach	miesiąc
Wigry	sosna, świerk	brak danych	tydzień
Szymbark	świerk, grab	4 chwytnice o pow. całkowitej 0,48m ²	tydzień

Metale ciężkie i siarka w porostach D1

Tabela 4. Liczba stanowisk porostów wykorzystywanych w programie D1 w roku hydrologicznym 2003

stacja bazowa	liczba stanowisk
Storkowo	11
Koniczynka	10 (transplantacja)
Puszcza Borecka	10
Święty Krzyż	50 (transplantacja)
Wigry	20
Szymbark	17 (transplantacja)

Monitoring zawartości siarki i metali ciężkich w plechach porostów prowadzony w ramach programu ZMŚP stanowi uzupełnienie pomiarów chemizmu powietrza atmosferycznego i opadów atmosferycznych realizowanych przez Stacje Bazowe.

Roztwory glebowe F1

Badania chemizmu roztworów glebowych w roku hydrologicznym 2003 prowadzono na dwóch Stacjach Bazowych: Święty Krzyż oraz Storkowo. 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. Próby pobierano w cyklu tygodniowym.

W stacji Storkowie do poboru roztworów glebowych wykorzystano próbники podciśnieniowe firmy Eijkelkamp z kubkami ceramicznymi. Próbniki zainstalowano na głębokości: 30, 60, 120cm w trzech powtórzeniach, próby pobierano w okresach miesięcznych.

Wody podziemne F2

Monitoring wód podziemnych prowadzony był na wszystkich Stacjach Bazowych.

Tabela 5. Monitoring wód podziemnych w roku hydrologicznym 2003

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	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	skład jonowy 4 razy w roku
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	poziom zwierciadła raz na tydzień, skład jonowy raz na miesiąc

Chemizm opadu biologicznego – G2

Badania chemizmu opadu biologicznego (ściółki) prowadzono na jednej Stacji Bazowej na Świętym Krzyżu. Opad organiczny badany był na dwóch powierzchniach testowych 200m² każda. Na powierzchniach tych rozmieszczono po 15 chwytaczy na areale 6 x 12m, z ogólną powierzchnią chwytą 0,71m².

Wody powierzchniowe - rzeki H1

Monitoring wód powierzchniowych prowadzono na wszystkich Stacjach Bazowych w roku hydrologicznym 2003.

Tabela 6. Monitoring wód powierzchniowych – rzeki w roku hydrologicznym 2003

stacja bazowa	zlewnia	stanowiska	częstotliwość pomiarów	rejestracja poziomu
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 przy ujściu rzeki do jez. Wigry	pomiar poziomu (ciągły) wł. fizykochemiczne raz na miesiąc	limnigraf, przepływ mierzono 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 6 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 6 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. 2004). Temperaturę wód mierzono, co 0,5m, natomiast próbki wody dla pomiaru właściwości fizykochemicznych pobrano z głębokości 1, 3, 5 metrów.

ANALITYKA LABORATORYJNA (PRÓBY WODY)

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

stacja bazowa	parametry	metody analityczne
Święty Krzyż	pH, SEC,	potencjometrycznie
	SO ₄ ²⁻ , NO ₃ ⁻ , PO ₄ ³⁻ , NH ₄ ⁺ , Mg ²⁺ , Ca ²⁺ , Fe ³⁺ , Al ³⁺ , Mn ²⁺ , Cl ⁻ ,	spektrofotometria
	Na ⁺ , K ⁺	fotometria płomieniowa
Wigry	pH, SEC,	potencjometrycznie
	zasadowość	metoda alalkymetryczna
	Cl ⁻	metoda argentometryczna
	Ca ²⁺ , Mg ²⁺	metoda wersenianowa
	PO ₄ ³⁻ , SO ₄ ²⁻ , NO ₃ ⁻ , NH ₄ ⁺ , Fe ³⁺ , Mn ²⁺ , K ⁺	spektrofotometria
	Na ⁺ , Al ³⁺	spektrofotometria absorpcji atomowej
Szymbark	pH, SEC, O ₂	potencjometrycznie
	zasadowość	metoda alalkymetryczna
	PO ₄ ³⁻ , SO ₄ ²⁻ , NO ₃ ⁻ , NH ₄ ⁺ , Cl ⁻ , Pog, Mg ²⁺ , Ca ²⁺	spektrofotometria UV/VIS
	Na ⁺ , K ⁺ , Mn ²⁺ , Fe ³⁺ ,	spektrofotometria absorpcji atomowej
	rozpuszczalny węgiel organiczny	automatyczny analizator węgla
Puszcza Borecka	pH, SEC, O ₂	potencjometrycznie
	Al ³⁺ , Ba ⁺ , Ca ²⁺ , Cd ⁺ , Cr ⁺ , Cu ²⁺ , Mn ²⁺ , Mg ²⁺ , Na ⁺ , Ni ⁺ , Pb ³⁺ , Pog, Si ⁴⁺ , Sr ⁺ , Zn ²⁺ ,	plazmowa spektrometria atomowa emisyjna ICP-AES
	Cl ⁻ , NO ₃ ⁻ , SO ₄ ²⁻ ,	elektrofereza kapilarna EK
	Norg., NH ₄ ⁺ , zasadowość	kolorymetria
	K ⁺	spektrofotometria emisji atomowej FAES

Storkowo	pH, SEC, O ₂	potencjometrycznie
	zasadowość	metoda alalkymetryczna
	Ca ²⁺	metoda wersenianowa
	Na ⁺ , K ⁺	spektrofotometria emisji atomowej FAES
	NH ₄ ⁺ , PO ₄ ³⁻ , SiO ₂ , Pogl,	kolorymetria
	Fe ³⁺ , Mg ²⁺ , Mn ²⁺ ,	spektrofotometria absorpcji atomowej FAAS
	Cl ⁻ , NO ₃ ⁻ , SO ₄ ²⁻ ,	chromatografia jonowa

WARUNKI HYDROMETEOROLOGICZNE

METEOROLOGIA

Zgodnie z podstawowym celem ZMŚP warunki meteorologiczne stanowią podstawę dla oceny zmienności innych komponentów środowiska przyrodniczego. Dlatego jednym z podstawowych zadań w programie ZMSP jest systematyczna obserwacja zjawisk i stanu fizycznego atmosfery.

W roku hydrologicznym 2003 obserwacje meteorologiczne na wszystkich Stacjach Bazowych realizowano w oparciu o automatyczne stacje meteorologiczne firmy Vaisala. Pod względem warunków termiczno – opadowych według przyjętej dla potrzeb ZMŚP klasyfikacji Lorenc (1998) rok hydrologiczny 2003 należy zaliczyć do:

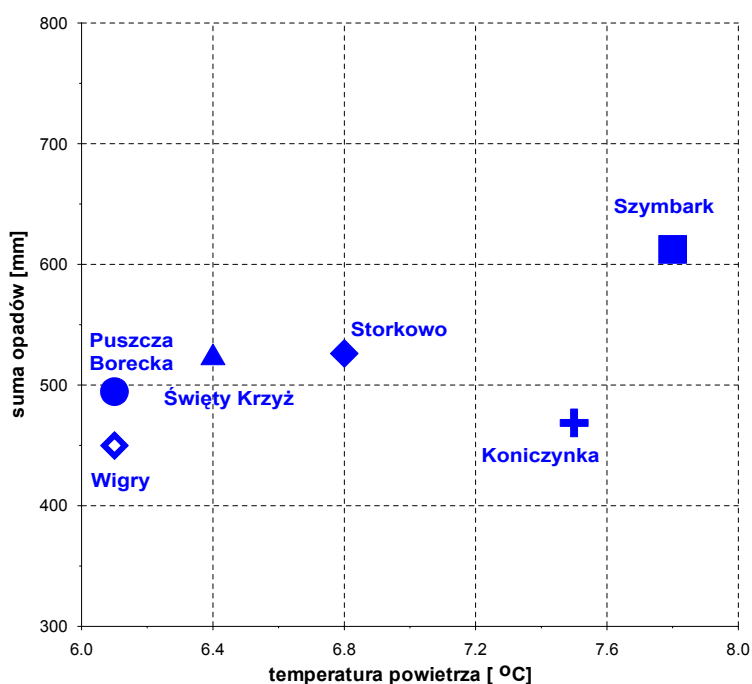
- Stacja Storkowo – lekko chłodny (6,8°C), suchy/bardzo suchy (526,2mm)
- Stacja Wigry – lekko ciepły (6,1°C), suchy (449,8mm),
- Stacja Puszcza Borecka - lekko chłodny (6,1°C), suchy (494,5mm),
- Stacja Koniczynka – lekko chłodny (7,5°C), suchy (468,6mm),
- Stacja Święty Krzyż – normalny (6,4°C), bardzo suchy (522,6mm),
- Stacja Szymbark – normalny (7,8°C), bardzo suchy (612,4mm).

Pod względem warunków termicznych rok hydrologiczny 2003 na wszystkich Stacjach Bazowych odbiegał *in minus* od wartości wieloletnich (ryc. 2). Szczególnie znaczące dysproporcje zaznaczają się w półroczu zimowym (grudzień, luty). Na stacji Puszcza Borecka rok hydrologiczny 2003 należał do najzimniejszych w ostatnim 10-leciu, podobnie jak w przypadku stacji na Świętym Krzyżu, gdzie miniony rok zaliczono do jednego z najzimniejszych w okresie 1994 – 2003. Temperatury powietrza wyższe od wartości z wielolecia (1994 – 2003) odnotowano w listopadzie 2002r. oraz w okresie od maja do września. Różnice jednak są zdecydowanie mniejsze niż w przypadku odstępstw *in minus*. Długość trwania okresu wegetacyjnego w przypadku omawianego roku badawczego nie odbiegała znacząco od wartości średnich z wielolecia.

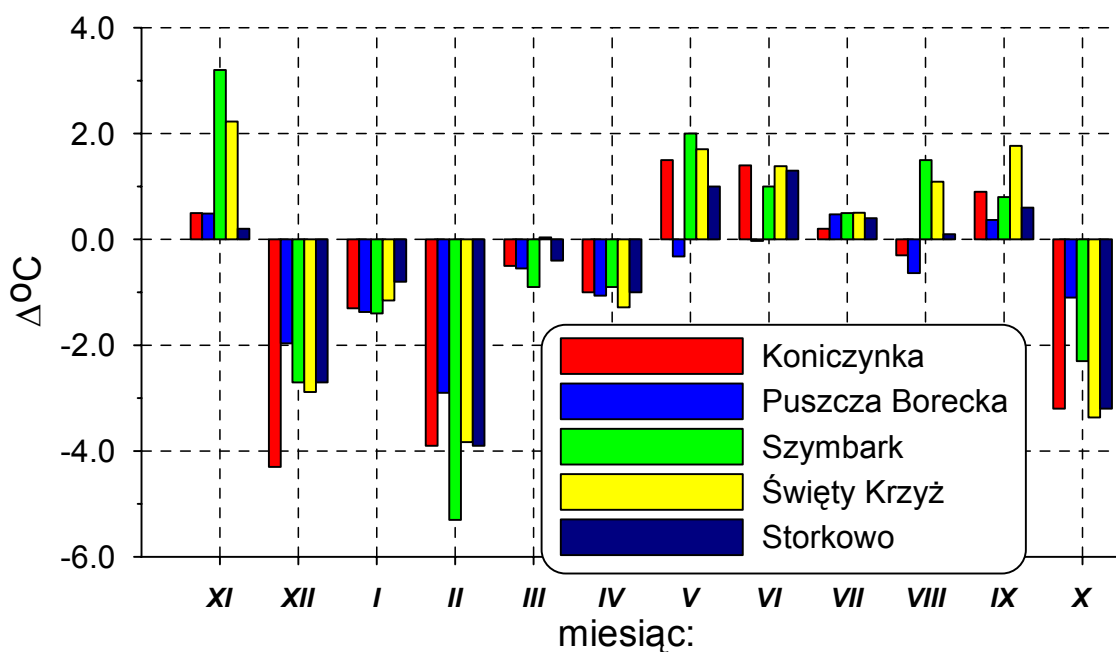
Temperatury gruntu w roku 2003 były nieco niższe niż w latach ubiegłych. Jest to związane z niższą roczną średnią temperaturą powietrza.

Stopień przemarznięcia gruntu w porównaniu do roku poprzedniego był wyższy; w zlewni górnej Parsęty (Storkowo) przemarznięcie gruntu występowało w ciągu 89 dni – od początku roku do 20 marca (Szpikowski 2004). Na stacji w Koniczynie gruntu był zamarznięty

do głębokości 20cm przez okres 3 miesięcy. W analizowanym okresie na Stacjach Bazowych nie odnotowano ujemnych temperatur gruntu na głębokości 1 metra.



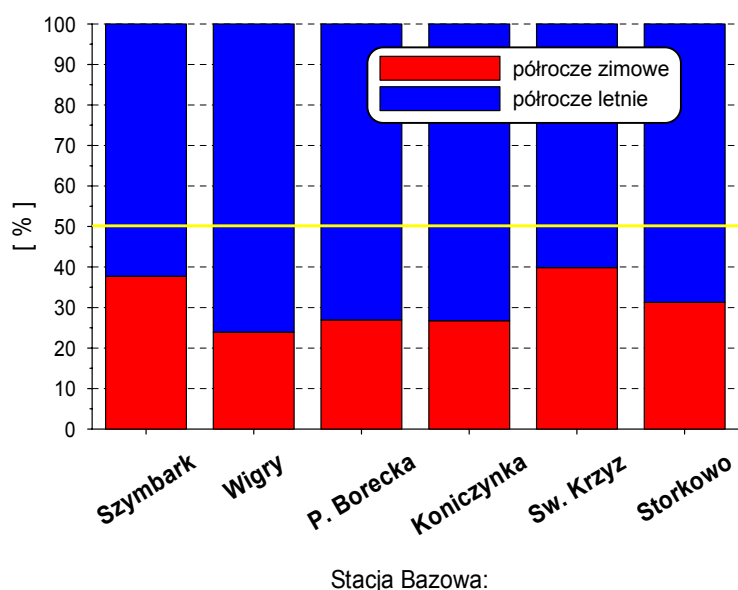
Ryc. 1. Warunki termiczno - opadowe na Stacjach Bazowych w roku hydrologicznym 2003



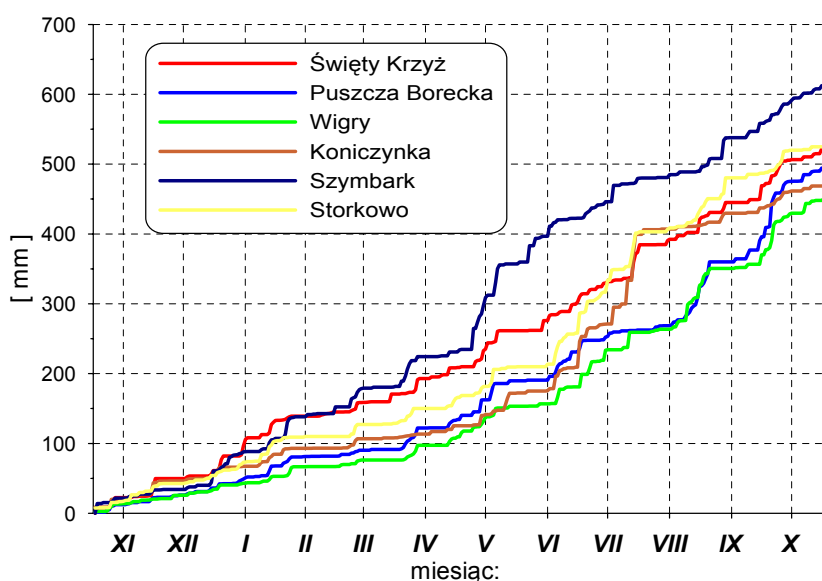
Ryc. 2. Porównanie średnich miesięcznych temperatur powietrza w roku hydrologicznym 2003 na tle wartości wieloletnich

Rok hydrologiczny 2003 analogicznie jak rok poprzedni zdecydowanie odbiegał zarówno pod względem sumy rocznej oraz rozkładu czasowego opadów atmosferycznych od

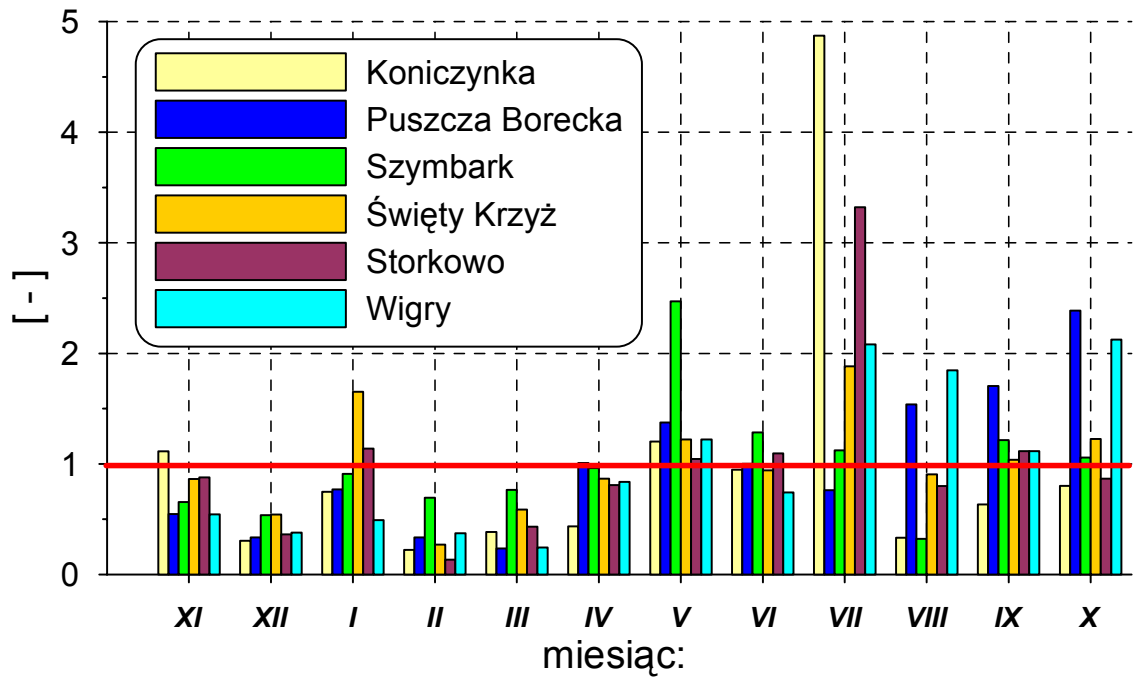
wartości wieloletnich. Okres roku 2003 należy w przypadku wszystkich Stacji Bazowych zaliczyć jako deficytowy pod względem sumy rocznej opadów. Rekordowe niskie wartości opadów w stosunku do wielolecia odnotowano na stacjach: Święty Krzyż, Pożary, Szymbark. W przypadku pozostałych stacji suma roczna opadów była niższa od wielolecia, natomiast nie były to wartości skrajnie niskie. Analizując rozkład czasowy sum dobowych opadów w roku hydrologicznym 2003 zaznacza się wyraźna dysproporcja pomiędzy półroczem zimowym i letnim (ryc. 3). W przypadku wszystkich stacji przeważają wyraźnie opady w półroczu ciepłym. Jest to fakt, który wskazuje na dominację cech klimatu kontynentalnego w rozkładzie czasowym opadów atmosferycznych. Dysproporcja ta zaznacza się w najmniejszym stopniu w przypadku zlewni górskich (Szymbark, Święty Krzyż).



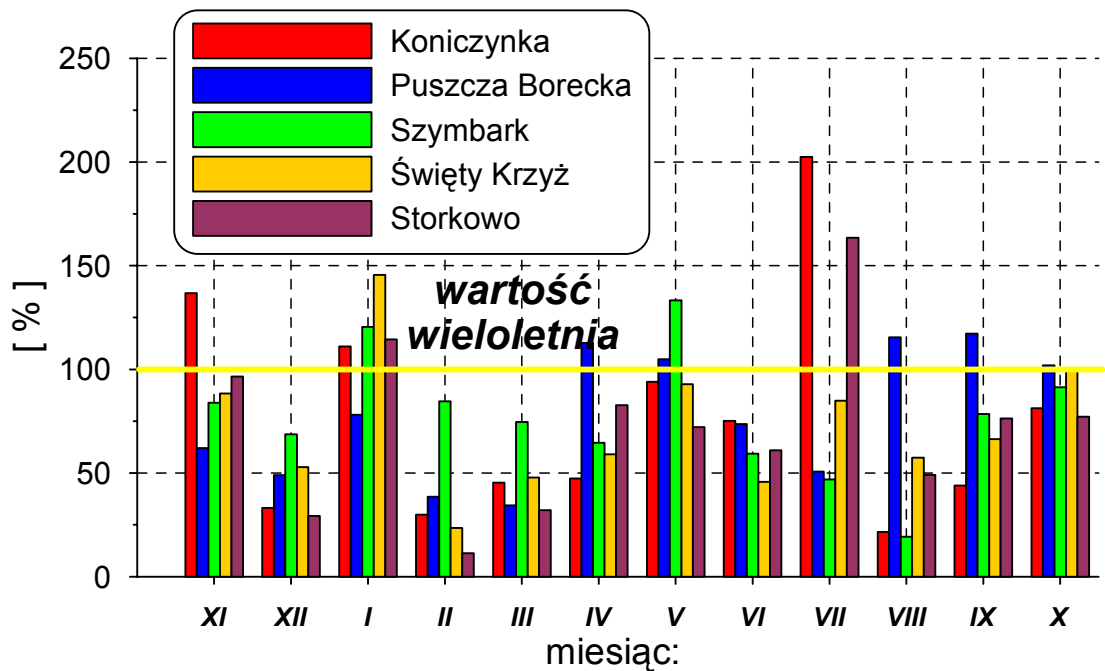
Ryc. 3. Udział opadów półrocza zimowego i letniego w roku hydrologicznym 2003



Ryc. 4. Rozkład skumulowany opadów atmosferycznych w roku hydrologicznym 2003



Ryc. 5. Rozkład współczynnika pluwiometrycznego w roku hydrologicznym 2003



Ryc. 6. Porównanie miesięcznych sum opadów w roku hydrologicznym 2003 na tle wartości z wielolecia 1994-2003
wartość 100 oznacza sumę miesięczną w roku 2003 równą wartościom z wielolecia 1994-2003

Rozkład opadów w poszczególnych miesiącach roku hydrologicznego 2003 jest bardzo zróżnicowany i niestabilny (ryc. 4,5). W skali roku zaznaczają się okresy posuchy - przede wszystkim obserwowane w miesiącach zimowych (luty, marzec), w okresie wiosny (kwiecień) i lata (sierpień). W przypadku większości stacji najwyższe sumy opadów odnotowano w maju (Szymbark), oraz lipcu (Storkowo, Święty Krzyż, Konieczynka, Wigry) i w październiku (Puszcza Borecka). Przedstawiony rozkład roczny opadów atmosferycznych znajduje swoje odzwierciedlenie w odniesieniu do wartości z okresu lat: 1994 – 2003 (ryc. 6).

Sporadycznie w roku hydrologicznym notowano sumy miesięczne opadów, które przewyższałyby wartości wieloletnie (ryc. 6). Zdecydowanie *in minus* w relacji do wartości z wielolecia w roku hydrologicznym 2003 odbiegał luty, w którym miesięczna suma opadów stanowiła 11,9% (Storkowo), 23,5% (Święty Krzyż), 30% (Konieczynka) wartości z wielolecia. *In plus* zdecydowanie wyróżnił się lipiec, którego suma opadów stanowiła 202% (Konieczynka) oraz 163% (Storkowo) sumy notowanej w dotychczasowym okresie badawczym. Relatywnie wysokie sumy miesięczne w stosunku do wielolecia odnotowano również w styczniu (146% - Święty Krzyż).

Analiza dostępnych serii pomiarowych podkreśla ubóstwo opadowe roku hydrologicznego 2003 w porównaniu z dwoma latami poprzedzającymi, które charakteryzowały się ponad normalnymi sumami opadów atmosferycznych.

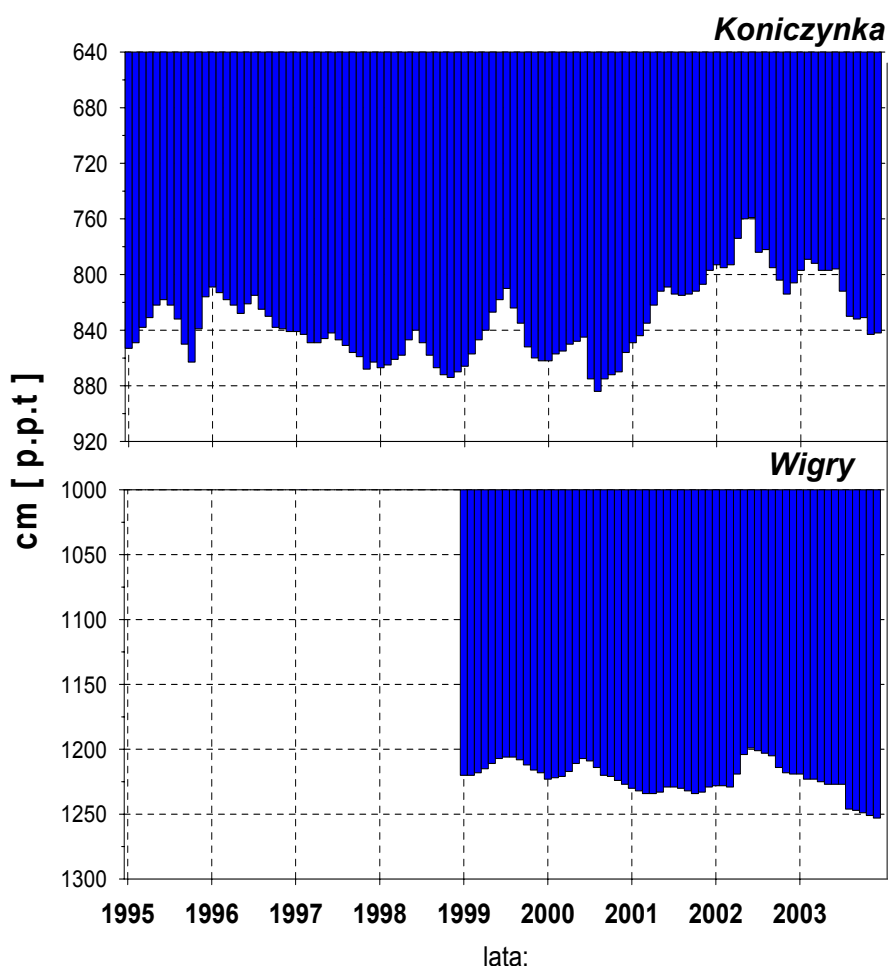
Chłodna zima w roku 2003 wpłynęła na długość zalegania pokrywy śnieżnej. W przypadku zlewni górnej Parsęty długość zalegania pokrywy śnieżnej (59 dni) była porównywalna do wartości z wielolecia. Sporadycznie pokrywa śnieżna pojawiała się w zlewni Strugi Toruńskiej. W roku hydrologicznym 2003 odnotowano 5 dni z pokrywą śniegu, która osiągnęła maksymalną miąższość 10cm (Kejna 2004). W przypadku zlewni górskiej Bystrzanki (Szymbark) maksymalna miąższość śniegu wyniosła 49cm i zalegał on 83 dni w roku hydrologicznym 2003 (Bochenek 2004).

Pomiary anemometryczne prowadzone na stacjach w roku hydrologicznym 2003 potwierdzają obserwowaną tendencję w ostatnich latach wzrostu rangi sektora wschodniego w całkowitej frekwencji kierunków wiatrów. W zlewni górnej Parsęty uzyskany rozkład częstości kierunków wiatrów ma charakter bimodalny. Zdecydowanie dominują kierunki z przeciwnych sektorów: W-WSW-SW – 28% wiatrów, oraz 23% z sektora E-ESE (Szpikowski 2004). Analogiczny rozkład zaznacza się w przypadku róży wiatrów dla stacji Puszcza Borecka. Kierunek wschodni stanowi 18% odnotowanych w roku 2003 wiatrów (Śnieżek 2004). Wysoki udział kierunku wschodniego odnotowano również na posterunku w Konieczynce (17,7%), Na Świętym Krzyżu dominował kierunek NW (23,6%), wiatry z kierunku E stanowiły 5,6% wszystkich obserwacji (Joźwiak i in. 2004). W zlewni Bystrzanki (Szymbark) przeważały wiatry z kierunków N i NE, które stanowiły odpowiednio 18 i 15% ogółu obserwowanych przypadków (Bochenek 2004).

Średnia prędkość wiatru na Stacjach Bazowych w omawianym okresie była zbliżona do wartości z wielolecia. Na stacjach: Puszcza Borecka ($2,7\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$), Koniczynka ($3,2\text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$) Święty Krzyż ($3,52\text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$) wartości te były niższe od przeciętnych z wielolecia. W roku hydrologicznym 2003 nie odnotowano i wiatrów o prędkości huraganów, które miałyby destrukcyjny wpływ dla środowiska przyrodniczego omawianych obszarów.

WODY PODZIEMNE, POWIERZCHNIOWE – POZIOM WÓD

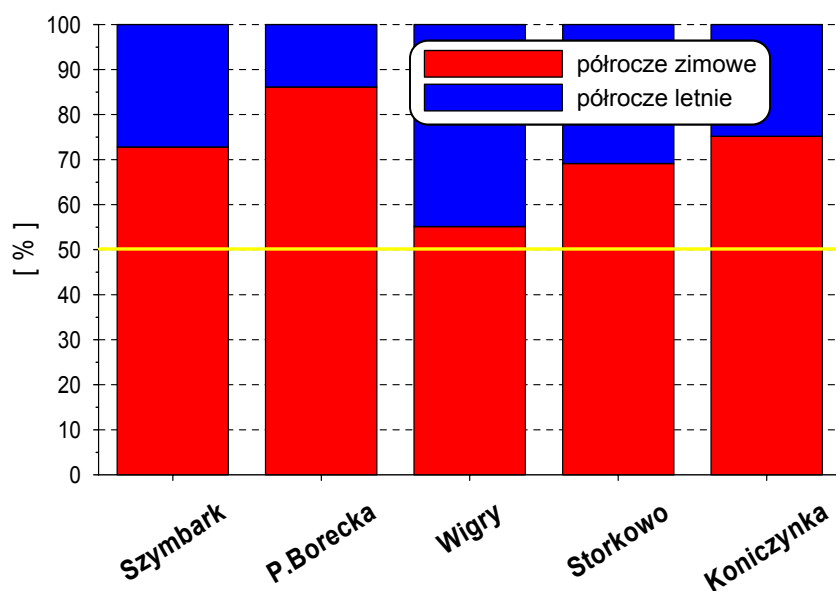
Warunki meteorologiczne, w tym przede wszystkim uwarunkowania opadowe decydują o kształtowaniu się bilansu wodnego zlewni w roku hydrologicznym. Pomimo ubiegłorocznej stabilizacji i zaznaczającej się tendencji spadkowej głębokości zalegania zwierciadła wód podziemnych, w roku hydrologicznym 2003 zaznaczyła się wyraźna tendencja obniżenia poziomu wód podziemnych (ryc. 7). Zasadniczą przyczyną jest obserwowany w roku 2003 deficyt opadów atmosferycznych na Stacjach Bazowych.



Ryc. 7. Głębokość zalegania zwierciadła wód podziemnych na stacjach: Wigry i Koniczynka w latach 1995 – 2003

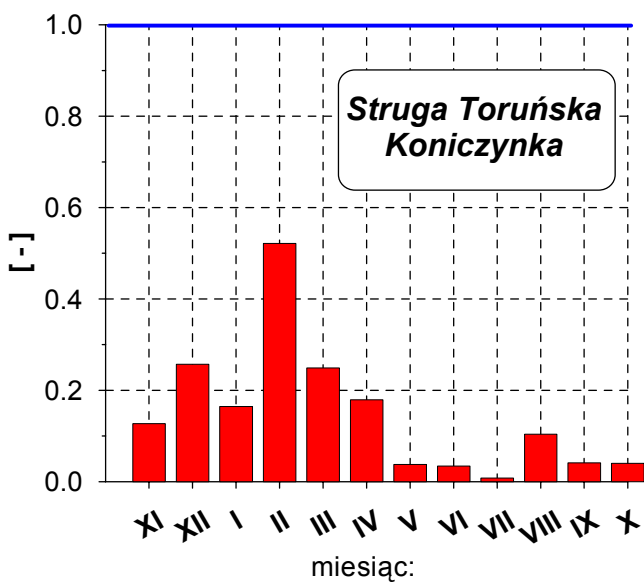
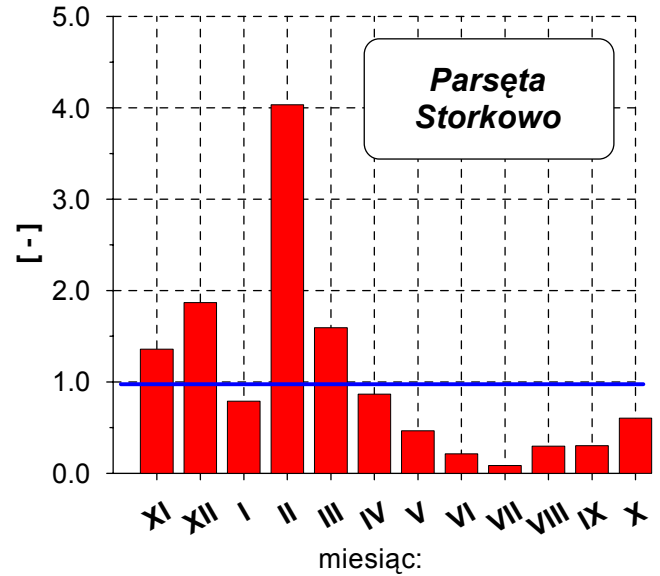
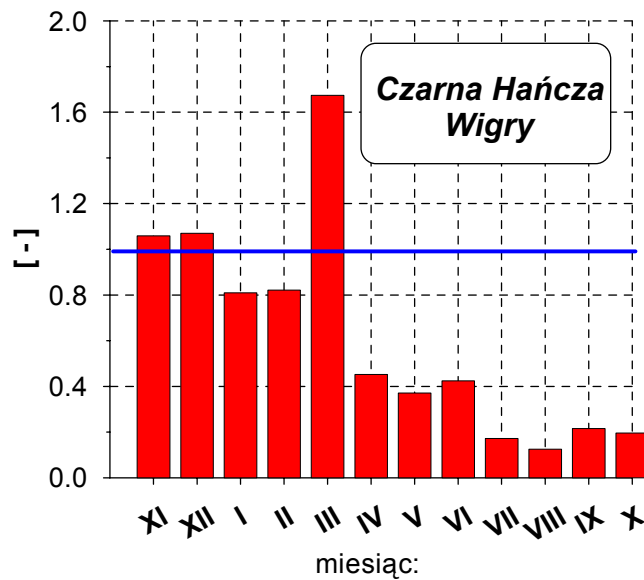
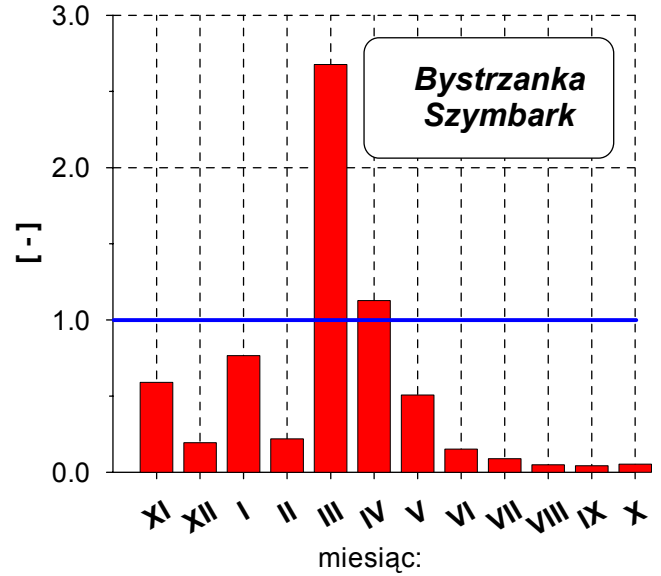
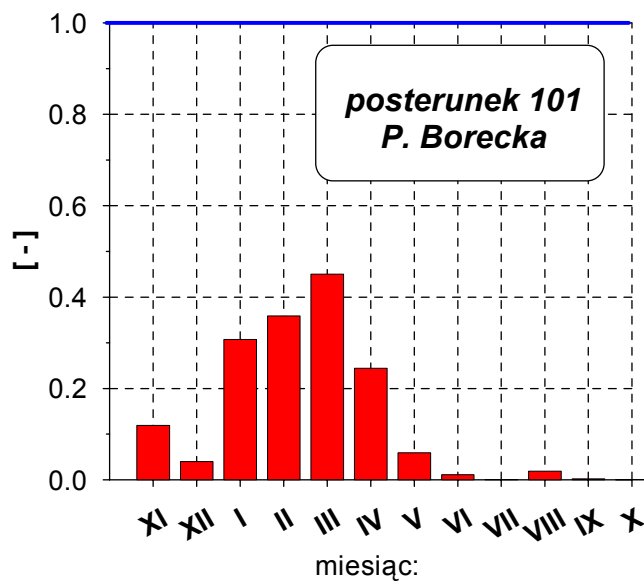
Analizowany rok hydrologiczny różnił się zasadniczo rozkładem głębokości zalegania poziomu wód podziemnych między poszczególnymi miesiącami. Poprzedzający rok hydrologiczny, który charakteryzował się ponad przeciętnymi sumami opadów atmosferycznych przyczynił się do podniesienia poziomu wód podziemnych. W rezultacie pomimo głębokiego deficytu opadów atmosferycznych i permanentnego obniżania zwierciadła wód w roku 2003 nie odnotowano przekroczenia wartości minimalnych charakterystycznych dla wielolecia (wyjątek stanowi stacja Wigry, dla której dostępna jest seria badawcza od roku 1999). Ponadto w ciągu całego roku hydrologicznego nie obserwowano typowego dla okresu wiosennego wzrostu poziomu wód podziemnych, roczne maksimum odnotowano na początku roku hydrologicznego (październik) i od tej pory poziom wód stale obniżał się (Storkowo – Szpikowska 2004).

Dysproporcja warunków opadowych w latach 2002 i 2003 przyczyniła się do wystąpienia maksymalnej amplitudy wahań poziomu wód podziemnych w analizowanym okresie roku 2003 (Wigry, Pożary) w relacji do wartości z wielolecia. Innym efektem deficytu opadowego w roku 2003 jest obniżenie się wydajność źródeł, monitorowanych w ramach ZMŚP (Święty Krzyż, Storkowo). Na podstawie badań prowadzonych w zlewni górnej Parsęty w ekstremalnie wilgotnym roku 2002 wydajność źródła Krętacza wynosiła od $2,74$ do $3,65 \text{ l} \cdot \text{s}^{-1}$, natomiast w suchym roku 2003 w przedziale $2,25 - 2,86 \text{ l} \cdot \text{s}^{-1}$ (Szpikowska 2004), analogiczna sytuacja miała miejsce w przypadku źródła Z2 (Święty Krzyż). W roku hydrologicznym 2003 średnia wydajność wyniosła $0,057 \text{ l} \cdot \text{s}^{-1}$, natomiast w roku poprzedzającym $0,074 \text{ l} \cdot \text{s}^{-1}$ (Jóźwiak i in. 2004).



Stacja Bazowa:

Ryc. 8. Udział odpływu powierzchniowego półrocza zimowego i letniego w roku hydrologicznym 2003



Ryc. 9. Rozkład współczynników odpływu dla wybranych zlewni rzecznych w roku hydrologicznym 2003

Deficyt opadów atmosferycznych oraz ich znacząca dysproporcja pomiędzy półroczem zimowym i letnim w roku hydrologicznym 2003 miały zasadniczy wpływ na wielkość odpływu powierzchniowego w przypadku omawianych zlewni rzecznych.

Analiza hydrogramu górnej Parsęty w roku hydrologicznym 2003 jednoznacznie wskazuje na przewagę przepływów niższych od wartości średniej rocznej. Odpływ jednostkowy górnej Parsęty ($9,46 \text{ dm}^3 \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{km}^{-2}$) w roku 2003 był niższy o 30% od wartości charakterystycznych dla wielolecia 1987 – 2003 (Tylkowski 2004). W zlewni Bystrzanki odnotowana wartość odpływu (313,3mm) był najniższy od 1995 roku. Również w przypadku zlewni Czarnej Hańczy rok hydrologiczny 2003 wyróżnił się niższymi od wartości dla wielolecia przepływami dla przekroju hydrometrycznego Sobolewo. Deficyt opadów obserwowany w roku hydrologicznym miał decydujący wpływ na niski stan wód jeziora Łękuk. Niskie stany jeziora były związane z ograniczeniem i a następnie zanikiem dopływu wód ciekami nr 101 i 102 w okresie od czerwca do września. Pomimo wysokich opadów w sierpniu i wrześniu nie nastąpił wzrost poziomu wód w jeziorze Łękuk.

Rozkład opadów w analizowanym okresie nie sprzyjał odnowieniu retencji gruntowej zlewni, gdyż maksimum opadowe przypadało na półrocze letnie, czyli okres o wysokiej ewapotranspiracji, natomiast w półroczu zimowym notowano okresy o niewielkich sumach opadów. W efekcie w roku hydrologicznym 2003 nie notowano intensywnych wezbrań. Z drugiej strony cechą charakterystyczną są długotrwałe letnie niżówki, a w przypadku niektórych monitorowanych cieków całkowity zanik odpływu powierzchniowego (Pożary, Puszcza Borecka). W przeciwieństwie do rozkładu opadów atmosferycznych, największy odpływ obserwowano w półroczu zimowym (ryc. 8), był on jednak zdecydowanie mniejszy niż w latach poprzednich.

Analiza zróżnicowania czasowego współczynnika odpływu wskazuje, że istotny wpływ na kształtowanie odpływu w roku hydrologicznym 2003 miało występowanie głębokich niżówek w półroczu letnim. Relatywnie niskie wartości współczynników odpływu monitorowanych cieków wskazuje na intensywne wyczerpywanie się zasobów wodnych w zlewniach w okresie półrocza letniego (ryc. 9). Potwierdzają to wartości składowych obiegu wody uzyskane dla zlewni górnej Parsęty, gdzie suma roczna odpływu rzeczno dla roku hydrologicznego 2003 wyniosła 297,7mm, przy sumie rocznej opadów atmosferycznych i parowania wynoszących odpowiednio: 524,9 i ok. 410mm (Tylkowski 2004). Efektem było wyczerpywanie się zasobów wodnych na obszarze zlewni górnej Parsęty i dominacja zasilania podziemnego w reżimie hydrologicznym górnej Parsęty.

OBIEG MATERII W SKALI ZLEWNI RZECZNEJ

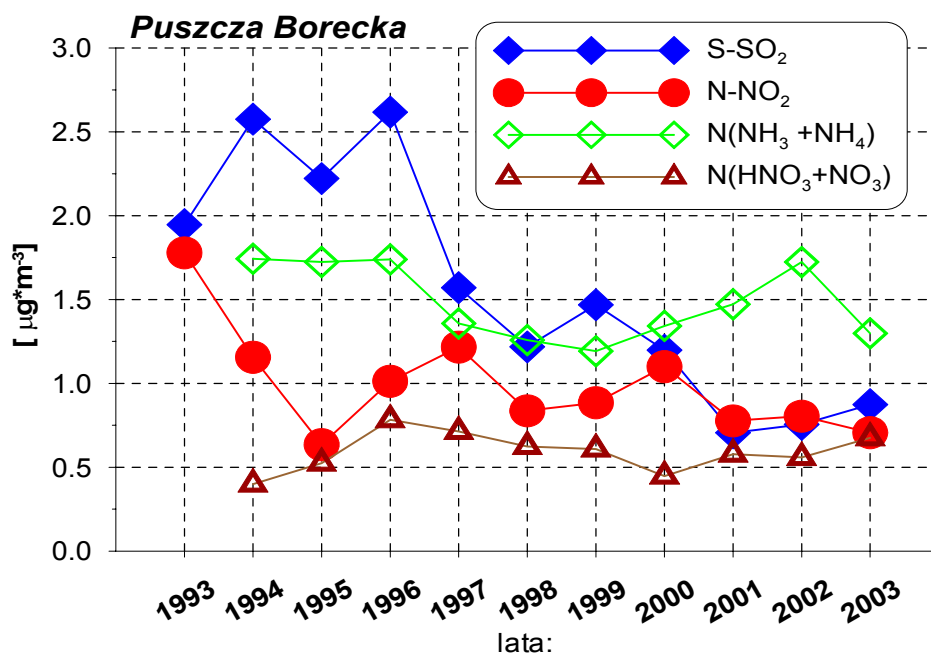
Do podstawowych celów ZMŚP należy poznanie mechanizmów obiegu energii i materii w podstawowych typach geoekosystemów Polski (Kostrzewski i in. 1995). Jednostką przestrzenną, która pozwala na całościowe ujęcie obiegu materii jest zlewnia rzeczna. Obok rozpoznania struktury wewnętrznej zasadnicze znaczenie ma rozpoznanie źródeł dostawy, dróg krążenia i odprowadzania materii (Kostrzewski i in. 1995). Prowadzone w ramach ZMŚP kompleksowe badania środowiska przyrodniczego pozwalają poznać obieg materii oraz procesy go kształtujące, umożliwiają również w sposób ilościowy i jakościowy zdefiniować źródła dostawy i odprowadzania materii w skali badanych geoekosystemów.

DEPOZYCJA ATMOSFERYCZNA

Powietrze jest jednym z elementów środowiska przyrodniczego stale podlegających silnej antropresji. Zawarte w nim związki chemiczne wskutek opadania i osadzania są wchłaniane i akumulowane przez pozostałe komponenty środowiska. Znaczna ich część w formie rozpuszczonej i nierozpuszczonej transportowana jest do powierzchni gleby z opadem atmosferycznym.

CHEMIZM POWIETRZA

W roku 2003 na Stacjach Bazowych prowadzono po raz pierwszy pomiary stężenia dwutlenku siarki i azotu metodami pasywnymi. W przypadku stacji, na których prowadzono równoległe pomiary zanieczyszczeń powietrza metodą pasywną i aktywną (filtr z wymuszonym przepływem powietrza, analizatory automatyczne) uzyskane wyniki różnią się zarówno dla dwutlenku siarki jak i azotu (Jóźwiak i in. 2004, Śnieżek i in. 2004). Według Śnieżka (2004) dla obszarów o tłowym poziomie zanieczyszczeń powietrza metodą pasywną może być wyłącznie używana do porównań poziomu stężeń analizowanych składników powietrza pomiędzy Stacjami Bazowymi. Uzyskane w roku hydrologicznym 2003 wartości stężeń wybranych zanieczyszczeń powietrza na stacjach Puszcza Borecka i Święty Krzyż, które prowadziły pomiar powietrza metodą aktywną, są zbliżone do wyników badań prowadzonych w ostatnich latach (ryc. 1). W przypadku dwutlenku siarki na obu stacjach zanotowano wzrost średniego rocznego stężenia w stosunku do roku 2002.



Ryc.1 Średnie roczne stężenia wybranych zanieczyszczeń powietrza na Stacji Bazowej Puszcza Borecka w latach 1994-2003

Tabela.1. Średnie stężenia zanieczyszczeń powietrza w roku hydrologicznym 2003

składnik	Puszcza Borecka			Święty Krzyż		
	min	średnia	max	min	średnia	max
	$\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$					
S-SO ₂	0,02	0,87	7,09	3,0	11,1	22,4
N-NO ₂	0,02	0,71	3,88	1,80	2,5	4,9
ozon	1,00	61,2	161,6	10,8	75,8	147,0
N(NH ₄ +NH ₃)	0,17	1,30	4,79	brak danych		
N(HNO ₃ +NO ₃)	0,08	0,68	5,98			
S-SO ₄	0,07	0,85	5,16			

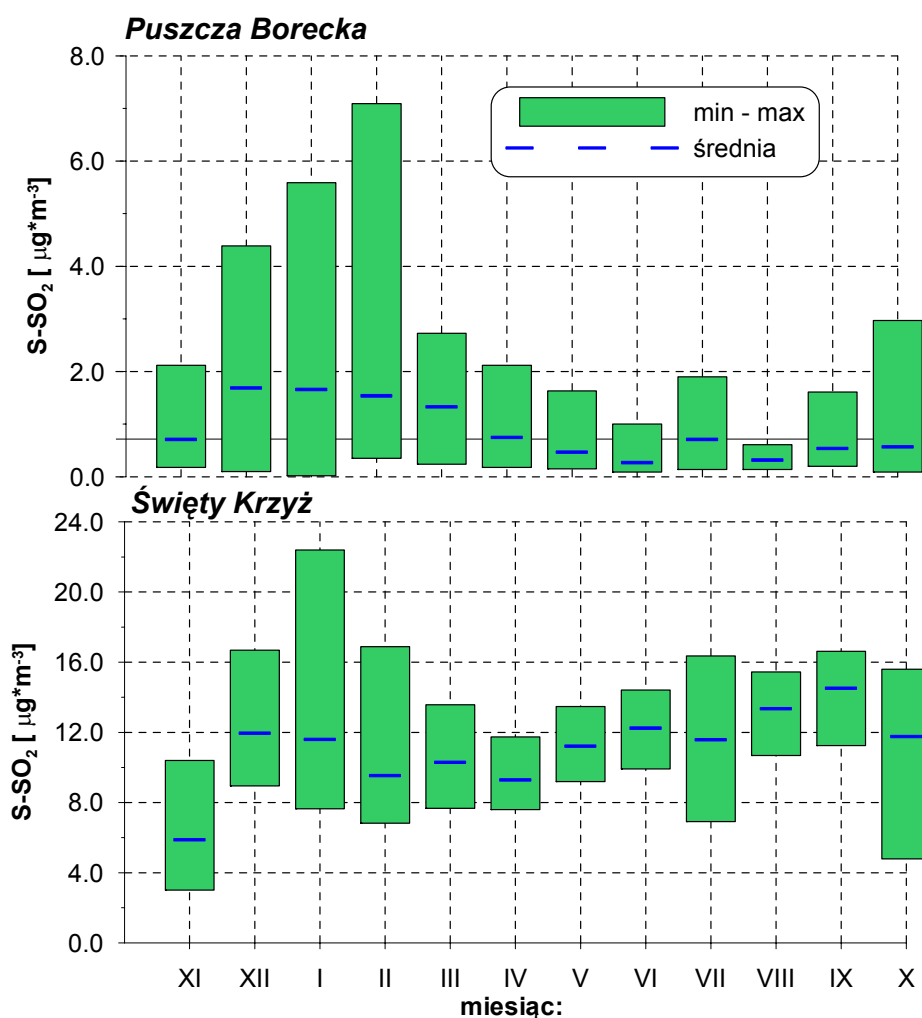
W układzie roku hydrologicznego największe stężenia dwutlenku siarki w Puszczy Boreckiej odnotowano w półroczu zimowym, analogicznie jak w latach poprzednich (ryc. 2). Natomiast na Świętym Krzyżu najwyższe stężenia były charakterystyczne dla okresu od maja do października, co należy wiązać z dominacją zanieczyszczeń przemysłowych nad bytowymi (Jóźwiak i in. 2004).

Stężenie dwutlenku azotu na terenie Świętego Krzyża było większe o $1,0\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ od wartości uzyskanych w roku 2002. Dla stacji Puszcza Borecka uzyskane wartości tego gazu były niższe od notowanych w roku 2003, również obniżeniu uległ poziom wartości maksymalnych

obserwowanych w czasie roku. W przebiegu rocznym wysokie stężenia dwutlenku azotu zarówno na Świętym Krzyżu jak i w Puszczy Boreckiej obserwowano w chłodnym półroczu. W przypadku obu stacji nie odnotowano w roku hydrologicznym 2003 przekroczeń wartości normatywnych zarówno dla dwutlenku siarki i azotu.

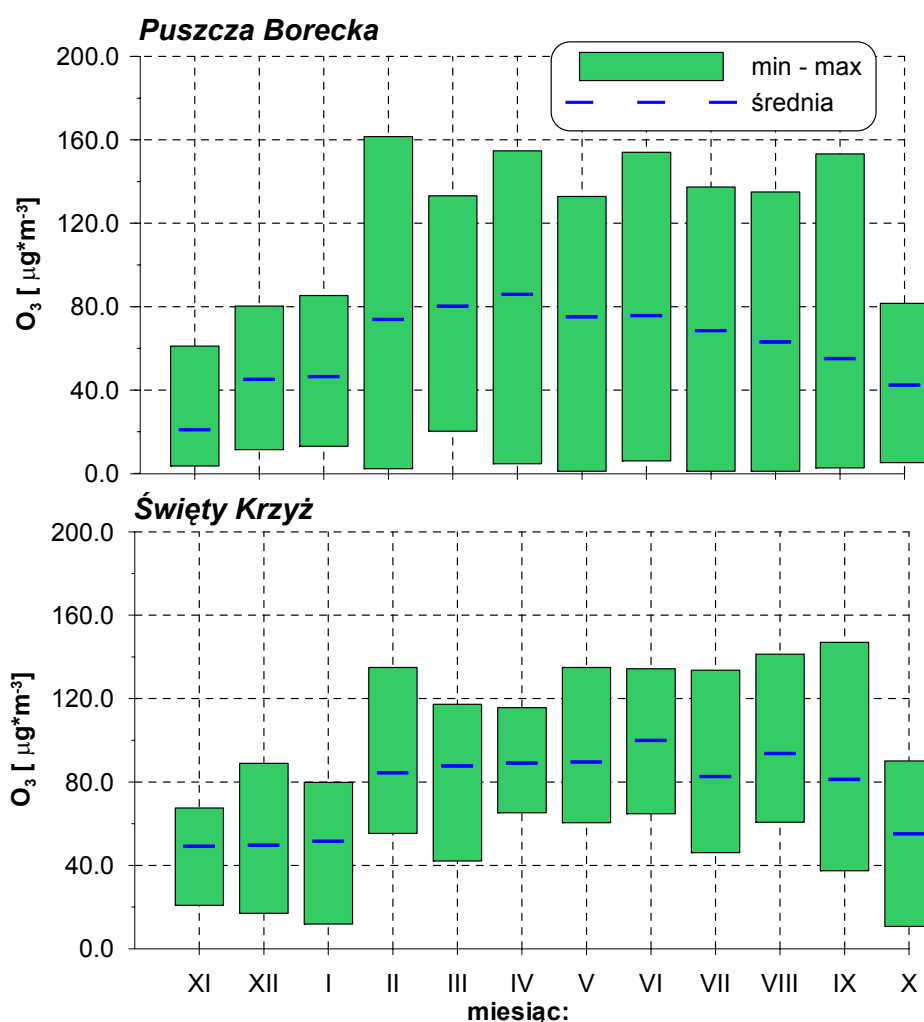
W przypadku stężeń gazowego kwasu azotowego i azotanów w aerozolu oznaczanych na stacji Puszcza Borecka w roku hydrologicznym 2003 średnie stężenie wzrosło w stosunku do poziomu obserwowanego rok wcześniej, przy czym wyższe stężenia występowały w miesiącach zimowo-wiosennych, czyli wcześniej niż dotychczas.

Średnie roczne stężenie beztlenowych związków azotu traktowanych jako suma NH_3 i NH_4 znacznie zmalało w stosunku do poprzedniego roku. Ponadto zróżnicowanie czasowe odbiegało od rozkładu obserwowanego w roku poprzednim – najwyższe wartości stężeń uzyskano wówczas w okresie miesięcy półrocza letniego (Śnieżek i in. 2003). W roku hydrologicznym 2003 wyraźnie zaznaczyło się maksimum stężeń form beztlenowych azotu w sezonie chłodnym, czyli zgodnie z rozkładem obserwowanym w latach poprzednich (wyłączając rok 2002).



Ryc. 2. Zróżnicowanie czasowe stężeń S-SO₂ w roku hydrologicznym 2003

Zarówno na stacji Puszcza Borecka oraz Święty Krzyż prowadzono pomiary stężeń w powietrzu atmosferycznym ozonu przyziemnego. W grupie analizowanych zanieczyszczeń powietrza na Stacjach Bazowych wyłącznie w przypadku ozonu notowane są wartości, które przekraczają poziom stężeń uznanych za dopuszczalne według obowiązujących norm (Dz.U. 87/2002 dn. 27.06.2002). W roku hydrologicznym 2003 otrzymane wartości średnie roczne na obu stacjach (Puszcza Borecka - $61\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, Święty Krzyż $75,8\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) były zbliżone do wartości przeciętnej z wielolecia, przy czym w przypadku Puszczy Boreckiej odnotowano wzrost w relacji do roku 2002 ($64,2\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$), natomiast na Świętym Krzyżu spadek ($84,9\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$). Zgodnie z polską normą 8-godziną w ciągu całego roku zanotowano 27 dni w okresie od lutego do września z przekroczeniem wartości dopuszczalnych ($> 120\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) na stacji Puszcza Borecka. Jest to ponad dwukrotnie mniej niż w roku ubiegłym i jest to wartość zbliżona do przeciętnej z ostatnich 7 lat (Śnieżek i in. 2004).

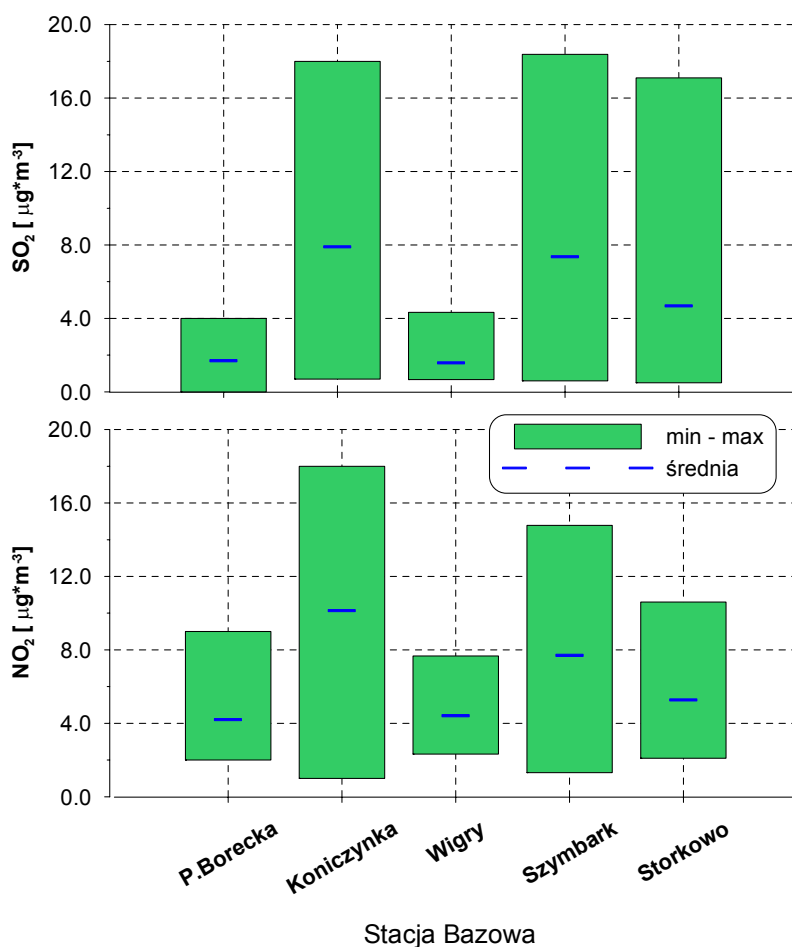


Ryc. 3. Zróżnicowanie czasowe stężeń ozonu przyziemnego w roku hydrologicznym 2003

Analiza rozkładów czasowych stężeń ozonu zarówno na Świętym Krzyżu oraz w Puszczy Boreckiej wskazuje na występowanie wysokich stężeń ozonu w okresie od marca do września (ryc. 3). W Puszczy Boreckiej maksymalną średnią godzinową wartość ozonu zarejestrowano w lutym ($161,6 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$), w miesiącu, w którym zwykle występowały niskie stężenia, co jest pewną anomalią i rekordową wartością ostatniego 8 lecia (Śniezek i in. 2004). Najniższe stężenia na tej stacji odnotowano listopadzie.

Podsumowując, w roku hydrologicznym 2003 na stacjach, których monitoring zanieczyszczeń powietrza oparty był o aktywne metody pomiaru obserwowano wzrost stężeń dwutlenku siarki w stosunku do roku ubiegłego. Stabilizuje się natomiast poziom stężeń dwutlenku azotu i ozonu – wartości te są zbliżone do średniej z wielolecia. Przy czym w przypadku ozonu w ciągu roku występowały stężenia przekraczające wartości normatywne. Uzyskane wyniki potwierdziły natomiast istotny spadek stężeń w powietrzu beztlenowych form azotu – oznaczonych jako suma NH_3 i NH_4 (Puszcza Borecka).

W roku hydrologicznym 2003 na Stacjach Bazowych rozpoczęto pomiar zanieczyszczeń w oparciu o metodę pasywną. Uzyskane wyniki stężeń dwutlenku siarki i azotu przy pomocy tej metody odbiegają jednak od rezultatów otrzymanych metodą aktywną (Śniezek i in. 2004, Jóźwiak i in. 2004).



Ryc.4. Stężenia średnie roczne SO₂ i NO₂ w roku hydrologicznym 2003. Metoda pasywna

W niniejszym opracowaniu wyniki stężeń SO_2 i NO_2 uzyskane metodą pasywną posłużą wyłącznie do analizy porównawczej poziomu stężeń wymienionych zanieczyszczeń powietrza pomiędzy Stacjami Bazowymi.

Uzyskane wartości stężeń dwutlenku siarki i azotu pozwalają wyodrębnić dwie grupy stacji. Stacje o względnie niskich stężeniach analizowanych zanieczyszczeń powietrza – Puszcza Borecka ($\text{SO}_2 - 1,7\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, $\text{NO}_2 - 4,2\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$), Wigry ($\text{SO}_2 - 1,6\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, $\text{NO}_2 - 4,4\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$), Storkowo ($\text{SO}_2 - 4,7\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, $\text{NO}_2 - 5,3\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$), oraz druga grupa stacji, gdzie stężenia są zdecydowanie większe: Szymbark ($\text{SO}_2 - 7,4\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, $\text{NO}_2 - 7,7\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$), Koniczynka ($\text{SO}_2 - 7,9\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, $\text{NO}_2 - 10,1\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$).

Pierwsza grupa Stacji Bazowych charakteryzuje obszary o niewielkim stopniu antroporesji, 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 wzrost poziomu zanieczyszczenia atmosfery dwutlenkiem siarki i azotu to efekt 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).

Zestawienie uzyskanych wyników metody pasywnej w układzie roku hydrologicznego generalnie wskazuje na wzrost analizowanych zanieczyszczeń gazowych w półroczu zimowym. Rozkład ten jest charakterystyczny dla wszystkich Stacji Bazowych.

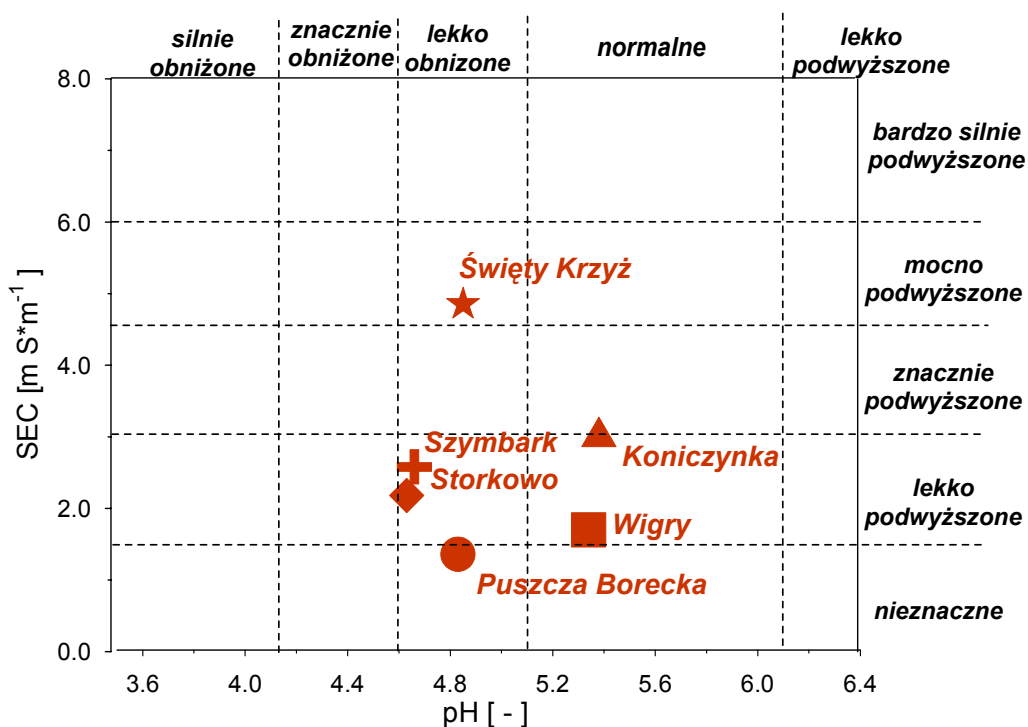
CHEMIZM OPADÓW ATMOSFERYCZNYCH

Usuwanie zanieczyszczeń z atmosfery następuje w wyniku tzw. suchego i mokrego opadu. W tym drugim przypadku proces usuwania składników odbywa się na drodze tworzenia jąder kondensacji w procesie tworzenia kropli chmurowej (*rainout*)- wymywanie wewnątrzchmurowe, oraz na drodze włączenia zanieczyszczeń do już utworzonych kropeł (*washout*) (Leśniok 1996).

W roku hydrologicznym 2003 na wszystkich Stacjach Bazowych realizowany był monitoring chemizmu opadów atmosferycznych i pokrywy śnieżnej. W przypadku stacji: Puszcza Borecka, Szymbark, Święty Krzyż przedstawione wyniki dotyczą frakcji opadu całkowitego (chwytałce opadu eksponowane przez całą dobę, niezależnie czy opad wystąpił czy nie chwytałcz był przemywany wodą dejonizowaną) oraz frakcji opadu mokrego (chwytałcz eksponowany podczas trwania opadu) – Storkowo, Wigry. Średnie miesięczne wartości pH oraz konduktancji uzyskano w oparciu o próby dobowe opadu (frakcja opadu

całkowitego – wszystkie stacje), natomiast w przypadku składu jonowego, stężenia określano dla prób tygodniowych lub miesięcznej (zlewanej z prób tygodniowych).

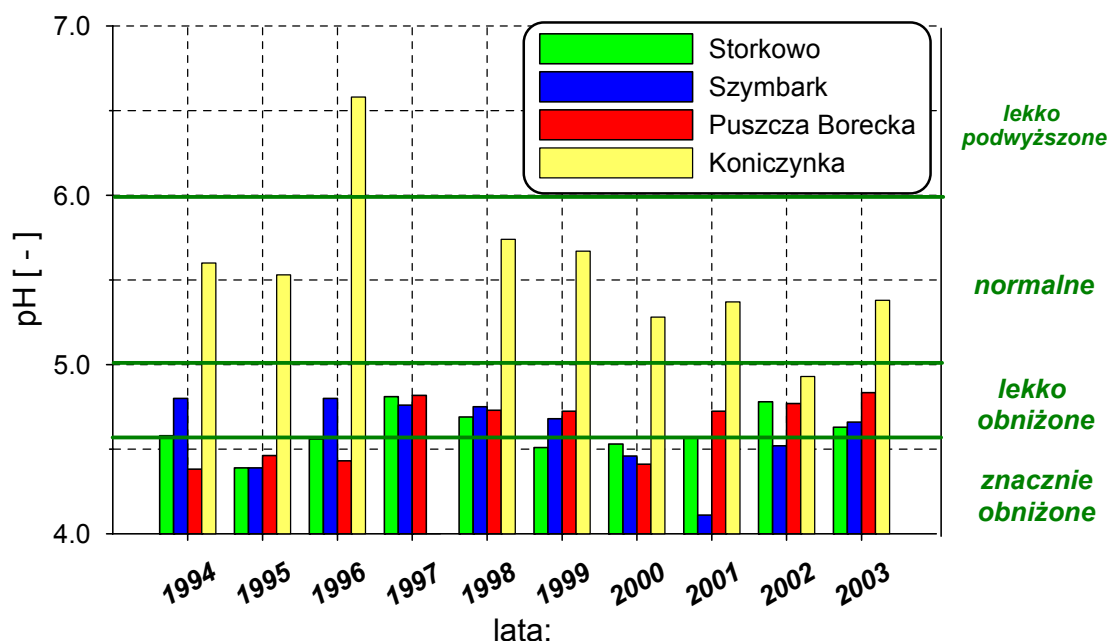
Rok hydrologiczny 2003 wyróżnił się bardzo niskimi sumami opadów atmosferycznych. Był to okres o kontrastowo różnych warunkach opadowych a także w mniejszym stopniu termicznych w stosunku do roku 2002, który należy zaliczyć do lat bardzo wilgotnych. Fakt ten miał decydujące znaczenie przede wszystkim dla wielkości depozycji substancji rozpuszczonych z opadem atmosferycznym.



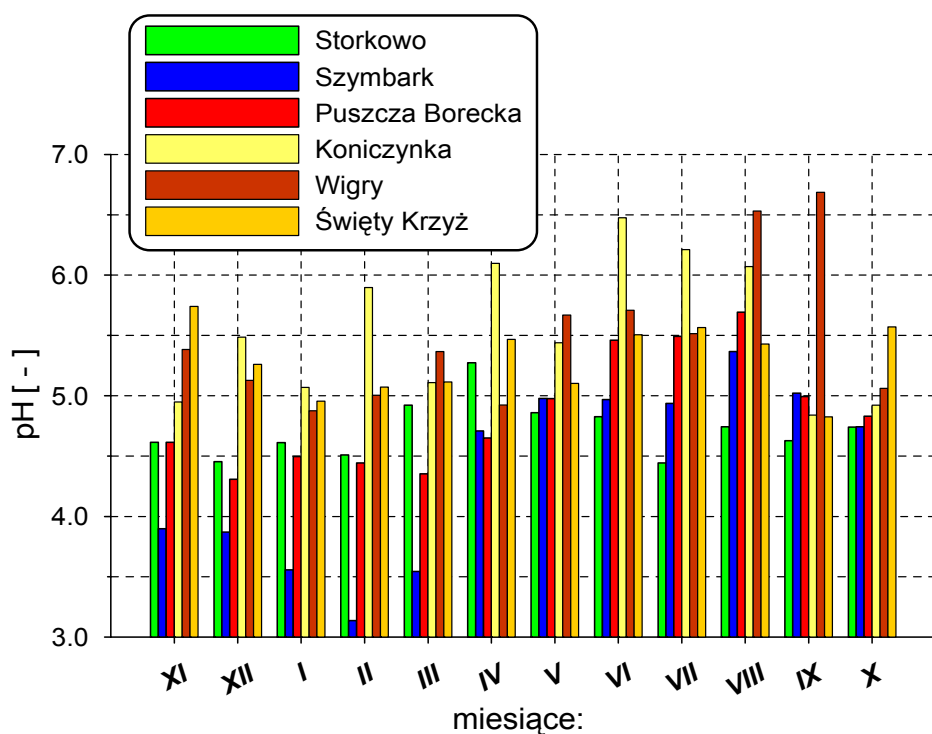
Ryc. 5. Klasyfikacja pH i przewodności elektrolitycznej na Stacjach Bazowych w roku hydrologicznym 2003

Analiza wartości średnich ważonych rocznych pH opadów atmosferycznych na stacjach w roku 2003 wskazuje, że wartości są zbliżone do roku ubiegłego i kształtowały się od 4,63 (pH lekko obniżone) w zlewni górnej Parsęty do 5,38 (pH normalne) w Koniczynie (ryc. 5, 6). W strukturze pH dominowały opady z klasy normalnych wartości (Puszcza Borecka), lekko obniżonych (Storkowo, Święty Krzyż) oraz znacznie obniżonych (Szymbark, Puszcza Borecka) i lekko podwyższonych (Wigry, Koniczynka). Zróżnicowanie czasowe wartości pH w roku hydrologicznym 2003 potwierdza wzrost dysproporcji pomiędzy półroczem zimnym i ciepłym w stosunku do wartości notowanych w latach 90 (ryc. 7). Dysproporcja ta jest szczególnie widoczna w przypadku stacji: Puszcza Borecka, Koniczynka, Szymbark. W przypadku tej ostatniej stacji w roku hydrologicznym 2003

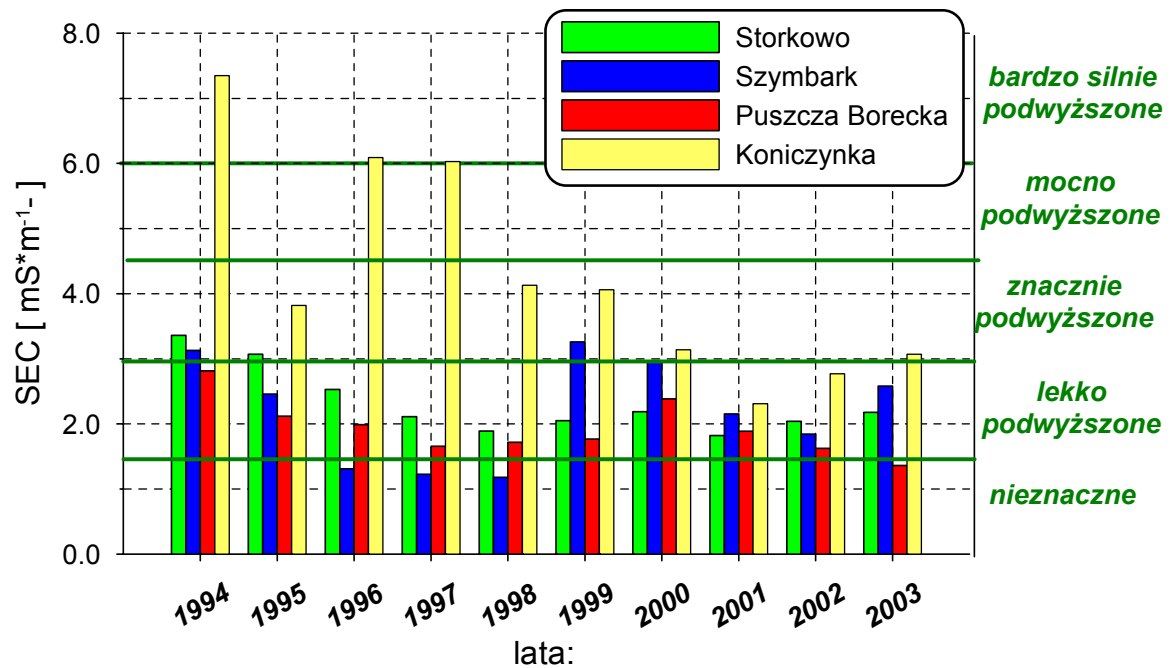
zanotowano bardzo niską wartość miesięczną pH (3,16) dla lutego, w którym również obserwowano najwyższe w skali całego roku stężenie dwutlenku siarki (metoda pasywna) oraz siarczanów w opadzie atmosferycznym. Uzyskane wyniki odczynu opadu wskazują, że półrocze zimowe dla tej stacji charakteryzowało się bardzo obniżonym poziomem pH w stosunku do pozostałej części roku hydrologicznego.



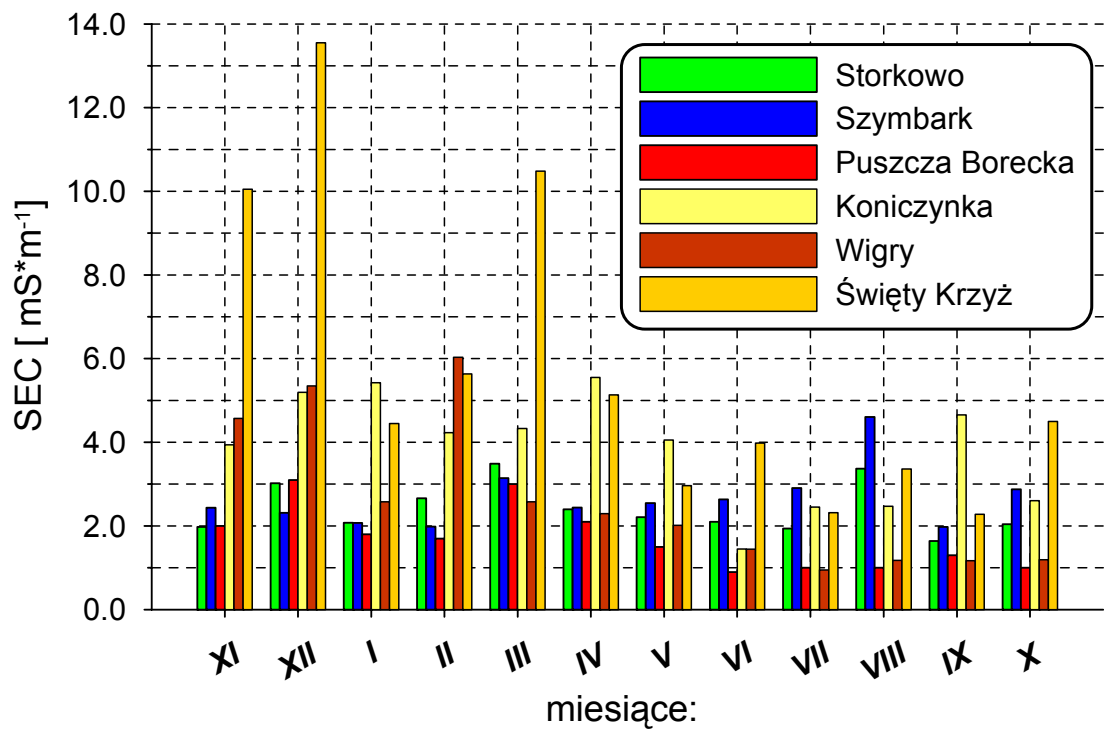
Ryc. 6. Rozkład pH opadów atmosferycznych dla dostępnych lat badań



Ryc. 7. Rozkład miesięczny pH opadów atmosferycznych w roku hydrologicznym 2003



Ryc. 8. Rozkład SEC opadów atmosferycznych dla dostępnych lat badań



Ryc. 9. Rozkład miesięczny SEC opadów atmosferycznych w roku hydrologicznym 2003

Wielkości średnie roczne ważone przewodności elektrolitycznej w roku hydrologicznym 2003 w przypadku większości stacji pozwalają zaklasyfikować opady do klasy wartości lekko podwyższonej. Wyjątek stanowią opady na stacji Święty Krzyż (klasa znacznie podwyższona) oraz w Puszczy Boreckiej (klasa nieznacznie). Uzyskana wartość konduktancji dla tej stacji w roku hydrologicznym 2003 ($1,36 \text{ mS} \cdot \text{m}^{-1}$) jest najniższą średnią roczną w historii pomiarów opadów na stacji (Śniezek i in. 2004). Również analiza struktury opadów pod kątem konduktancji potwierdza dominację opadów z klasy nieznacznej przewodności (54% próbek) oraz lekko podwyższonej (31%). Klasa opadów o znacznej podwyższonej stanowiła w Puszczy Boreckiej 14% przypadków (próby dobowe). Generalnie w roku hydrologicznym 2003 uzyskane wartości przewodności elektrolitycznej dla Stacji Bazowych są większe niż roku ubiegłym (poza stacją Puszcza Borecka). Niewątpliwie jest to efekt deficytu opadowego i związanego z tym procesu zatężenia, natomiast z drugiej strony widoczny stały wzrost SEC obserwowany w ostatnich latach w przypadku stacji: Koniczynka, Szymbark, Storkowo wskazywałby również na inne przyczyny, niż tylko występujące w danym roku odmienne warunki opadowe.

W skali roku zaznacza się wyraźnie na wszystkich stacjach wzrost konduktancji opadów w półroczu zimowym w stosunku do okresu ciepłego roku (ryc. 9).

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

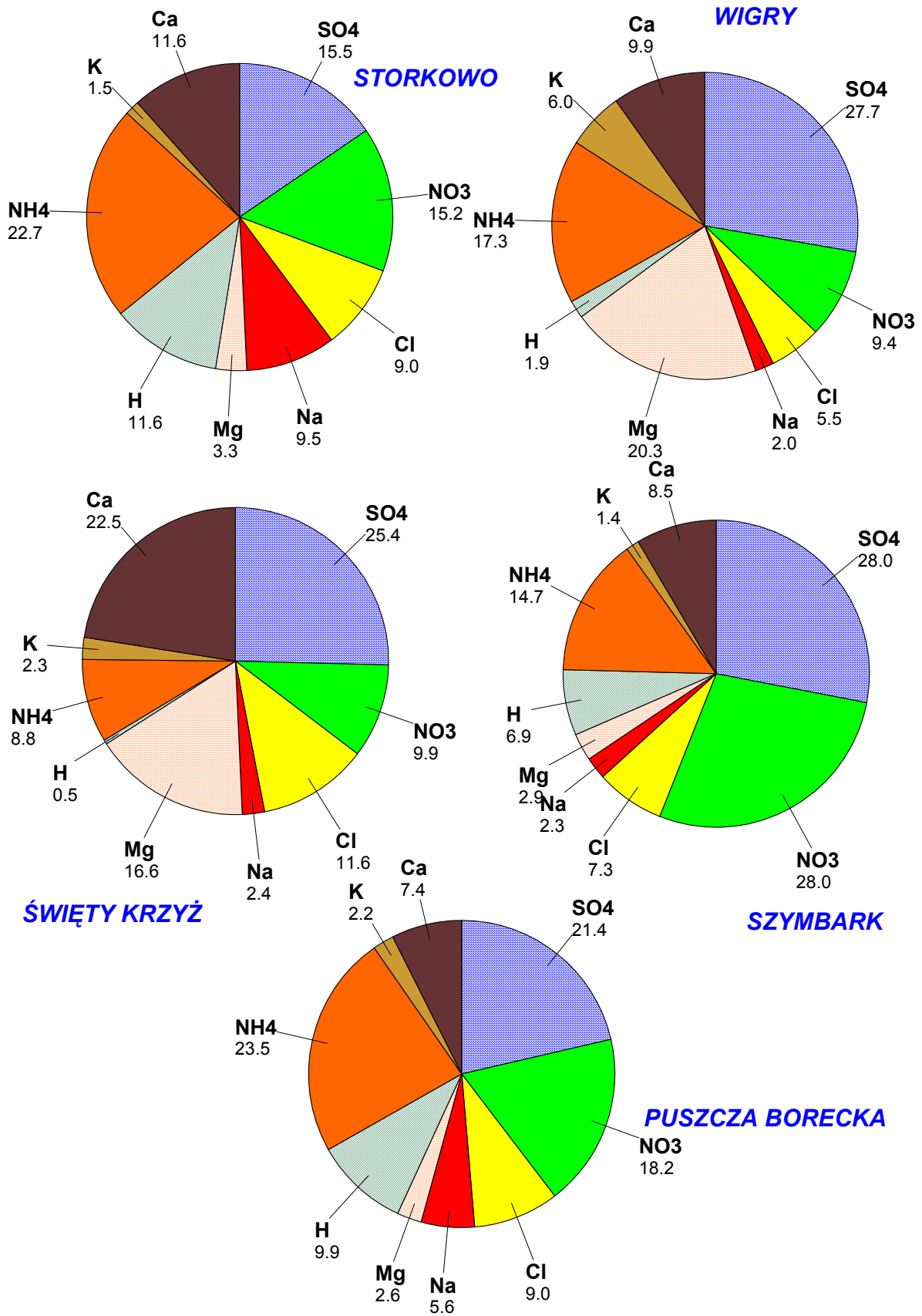
parametr 2002	STACJA BAZOWA				
	Storkowo	Wigry	Święty Krzyż	Szymbark	Puszcza Borecka
Cl^-	0,82	0,96	3,15	3,05	0,55
NO_3^-	1,64	1,82	6,46	4,47	1,86
SO_4^{2-}	1,26	2,97	7,30	7,79	1,72
NH_4^+	0,69	1,24	1,43	0,98	0,67
parametr 2003	Storkowo	Wigry	Święty Krzyż	Szymbark	Puszcza Borecka
Cl^-	0,61	0,45	4,17	0,77	0,45
NO_3^-	1,90	1,42	6,60	5,49	1,68
SO_4^{2-}	1,50	3,24	13,09	4,25	1,53
NH_4^+	0,82	0,76	1,70	0,84	0,63



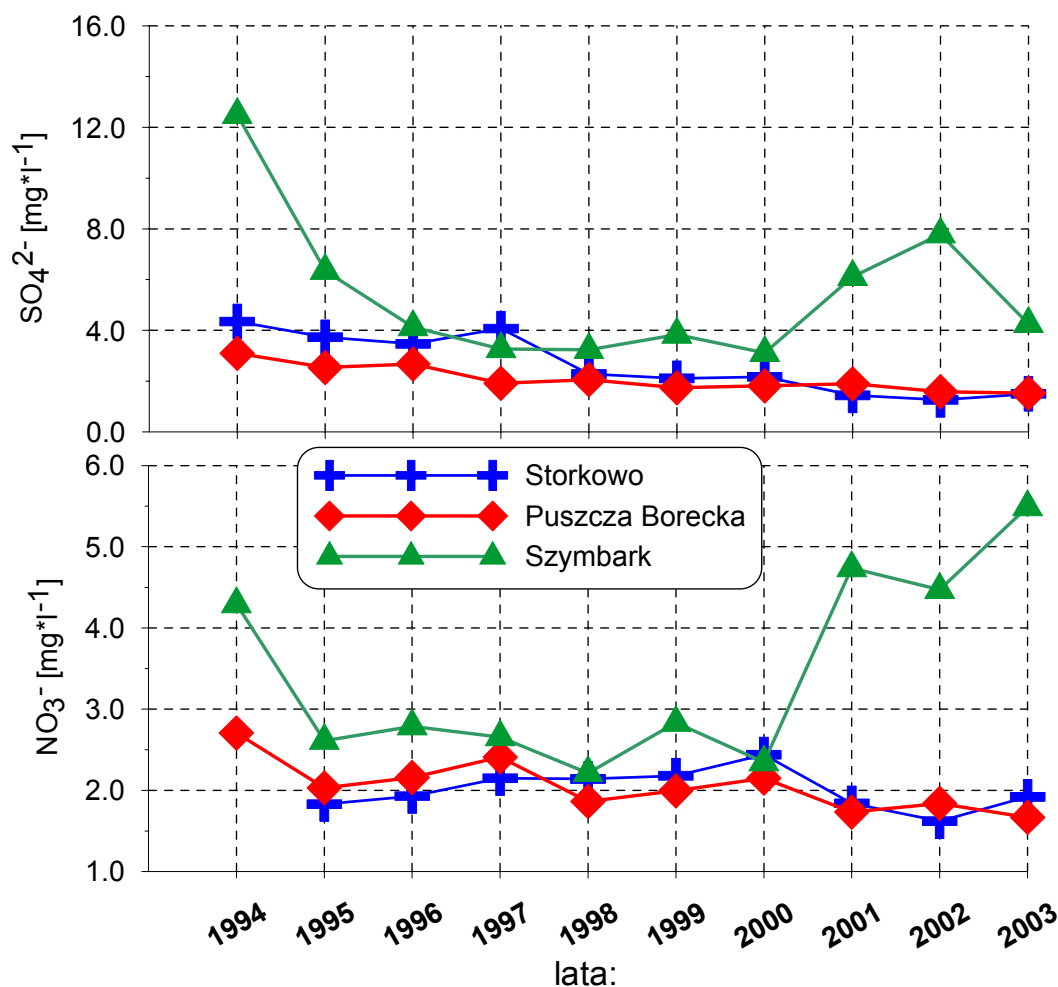
Nieznaczna
Lekko podwyższona
Podwyższona



Mocno podwyższona
Bardzo podwyższona

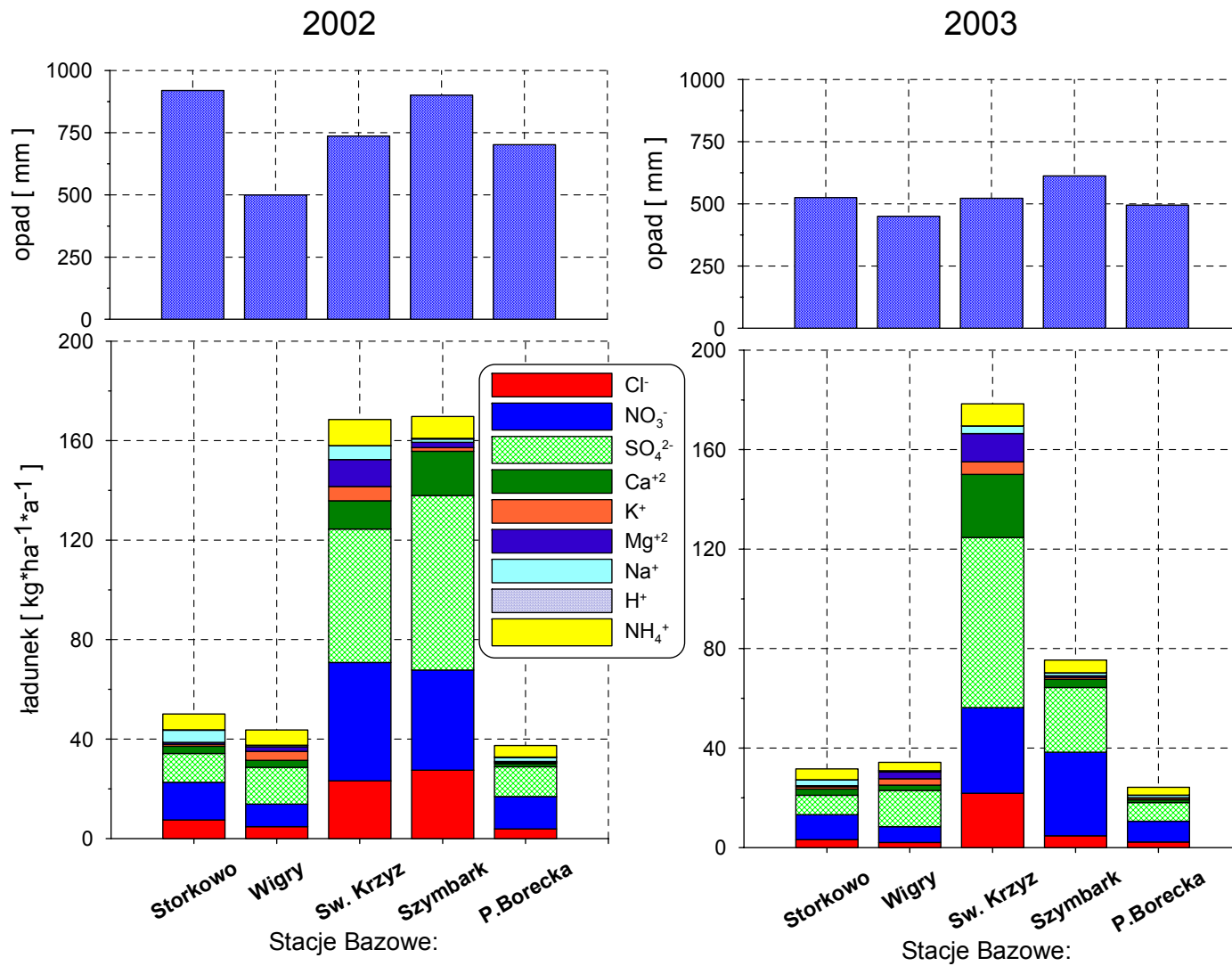


Ryc. 10. Udział procentowy jonów w składzie chemicznym opadów atmosferycznych w roku hydrologicznym 2003



Ryc. 11. Rozkład stężeń NO_3^- i SO_4^{2-} w opadzie atmosferycznym dla dostępnych lat badań

Analiza składu chemicznego opadów atmosferycznych na wszystkich Stacjach Bazowych w roku 2003 wskazują na dominację siarczanów i azotanów w grupie anionów. Wśród kationów dominują przede wszystkim jony amonowe (Szymbark, Storkowo, Puszcza Borecka), magnezowe (Wigry) oraz wapniowe (Święty Krzyż). Poza stacjami: Święty Krzyż, Wigry, wśród grupy trzech najważniejszych kationów występują jony wodorowe (ryc. 10). Porównując uzyskane wyniki na Stacjach Bazowych z klasyfikacją Jansena i in (1998) dla głównych anionów (SO_4^{2-} , NO_3^- , Cl^-) oraz kationu NH_4^+ w przypadku stacji Puszcza Borecka, Storkowo oraz Wigry pozwalają zaklasyfikować one poziom stężeń wymienionych jonów jako nieznaczny (tab. 2). Wśród wymienionych jonów największe stężenia odnotowano w przypadku siarczanów na Święty Krzyż (stężenie bardzo podwyższone), oraz w Szymbarku (stężenie podwyższone) W przypadku azotanów: stężenie mocno podwyższone odnotowano na Świętym Krzyżu, natomiast podwyższone w Szymbarku.



Ryc. 10. Zestawienie wielkości depozycji z opadem atmosferycznym w latach: 2002 i 2003 na tle sum opadów

Analiza jonów, które decydują o poziomie kwasowości opadów atmosferycznych wskazuje na stabilność stężeń zarówno azotanów i siarczanów w okresie ostatnich lat (Storkowo, Puszcza Borecka) (ryc. 11). Niewątpliwie niepokojący jest wzrost stężeń azotanów w Szymbarku – w roku 2003 odnotowane stężenie było większe niż obserwowane w roku ubiegłym. Zaznacza się również wzrost stężeń jonów odpowiedzialnych za zakwaszenie wód opadowych na Świętym Krzyżu, w tym przede wszystkim siarczanów.

Istotnym czynnikiem dla funkcjonowania ekosystemu jest wielkość rocznej depozycji atmosferycznej i jej struktura. Ubiegły rok hydrologiczny na niektórych stacjach pod względem sumy opadów był rekordowy. Tegoroczne sumy w większości przypadków były jednymi z najniższych w okresie prowadzenia badań. Deficyt opadów atmosferycznych oraz niewielka ich mineralizacja w efekcie ograniczyły wielkość depozycji (ryc. 12). W porównaniu do roku 2002, który charakteryzował się ponadprzeciętnymi sumami opadów, w roku bieżącym prawie na wszystkich stacjach zanotowano zdecydowanie mniejszy ładunek substancji rozpuszczonych wniesionych z opadem atmosferycznym do podłoża. Wyjątek stanowi stacja na Świętym Krzyżu, gdzie pomimo mniejszej w tym roku sumy opadów wielkość depozycji atmosferycznej przewyższa wartość ubiegłoroczną. W tym przypadku szczególnie niekorzystny jest wzrost depozycji siarczanów, które z drugiej strony są neutralizowane przez zwiększony dopływ jonów wapniowych, w rezultacie nie odnotowano znaczącego spadku pH opadów atmosferycznych na Świętym Krzyżu.

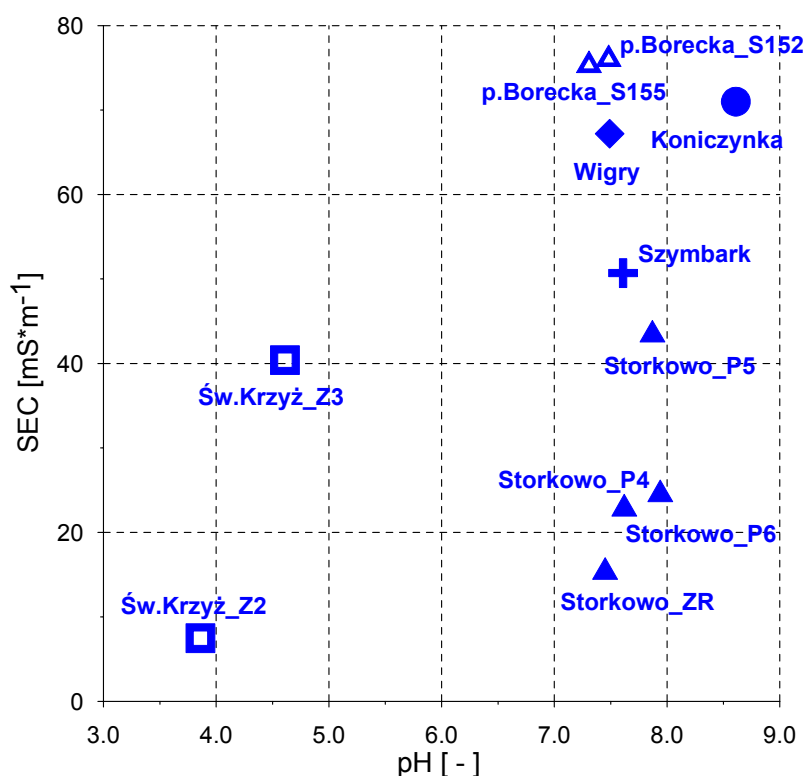
Zasadnicze znaczenie dla wielkości depozycji atmosferycznej w roku hydrologicznym 2003 miały warunki opadowe, które były najważniejszym czynnikiem limitującym, przy porównywalnej do ubiegłorocznej mineralizacji wód opadowych. Znaczna frekwencja okresów bezdeszczowych determinowała rozkład mineralizacji wód opadowych w skali całego roku. Stąd widoczny wzrost mineralizacji w półroczu zimowym, w którym obok zwiększonej koncentracji zanieczyszczeń w powietrzu, wpływ na poziom stężeń jonów miały również częste i długie okresy bezdeszczowe.

WODY PODZIEMNE

Wody podziemne stanowią nie tylko formę retencji wody w zlewni, ale równocześnie uczestniczą w procesach przemieszczania rozpuszczonej materii w zlewni.

W ramach ZMŚP na Stacjach Bazowych prowadzone są obserwacje stanów oraz badany jest skład chemiczny wód podziemnych. Stały monitoring tego komponentu środowiska przyrodniczego jest konieczny gdyż wody te stanowią jedną z dróg ucieczki materii poza ekosystem, a płytko zalegając mogą również zasilać roślinność w składniki biogenne.

W roku hydrologicznym 2003 na wszystkich stacjach prowadzono badania wód podziemnych w oparciu o: źródła (Święty Krzyż, Storkowo, Szymbark), pojedyncze punkty poboru - studnie kopane, piezometr (Puszcza Borecka, Wigry), sieć piezometrów (Storkowo, Pożary). Należy zaznaczyć, że prezentowane wyniki badań dotyczą różnych poziomów wodonośnych monitorowanych przez poszczególne Stacje Bazowe. Szczegółowa dokumentacja techniczna punktów poboru oraz warunki hydrogeologiczne badanych poziomów wodonośnych zawarte są w raportach Stacji Bazowych.



Ryc.1. Rozkład średnich rocznych wartości pH i przewodności elektrolitycznej wód podziemnych w roku hydrologicznym 2003

Skład chemiczny wód podziemnych jest efektem oddziaływania opadów atmosferycznych, litologii, warunków i czasu krążenia, sytuacji morfologicznej oraz struktury użytkowania terenu. Cechy składu chemicznego wód podziemnych badanych w ramach ZMŚP są względnie stałe, a widoczne zróżnicowanie pomiędzy stacjami jest efektem budowy geologicznej podłoża, z którym mają kontakt wody podziemne.

Tabela 1 Typ hydrochemiczny wybranych stanowisk na podstawie klasyfikacji Altowskiego i Szwieca

Stacja Bazowa (stanowisko)	Typ hydrochemiczny
Szymbark	$\frac{HCO_3^{77} SO_4^{11} Cl^6}{Ca^{74} Mg^{18} Na^7}$
Wigry	$\frac{HCO_3^{65} SO_4^{26} Cl^7}{Ca^{71} Mg^{20} Na^8}$
Puszcza Borecka S152	$\frac{HCO_3^{86} SO_4^9 Cl^5}{Ca^{74} Mg^{19} Na^4}$
Puszcza Borecka S155	$\frac{HCO_3^{80} SO_4^{13} Cl^7}{Ca^{72} Mg^{21} Na^6}$
Storkowo P6	$\frac{HCO_3^{62} SO_4^{19} NO_3^{13}}{Ca^{82} Na^8 Mg^7}$
Storkowo P5	$\frac{HCO_3^{59} SO_4^{22} NO_3^{14}}{Ca^{81} Mg^8 Na^8}$
Storkowo ZR	$\frac{HCO_3^{79} SO_4^{13} Cl^5}{Ca^{84} Mg^8 Na^6}$
Święty Krzyż (Z2)	$\frac{SO_4^{72} Cl^{14} NO_3^{14}}{Ca^{41} Mg^{18} Al^{18}}$
Koniczynka	$\frac{HCO_3^{94} Cl^6 SO_4^1}{Ca^{57} Mg^{26} Na^{14}}$

Podstawowe parametry fizykochemiczne – pH oraz przewodnictwo elektryczne wskazują, że badane wody podziemne należą do wód obojętnych i alkalicznych, wysokozmineralizowanych (ryc. 1). Wyjątek w tym względzie stanowią wody źródeł Z2 i Z3 na Świętym Krzyżu.

Uzyskane wartości pH i SEC w przypadku tych źródeł wskazują na przemysłowy typ gospodarki wodnej oraz wpływ kwaśnych wód opadowych. W roku hydrologicznym 2003 pH wód źródła Z2 – położonego w wierzchwinowej partii stoku wyniosło 3,86, natomiast dla wód podziemnych wypływających u podnóża stoku (Z3) 4,61. Wskazuje to na okresowo zmienne wzbogacanie tych wód w wymywane z gleb w części stokowej zlewni zasadowe lub kwasowe składniki w porównaniu z wodami wierzchwinowej części zlewni. W roku hydrologicznym 2003 najniższe pH w źródłach notowano w okresie wiosennym – pH 3,69 w przypadku źródła Z2 i pH 4,46 dla źródła Z3. Przewodnictwo elektryczne wód badanych źródeł jest mało zróżnicowane a bezpośredni wpływ na jego wielkość mają stężenia chlorków i siarczanów. Na podstawie klasyfikacji Altowskiego i i Szwieca wody źródła Z2 zaklasyfikowano jako typ siarczanowo-wapniowo-chlorkowo-magnezowy, natomiast źródło Z3 do typu chlorkowo-wapniowego (Jóźwiak i in. 2004). Według klasyfikacji zwykłych wód podziemnych dla potrzeb monitoringu ze względu na pH wody badane źródła zaliczono do klasy III – wody o niskiej jakości.

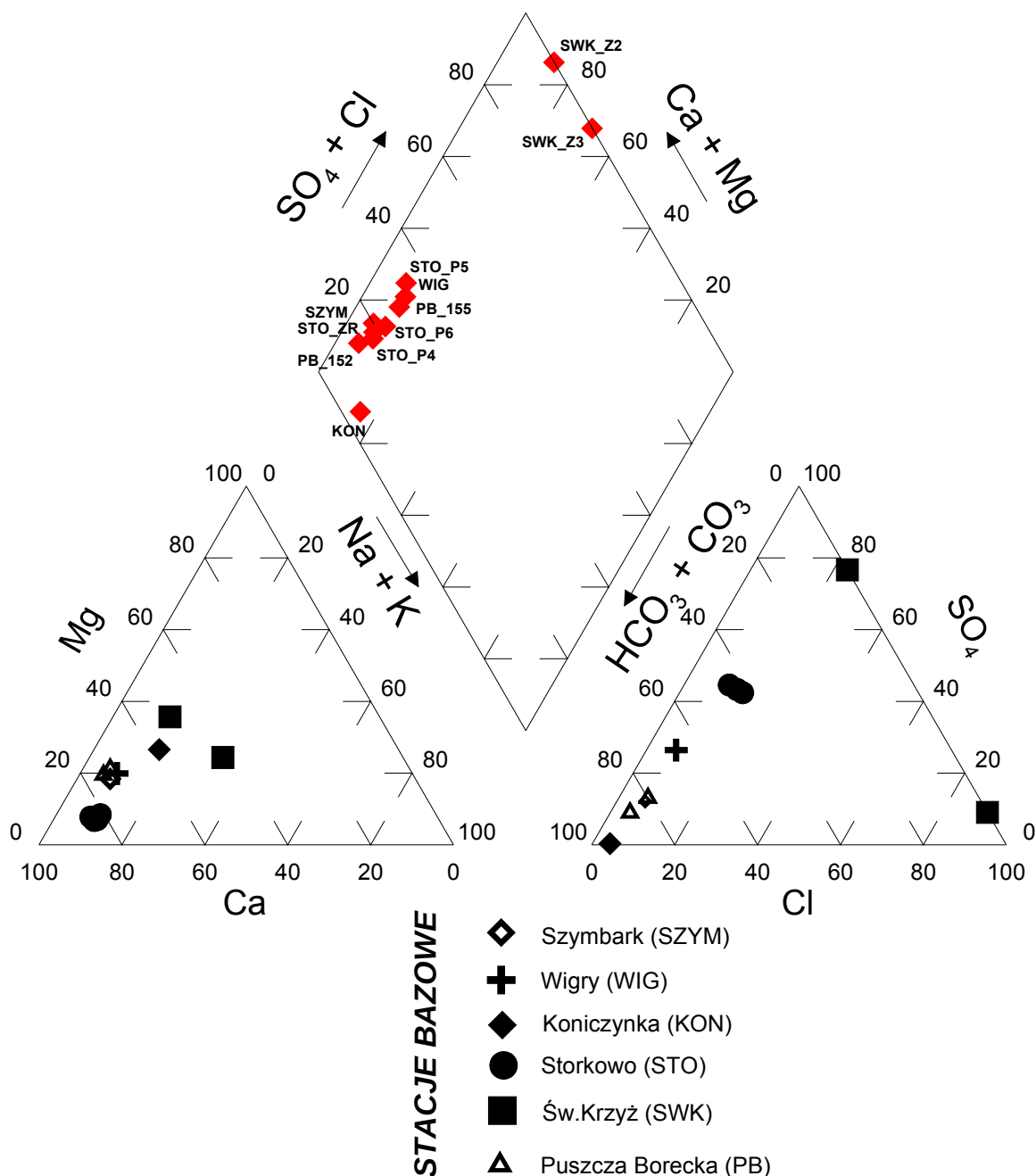
Wody podziemne monitorowane w Sobolewie (Stacja Bazowa Wigry) reprezentują typ wapniowo-wodorowęglanowo-siarczanowy. Wskaźnikami ograniczającymi wykorzystanie wód podziemnych dla celów bytowych są stężenia manganu, którego średnia wartość w roku hydrologicznym 2003 przekroczyła dopuszczalny próg równy $0,05 \text{ mg Mn/dm}^3$ i żelaza, którego zawartość była wyższa niż $0,2 \text{ mg Fe/dm}^3$.

Wody ze źródła „Wiatrówka” na stacji Szymbark zostały zaliczone do typu wód prostych wapniowo-wodorowęglanowych. Wody te wg klasyfikacji dla potrzeb monitoringu zaliczono do klasy Ia (najwyższej jakości), z wyjątkiem przewodności elektrolitycznej, oraz stężeń: wodorowęglanów, wapnia, azotynów, azotanów, których wartości mieściły się w klasie Ib (wysokiej jakości).

Wody podziemne występujące w zlewni jeziora Łękuk są typowymi wodami wodorowęglanowo-wapniowymi-magnezowymi. Wielkość stężeń poszczególnych składników charakteryzuje duża stabilność, mimo stosunkowo płytkiego występowania poziomu wodonośnego. W 2003 roku wskaźniki fizykochemiczne w wodach podziemnych, pomimo występowania sezonowych i rocznych zmian, nie odbiegały znacząco od przeciętnych z ostatnich lat. Jednakże obserwuje się pewną tendencją wzrostu fosforu fosforanowego i żelaza (Śnieżek i in. 2004).

Wody podziemne, monitorowane w zlewni Strugi Toruńskiej reprezentują typ wód wodorowęglanowo-wapniowo-magnezowych. Według klasyfikacji jakości zwykłych wód podziemnych dla potrzeb monitoringu woda należy do II klasy, czyli są to wody średniej jakości.

W zlewni Chwalimskiego Potoku (Stacja Bazowa Storkowo) wszystkie badane wody reprezentują typ prosty, w dwóch przypadkach wodorowęglanowo-siarczanowo-wapniowy (piezometr P5, P6), oraz wodorowęglanowo-wapniowy (piezometr P4, ZR).



Ryc. 2. Klasyfikacja wód podziemnych wg Monitiona wybranych stanowisk w roku hydrologicznym 2003

Najwyższe wartości mineralizacji i stężeń głównych składników są charakterystyczne dla piezometru P5, położonego w środkowej części stoku, następnie dla P6 (wododział) oraz P4 (podnóże stoku), natomiast minimalne dla wysięku w obrębie źródła (ZR) (Szpikowska

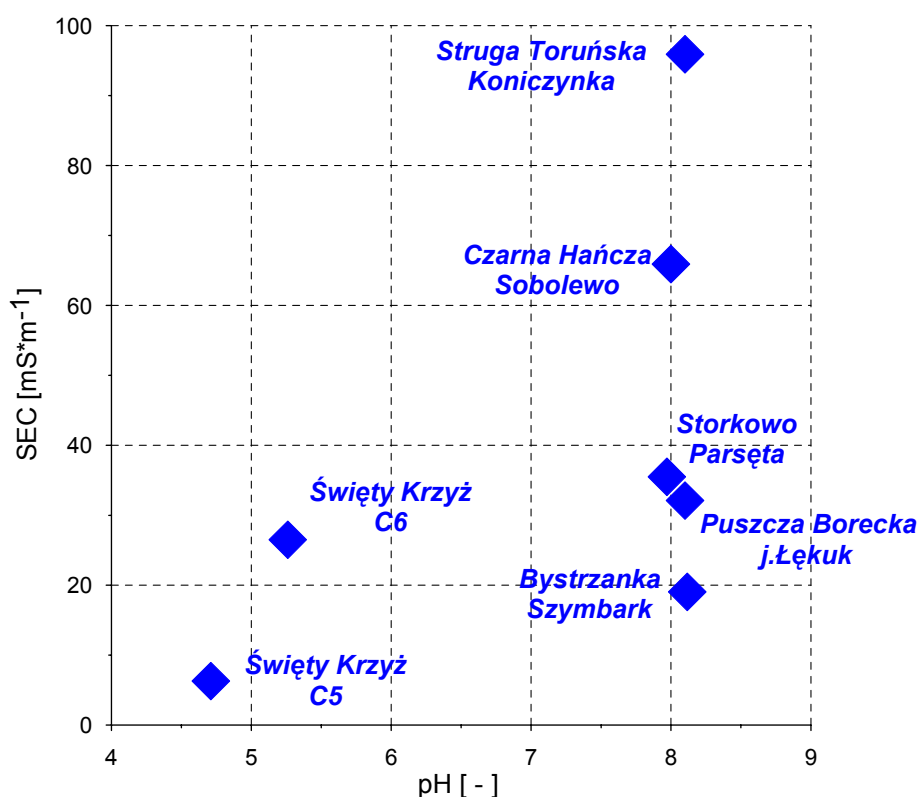
2004). Według klasyfikacji wód podziemnych na podstawie Rozporządzenia Ministra Środowiska (projekt z dnia 10.03.2003), jeśli rozpatrywać średnie roczne wartości parametrów wód, trzy punkty pomiarowe w zlewni Chwalimskiego Potoku (P4, P5, P6) reprezentują wody dobre (klasa II), wysięk w źródle daje wody bardzo dobre (klasa I).

WODY POWIERZCHNIOWE

Jednostką przestrzenną, która umożliwia na całościowe ujęcie obiegu energii i materii jest zlewnia rzeczna (Kostrzewski i in. 1995). Monitoring wód rzecznych prowadzony jest na wszystkich Stacjach Bazowych. Zróżnicowany zakres realizacji tego programu związany jest z między innymi z odmiennym wykształceniem i rozwojem sieci rzecznej w badanych geoekosystemach.

Substancje rozpuszczone w wodzie rzecznej mogą pochodzić z dostawy atmosferycznej, obiegu biologicznego oraz przede wszystkim z procesów wietrzenia chemicznego w glebie i głębszym podłożu. W ostatnich latach coraz większe znaczenie nabiera dostawa związana z działalnością człowieka, szczególnie na obszarach zurbanizowanych i intensywnie wykorzystywanych rolniczo.

Właściwości fizykochemiczne wód rzecznych w porównaniu ze składem chemicznym opadów atmosferycznych i wód podziemnych wskazują, że w zasilaniu koryt rzecznych na obszarach o niewielkiej antroporesji ważne znaczenie mają wody śródglebowe oraz podziemne, o charakterze, których decydują procesy geochemiczne, czas i drogi krążenia wód w zlewni, zasobność podłoża w związki kwaśne i alkaliczne.



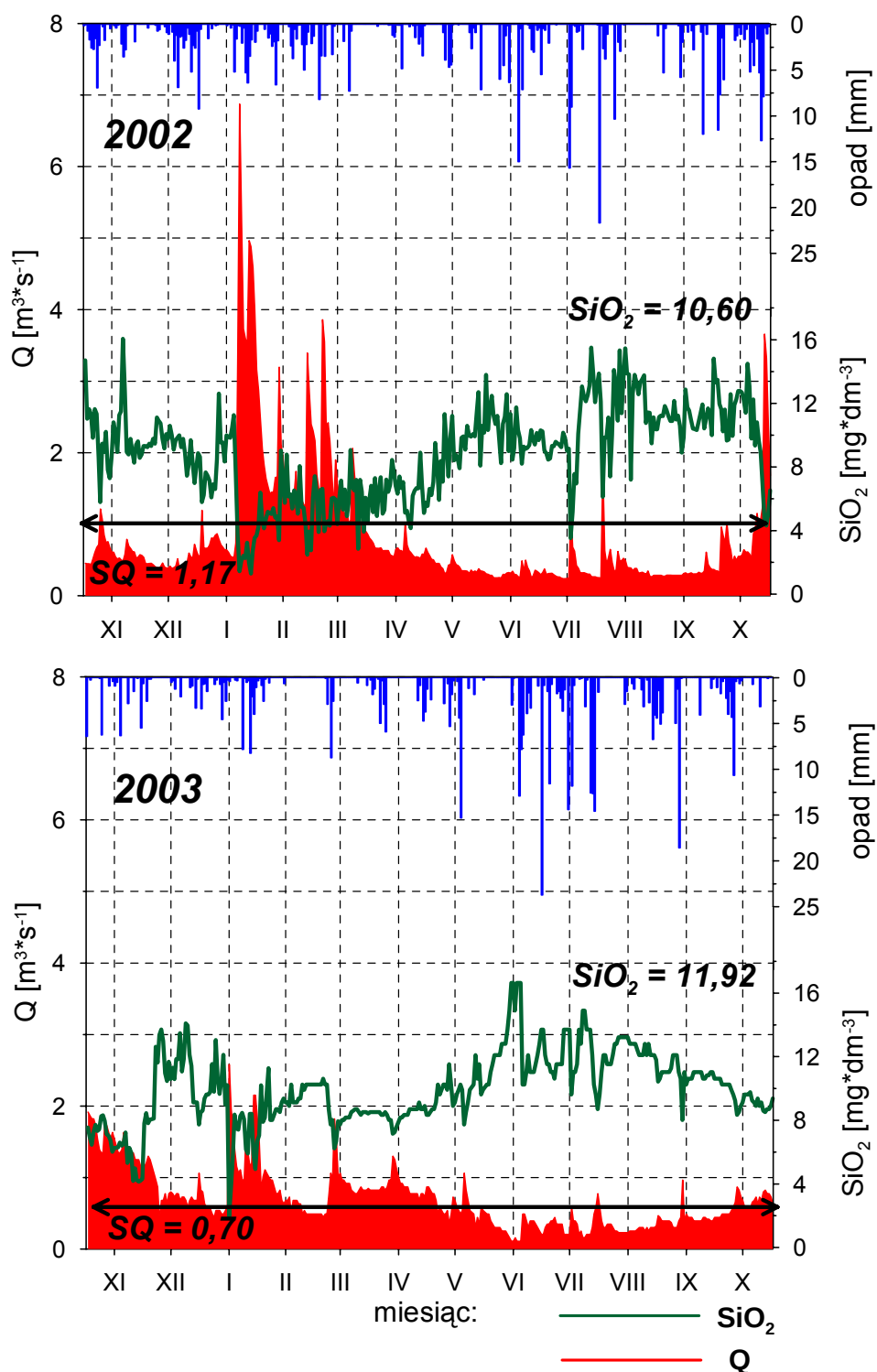
Ryc. 1. Rozkład pH i przewodności elektrolitycznej wód powierzchniowych na Stacjach Bazowych w roku hydrologicznym 2003

Analiza wartości pH oraz konduktancji wód rzecznych (Puszcza Borecka jeziornych) wskazuje, że są to wody wysokozmineralizowane, o odczynie alkalicznym (ryc. 1). Wyjątek stanowią wody śródleśnego potoku na Świętym Krzyżu, w przypadku, których zarówno odczyn jak i przewodność elektrolityczna wskazują na znaczny udział zasilania opadowego oraz niewielkie właściwości buforowe pokrywy glebowej w stosunku do substancji zakwaszających. Widoczny wzrost mineralizacji i pH w profil zamykającym zlewnię I rzędu (Święty Krzyż, C6) jest efektem procesów ługowania substancji rozpuszczonych w profilu glebowym i wzbogacania wód rzecznych na obszarze uprawianym rolniczo.

Pod względem składu jonowego analizowane wody rzeczne (jeziorne) charakteryzują się wysokimi stężeniami jonów wapniowych, wodorowęglanowych oraz siarczanowych, taki skład jest charakterystyczny dla wód powierzchniowych Polski (tab. 1).

Tabela 1 Typ hydrochemiczny wybranych stanowisk na podstawie klasyfikacji Altowskiego i Szwieca

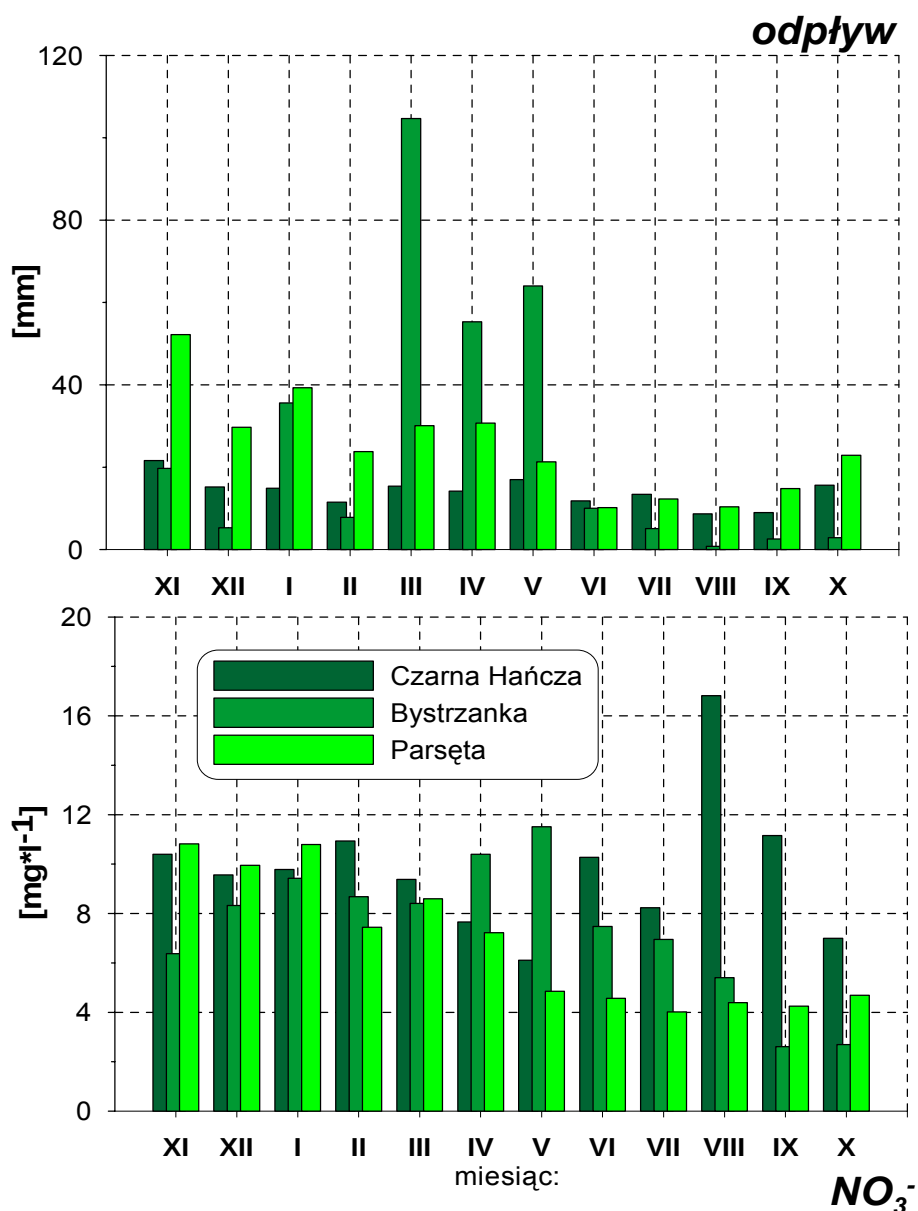
Stacja Bazowa	Typ hydrochemiczny
Szymbark	$\frac{HCO_3^{75} SO_4^{16} Cl^5}{Ca^{67} Mg^{15} Na^{14}}$
Wigry Sobolewo	$\frac{HCO_3^{71} SO_4^{13} Cl^{13}}{Ca^{67} Mg^{16} Na^{13}}$
Puszcza Borecka J. Łękuk	$\frac{HCO_3^{86} SO_4^{10} Cl^4}{Ca^{76} Mg^{19} Na^3}$
Koniczynka	$\frac{HCO_3^{58} SO_4^{23} Cl^{13}}{Ca^{74} Mg^{15} Na^8}$
Storkowo Parsęta	$\frac{HCO_3^{76} SO_4^{16} Cl^5}{Ca^{74} Mg^{18} Na^6}$
Święty Krzyż C6	$\frac{SO_4^{79} Cl^{18} NO_3^3}{Ca^{64} Mg^{19} Na^{15}}$



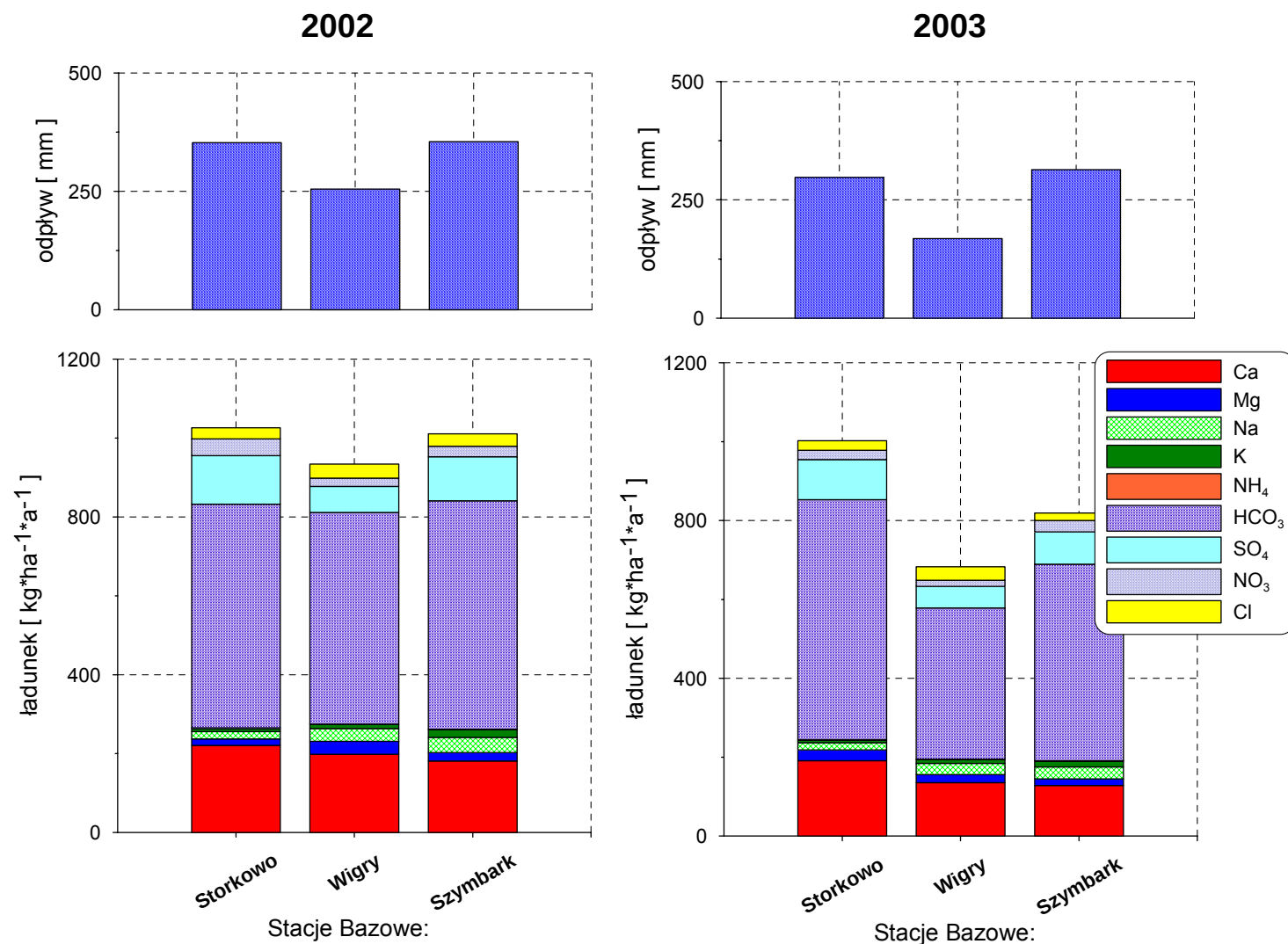
Ryc. 2. Rozkład przepływu, stężeń zjonizowanej krzemionki oraz sum opadów w latach hydrologicznych 2002 i 2003. Zlewnia górnej Parsęty

Przedstawiona charakterystyka hydrometeorologiczna roku 2003 potwierdziła, że okres ten należy zaklasyfikować do lat suchych – bardzo suchych, charakteryzujący się zarówno niewielkimi sumami opadów atmosferycznych oraz współczynnikami odpływu dla badanych zlewni. Deficyt opadów oraz odpływu rzecznoego miał zasadnicze znaczenie dla

funkcjonowania obiegu materii w badanych geosystemach. W roku hydrologicznym 2003 przeważało zasilanie podziemne, co w konsekwencji spowodowało wzrost stężeń zjonizowanej krzemionki, wodorowęglanów, jonów wapnia i magnezu w wodach rzecznych w stosunku do roku ubiegłego (ryc. 2). Zróżnicowanie wysokości opadów i sposobu zasilania cieków w ciągu roku miało również wpływ na rozkład stężeń jonów w wodach rzecznych. W przypadku większości jonów najwyższe stężenia obserwowano podczas niskich stanów wód. W przypadku substancji biogennych obserwowano wzrost stężeń zarówno w czasie występowania niżówek oraz w okresie zimowym, kiedy spada temperatura wody i zanika życie biologiczne.

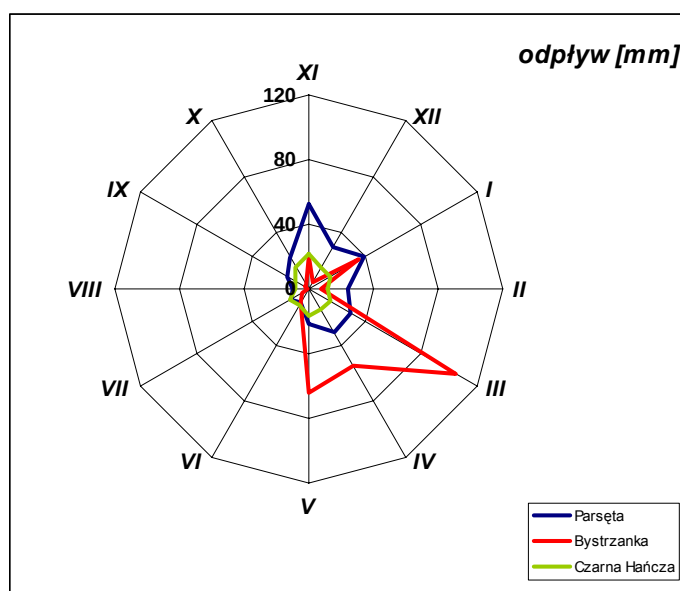
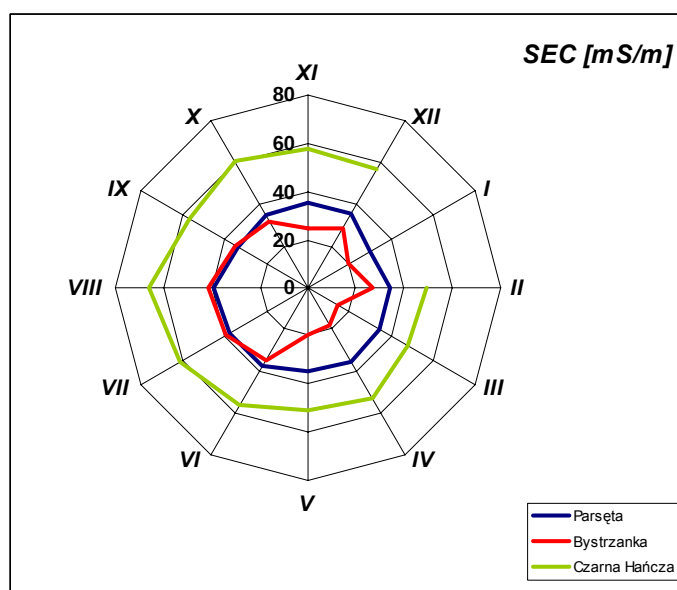
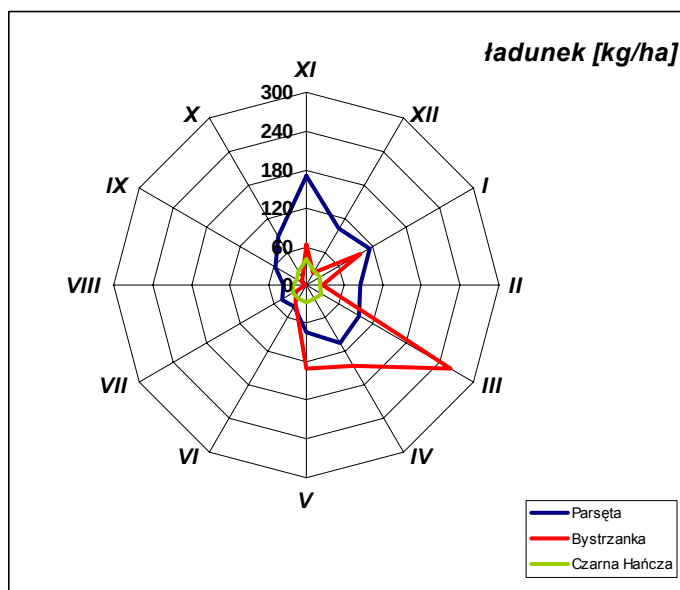


Ryc. 3. Rozkład stężeń azotanów w wodach rzecznych na tle odpływu w roku hydrologicznym 2003



Ryc.4. Porównanie wartości ładunku odprowadzanego z wybranych zlewni Stacji Bazowych na tle odpływu w latach 2002 i 2003

Odptyw w ciekach jest główną drogą eksportu substancji rozpuszczonej i zawieszonej z obszaru zlewni. Ładunek substancji opuszczających zlewnię oblicza się z pomiarów objętości spływu i stężeń roztworów i zawiesin. Wobec tego czynnikiem, który decyduje o wielkości ładunku są stosunki opadowe w analizowanym okresie. Deficyt opadów w roku hydrologicznym a przez to również ograniczenie odpływu z badanych zlewni miał decydujące znaczenie dla wartości ładunku substancji odprowadzanych systemem korytowym zlewni reprezentatywnych (ryc. 4).



Ryc. 5. Miesięczne sumy spływu jonowego, odpływu oraz rozkład przewodności elektrolitycznej w wybranych zlewniach rzecznych w roku hydrologicznym 2003

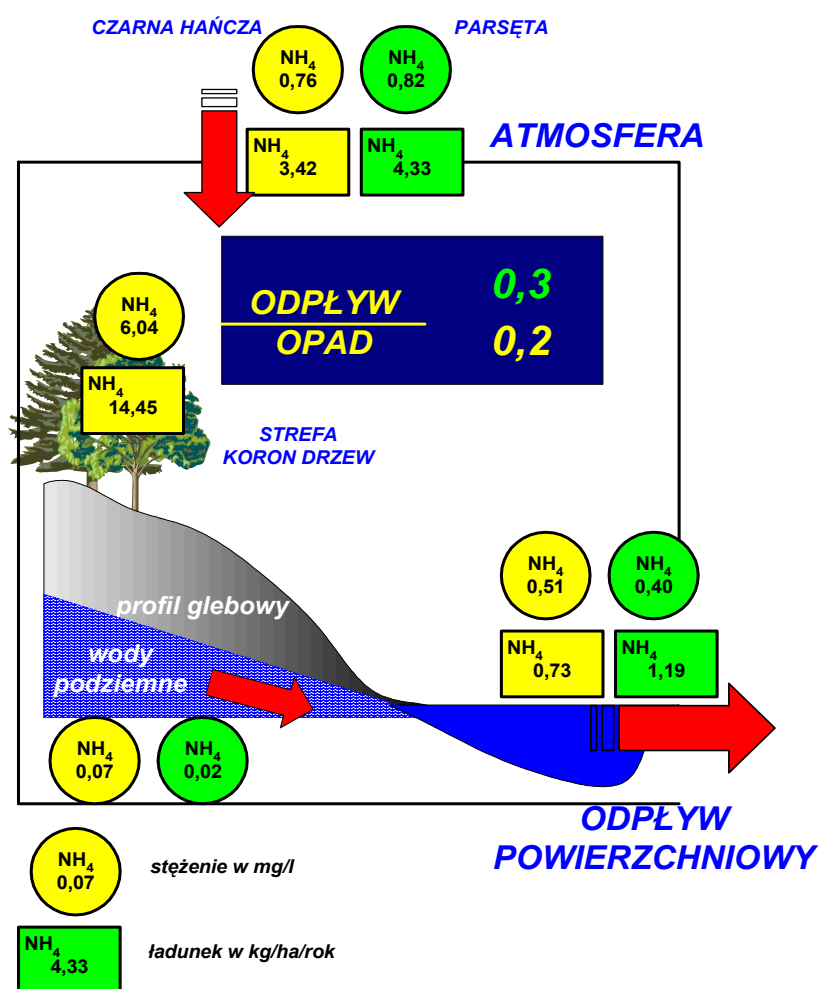
W przypadku badanych zlewni wartość ładunku w roku hydrologicznym 2003 był zdecydowanie mniejszy niż w roku ubiegłym, charakteryzującym się ponad przeciętnymi sumami opadów atmosferycznych. Zmianie uległ również udział poszczególnych jonów w strukturze ładunku odprowadzanego ze zlewni. Zwiększyła się rola tych substancji rozpuszczonych, których źródłem jest zasilanie podziemne.

Generalnie w odprowadzanym ładunku dominują jony wodorowęglanowe. W przypadku Bystrzanki, Czarny Hańczy oraz Parsęty jony te stanowią od 34 do 40% odprowadzanego ładunku w postaci rozpuszczonej w roku 2003. W grupie kationów przeważają jony wapnia i magnezu, stanowią one od 37 do 46% ładunku substancji rozpuszczonej. Ogólnie w roku 2003 w stosunku do okresu ubiegłorocznego w przypadku trzech wymienionych zlewni rzecznych udział w ładunku wodorowęglanów oraz jonów wapnia i magnezu był zbliżony lub osiągnął wartości wyższe, zmalał natomiast udział siarczanów, chlorków.

Intensywność transportu fluwialnego jest zróżnicowana w ciągu roku hydrologicznego. Czynnikiem, który decyduje o dynamice transportu jest rozkład i typ opadów atmosferycznych, gdyż one determinują wielkość odpływu wody ze zlewni (Kostrzewski, Mazurek, Zwoliński 1994). Rozkład ładunku substancji rozpuszczonych w cyklu roku hydrologicznego nawiązuje przede wszystkim do wielkości odpływu w analizowanych ciekach (ryc. 5). Jest natomiast w niewielkim stopniu skorelowany z rozkładem mineralizacji wyrażonej przez wartości przewodności elektrolitycznej. Największą mineralizację wód rzecznych obserwowano w półroczu letnim, gdy dominowało zasilanie podziemne, przy niewielkim udziale zasilania opadowego i wysokie wartościach ewapotranspiracji. W roku hydrologicznym 2003 uzyskany rozkład odprowadzanego materiału w formie jonowej z systemu zlewni rzecznej potwierdza dominację półrocza zimowego w skali roku. Tendencja ta jest widoczna w przypadku wszystkich analizowanych zlewni rzecznych (ryc. 5), a widoczne różnice w rozkładzie czasowym nawiązują do zróżnicowania sum opadów atmosferycznych.

OBIEG MATERII W ZLEWNI RZECZNEJ – UJĘCIE BILANSOWE

Zestawienie wartości depozycji atmosferycznej, traktowanej jako wejście do systemu zlewni oraz ładunku odprowadzanego poprzez odpływ korytowy pozwala wyróżnić grupy pierwiastków, w przypadku, których czynnikiem delimitacyjnym są odmienny charakter krążenia. We wszystkich badanych zlewniach (Czarna Hańcza, Parsęta, Bystrzanka) bilansem domkniętym charakteryzuje się amonowa forma azotu. W przypadku tego pierwiastka czynnikami, które determinują tempo przepływu przez geoeosystem są procesy biogeochemiczne zachodzące w glebie. Do procesów tych należy zaliczyć utlenienie do formy azotanowej, pobieranie przez rośliny oraz zatrzymywanie w kompleksie sorpcyjnym gleby. Uzyskane wartości ładunku w odpływie korytowym jednoznacznie wskazuje, że azot amonowy ulega retencji w monitorowanych zlewniach rzecznych.



Ryc. 1. Przepływ jonów amonowych w zlewni Czarnej Hańczy (Wigry) i Parsęty (Storkowo) w roku hydrologicznym 2003. Wartości 0,3 i 0,2 oznaczają stosunek ładunku w odpływie powierzchniowym do depozycji atmosferycznej odpowiednio dla zlewni Parsęty (kolor zielony) i Czarnej Hańczy (kolor żółty)

53

Tabela 1. Wielkość depozycji atmosferycznej, ładunku odprowadzanego ze zlewni reprezentatywnej w roku hydrologicznym 2003

szkoleniowy w kierunku hydrogeologii 2000

Stacja Bazowa	opad- odpływ	SO ₄	NO ₃	NH ₄	Ca	Mg	Na	K
	mm	kg*ha ⁻¹ *rok ⁻¹						
depozycja atmosferyczna								
Storkowo	524,9	7,86	9,99	4,33	2,47	0,42	2,31	0,89
Wigry	449,8	14,55	6,37	3,42	2,16	2,70	0,49	2,56
Szymbark	612,4	26,05	33,62	5,13	3,31	0,67	1,04	0,73
odpływ powierzchniowy								
Storkowo	297,67	101,67	23,58	1,19	191,01	27,52	17,86	6,94
Wigry	168,3	54,04	15,89	0,73	135,4	20,4	28,23	10,0
Szymbark	313,8	82,17	28,91	1,77	128,21	16,96	30,24	13,87
stosunek ładunku opad-odpływ								
[-]								
Storkowo	0,6	12,9	2,4	0,3	77,4	65,5	7,7	7,8
Wigry	0,4	3,7	2,5	0,2	62,7	7,6	57,1	3,9
Szymbark	0,5	3,2	0,9	0,3	38,8	25,2	29,0	18,9

Objaśnienia. Storkowo – Parsęta, Szymbark – Bystrzanka, Wigry – Czarna Hańcza (Sobolewo)

Jony azotanowe obecne w odpływie korytowym pochodzą przede wszystkim z źródeł antropogenicznych – wymywanie nawozów sztucznych, depozycja atmosferyczna. Azotany należą do grupy jonów bardzo mobilnych w geoekosystemie w przeciwieństwie do jonów amonowych. Istotne znaczenie dla obecności azotanów w odpływie powierzchniowym ma zasilanie podziemne, którego wody są przeobrażone w wyniku nawożenia (Storkowo) i zanieczyszczenia ściekami bytowymi (Szymbark). Azotany obecne w wodach rzecznych są również efektem naturalnych procesów asymilacji azotu atmosferycznego przez mikroorganizmy. Procesy te, mające ważne znaczenie dla obiegu azotu, są szczególnie intensywne na obszarach podmokłych, porośniętych przez zbiorowiska olsowe. Należy również uwzględnić ważną rolę, jaką pełnią strefy kontaktu wód powierzchniowych i podziemnych (strefa hyporeiczna) w usuwaniu azotu azotanowego z obiegu (Michalska 2001). W strefie tej warunki biogeochemiczne umożliwiają zarówno nitrifikację jonów amonowych do azotanów oraz denitryfikację tych ostatnich, w obecności zredukowanych form żelaza i manganu (Puchalski 1999, Michalska 2001). Efektywnym filtrem dla azotanów w wodzie płynącej mogą być rośliny typowe dla zbiorowisk wodnych, które sprzyjają retencji tej formy azotu w zlewni. Siarczany ze względu na słabą sorpcję w glebie należą do anionów łatwo migrujących w geoekosystemie, ich obecność w odpływie korytowym jest związana

zarówno z depozycją atmosferyczną oraz procesami utlenienia materii organicznej w glebie, ale nie można także wykluczyć dostawy ze ścieków komunalnych. Zwiększony dopływ siarczanów do podłoża z depozycją atmosferyczną jest związany procesami wychwytywania aerozoli i pyłów przez rośliny. Proces ten jest szczególnie efektywny na obszarach występowania znacznej emisji zanieczyszczeń powietrza oraz zbiorowisk gatunków iglastych. Zwiększony dopływ atmosferyczny związków azotu i siarki intensyfikuje procesy zakwaszania gleb, zwłaszcza tych o niewielkich właściwościach buforowych.

Intensywnym odprowadzaniem w badanych zlewniach rzecznych charakteryzują się jony wapniowe i magnezowe. Udział depozycji atmosferycznej tych jonów w bilansie biogeochemicznym jest marginalny, większą rolę odgrywać ona może wyłącznie na obszarach występowania emisji zanieczyszczeń pochodzących z przemysłu cementowo-wapienniczego (Stacja Święty Krzyż, Wzgórze Malik). Jony wapnia i wodorowęglany są głównymi składnikami wód podziemnych i rzecznych w monitorowanych zlewniach reprezentatywnych. Świadcząc tym samym o silnym związku hydrochemicznym tych wód. Obecność wysokich stężeń jonów wapnia zarówno w wodach podziemnych i odpływie korytowym na obszarach młodoglacjalnych (zlewnia Czarnej Hańczy, Strugi Toruńskiej, górnej Parsęty) jest efektem procesów ługowania osadów mineralnych i organicznych bogatych w węglan wapnia. W przeciwieństwie do wapnia i magnezu, potas zdecydowanie słabiej migruje w glebie, stąd jego absencja w grupie głównych jonów zarówno w wodach podziemnych i odpływie korytowym. Zmiennymi, które decydują o migracji potasu w geoekosystemie są jego znaczenie w procesach życiowych roślin, intensywne procesy wymywania w strefie koron drzew, zwłaszcza na obszarach występowania kwaśnej depozycji atmosferycznej, oraz silna sorpcja w glebie. Specyficzne wiązanie potasu z minerałami ilastymi typu 2:1 oraz wpływ wilgotności i temperatury na dynamikę tego procesu decydują o tempie ługowania w glebie i obecności potasu w transporcie fluwialnym (Stach 2003). Jony sodu, analogicznie jak w przypadku wapnia należą do grupy silnych migrantów. Sód obecny w spływie jonowym pochodzi z procesów wietrzenia chemicznego w glebie oraz dopływu atmosferycznego. W strefie koron drzew przepływ sodu jest konserwatywny, nie uczestniczy on w reakcjach jonowymiennych, nie jest również wymywany ani pobierany. Ładunek sodu pod koronami drzew uważana jest za wskaźnik oddający natężenie procesów wychwytywania aerozoli i pyłów przez roślinność i dlatego służy w modelach obiegu materii w ekosystemach leśnych do estymacji depozycji suchej.

Zawarte w tym rozdziale wartości ładunku na wejściu i wyjściu przyjętych jednostek przestrzennych są próbą zbilansowania materii w formie rozpuszczonej krążącej w badanych geoekosystemach. W badaniach tego typu konieczne jest uwzględnienie również innych istotnych składowych obiegu pierwiastków. Do zmiennych tych należy zaliczyć wielkość oraz skład chemiczny opadu biologicznego, tempo pobierania pierwiastków przez rośliny oraz

uwalniania ich w procesach wietrzenia chemicznego w glebie. Dostępna ponad dziesięcioletnia seria badawcza pozwala już na tym etapie na wykorzystanie dostępnych modeli bilansowych, które pozwolą na symulacje obiegu materii przy zmiennych scenariuszach zmian klimatu, emisji zanieczyszczeń oraz zmian struktury użytkowania terenu.

PRZEPŁYW MATERII W UKŁADZIE: ATMOSFERA – ROŚLINNOŚĆ – GLEBA

Badania obiegu materii w geoekosystemie w ramach ZMŚP wykonywane są w różnych skalach przestrzennych – punktowo, w zasięgu kateny stokowej oraz zlewni reprezentatywnej. Rozpoznanie przepływu jonów w profilu: atmosfera, roślinność, gleba pozwala poznać drogi oraz natężenie migracji jonów, mechanizm procesów, które wpływają na krążenia pierwiastków w geoekosystemie, a w końcowym efekcie określenie bilansu materii dla przyjętej jednostki przestrzennej.

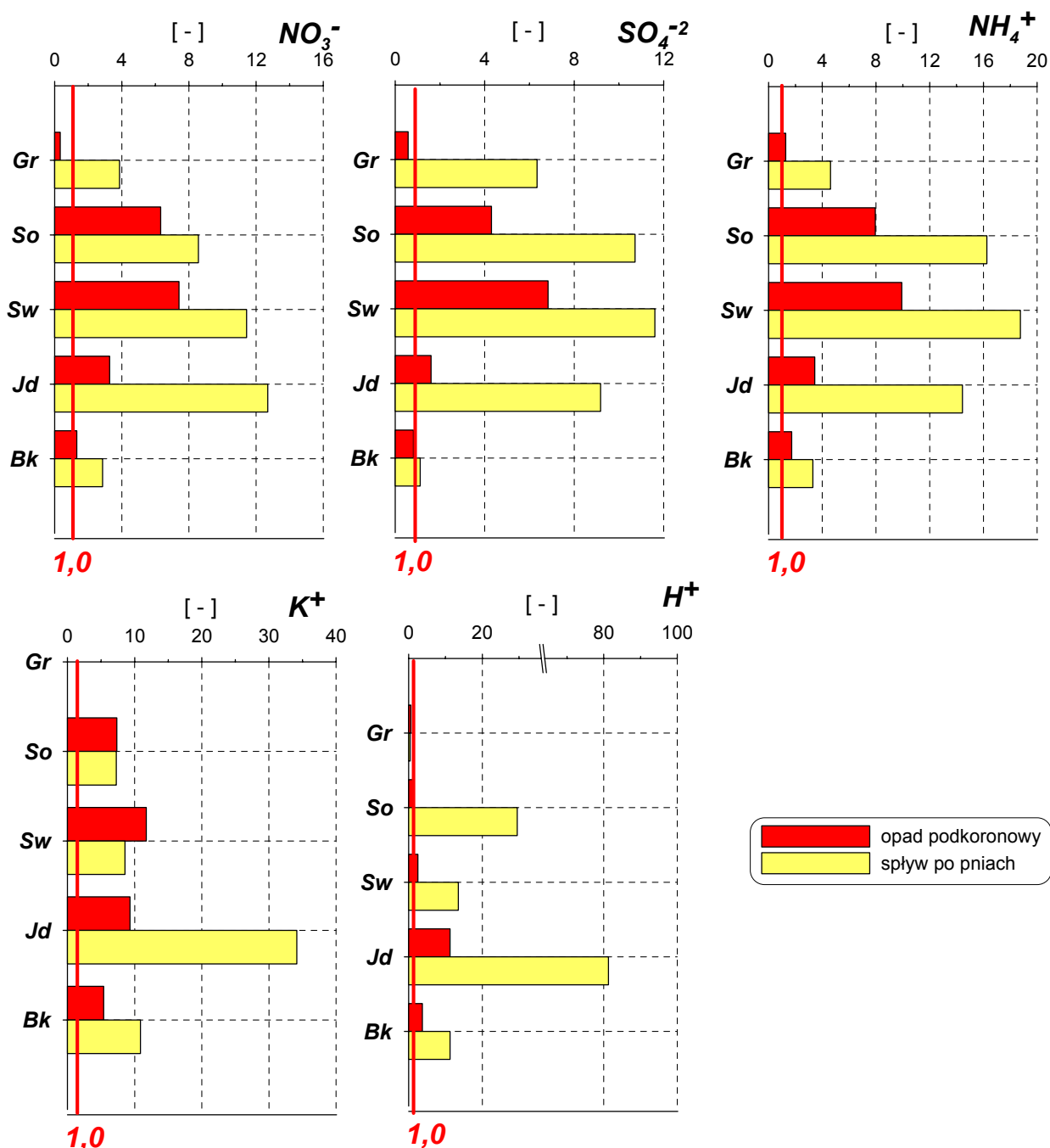
W strefie klimatu umiarkowanego roślinność aktywnie wpływa zarówno na obieg wody jak i cykle biogeochemiczne pierwiastków.

Badania chemizmu opadu podkoronowego i spływu po pniach jest ważne z punktu widzenia poznania wpływu zanieczyszczeń na funkcjonowanie ekosystemów, zwłaszcza na obszarach o dużej emisji. Z jednej strony roślinność stanowi filtr dla zanieczyszczeń powietrza, 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 (hydroniowe, azotanowe) lub wydala (kwasy organiczne) przeciwdziałając lub intensyfikując procesy zakwaszania wód opadowych.

W roku hydrologicznym 2003 monitoring chemizmu opadu podkoronowego i spływu po pniach prowadzono w czterech Stacjach Bazowych: Wigry, Storkowo, Szymbark oraz Święty Krzyż.

W Storkowie badaniami objęto fragment boru świeżego (sosna, świerk, dąb), w Wigierskim Parku Narodowym drzewostan sosnowo-świerkowy, w Szymbarku drzewostan świerkowo-grabowy oraz na Świętym Krzyżu drzewostan bukowo-jodłowy. Prezentowane zestawienia składu chemicznego opadu pod koronami drzew na tle opadów na terenie otwartym jest obarczone błędem, związanym z jednej strony odmienną metodyką poboru opadu na terenie otwartym stosowaną przez poszczególne stacje oraz zróżnicowanym czasem ekspozycji chwytnicy opadu na terenie otwartym i pod koronami drzew. Wydaje się jednak, że uzyskane wskaźniki koncentracji w sposób właściwy pozwalają wyodrębnić grupy jonów, które wyróżniają się odmiennym charakterem przepływu przez strefę koron drzew.

Uzyskane wartości stężeń zarówno w opadzie podkoronowym i spływie po pniach w analizowanych zbiorowiskach leśnym w przypadku większości jonów przekraczają wartości odnotowane w opadzie na terenie otwartym (ryc. 1). Szczególnie wysokie wartości współczynnika koncentracji rozumianego jako stosunek stężenia w opadzie podkoronowym (spływie po pniach) do odpowiadającej mu wartości w opadzie na terenie otwartym obserwowano w przypadku jonów, które są intensywnie wymywane w strefie koron drzew.



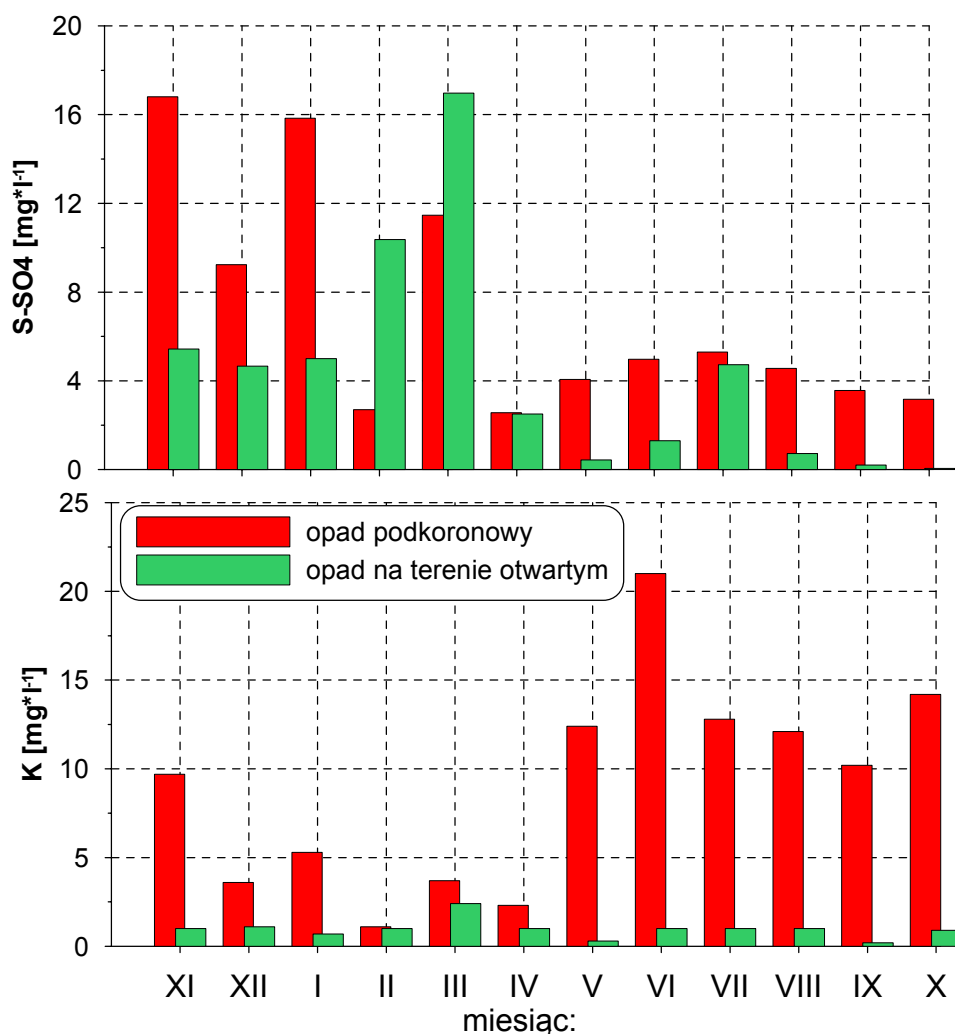
Ryc. 1. Rozkład współczynników koncentracji dla opadu podkoronowego i spływu po pniach dla drzewostanu bukowego (Bk – Święty Krzyż), jodłowego (Jd – Święty Krzyż), grabowego (Gr – Szymbark) oraz sosnowego (So – Wigry) i świerkowego (Sw – Wigry). Wartość 1,0 oznacza stężenie równe wartości w opadzie na terenie otwartym.

Do grupy tej należy przede wszystkim zaliczyć jony potasowe, manganowe, wapniowe, które są intensywnie ługowane z liści i igieł do wód opadowych. Zdecydowanie niższy wzrost stężeń w opadzie podkoronowym obserwowano w przypadku sodu, chloru, siarczanów oraz amonowej i azotanowej formy azotu, czyli tych składników, które obok dopływu z opadem mokrym obecność w opadzie pod koronami jest efektem splukiwania suchej depozycji z

powierzchni roślin. W przypadku wszystkich analizowanych gatunków drzew wartości stężeń w spływie po pniach zdecydowanie przekraczają wielkości widoczne w opadzie podkoronowym. Zaistniałe dysproporcje są przede wszystkim skutkiem procesu zateżenia roztworu, związanego z procesem intercepcji opadu na powierzchni pnia. Niewątpliwe znaczenie ma ponadto proces efektywniejszego gromadzenia aerozoli na powierzchni pnia w stosunku do powierzchni liści lub igieł. Zaistniałe różnice stężeń jonów w grupie tych samych gatunków drzew pomiędzy poszczególnymi Stacjami Bazowymi są głównie związane z zróżnicowanym stopniem zanieczyszczenia powietrza na danym obszarze oraz warunkami meteorologicznymi, w tym przede wszystkim nawiązują do reżimu opadów atmosferycznych (suma, natężenie opadów, długość i frekwencja okresów bezdeszczowych). Obecność wyróżnionych dwóch grup jonów w składzie chemicznym opadu podkoronowego, różniących się schematem przepływu przez strefę koron drzew potwierdza rozkład stężeń siarki siarczanowej i potasu w opadzie podkoronowym i na terenie otwartym (ryc. 2). W przypadku siarki siarczanowej zaznacza się wyraźna korelacja stężeń, wskazująca na podobne źródło pochodzenia tego pierwiastka w opadzie podkoronowym i na terenie otwartym. Brak natomiast jakiegokolwiek podobieństw w przypadku potasu – zarówno pod względem rozkładu czasowego jak i również wielkości stężeń. Potwierdza to, że potas w opadzie podkoronowym jest obecny w wyniku procesów wymywania z roślin, depozycja atmosferyczna ma marginalne znaczenie.

Zestawienie wskaźników koncentracji dla różnych gatunków drzew potwierdza większą mineralizację opadu podkoronowego w przypadku drzewostanów iglastych. Zaistniałe różnice nawiązują zarówno do większej efektywnej powierzchni adsorpcji zanieczyszczeń atmosferycznych w drzewostanie iglastym oraz czasu ekspozycji, który w drzewostanie liściastym jest ograniczony do pory, kiedy drzewa są ulistnione. Efektywne procesy adsorpcji zanieczyszczeń z atmosfery przez zbiorowiska iglaste mają podstawowe znaczenie w procesach zakwaszania wód opadowych, związanych z dodatkowym dopływem mocnych kwasów mineralnych. Stanowią one, zatem obiektywny wskaźnik całkowitej depozycji atmosferycznej dla danego obszaru. Niewątpliwe znaczenie dla wielkości stężeń jonów w opadzie podkoronowym ma zwarcie koron drzew i gęstość listowia. Procesy wymywania jonów z liści są intensywne w warunkach zwartych i gęstych koron, gdyż w tej sytuacji czas kontaktu opadu z powierzchnią roślin jest najdłuższy.

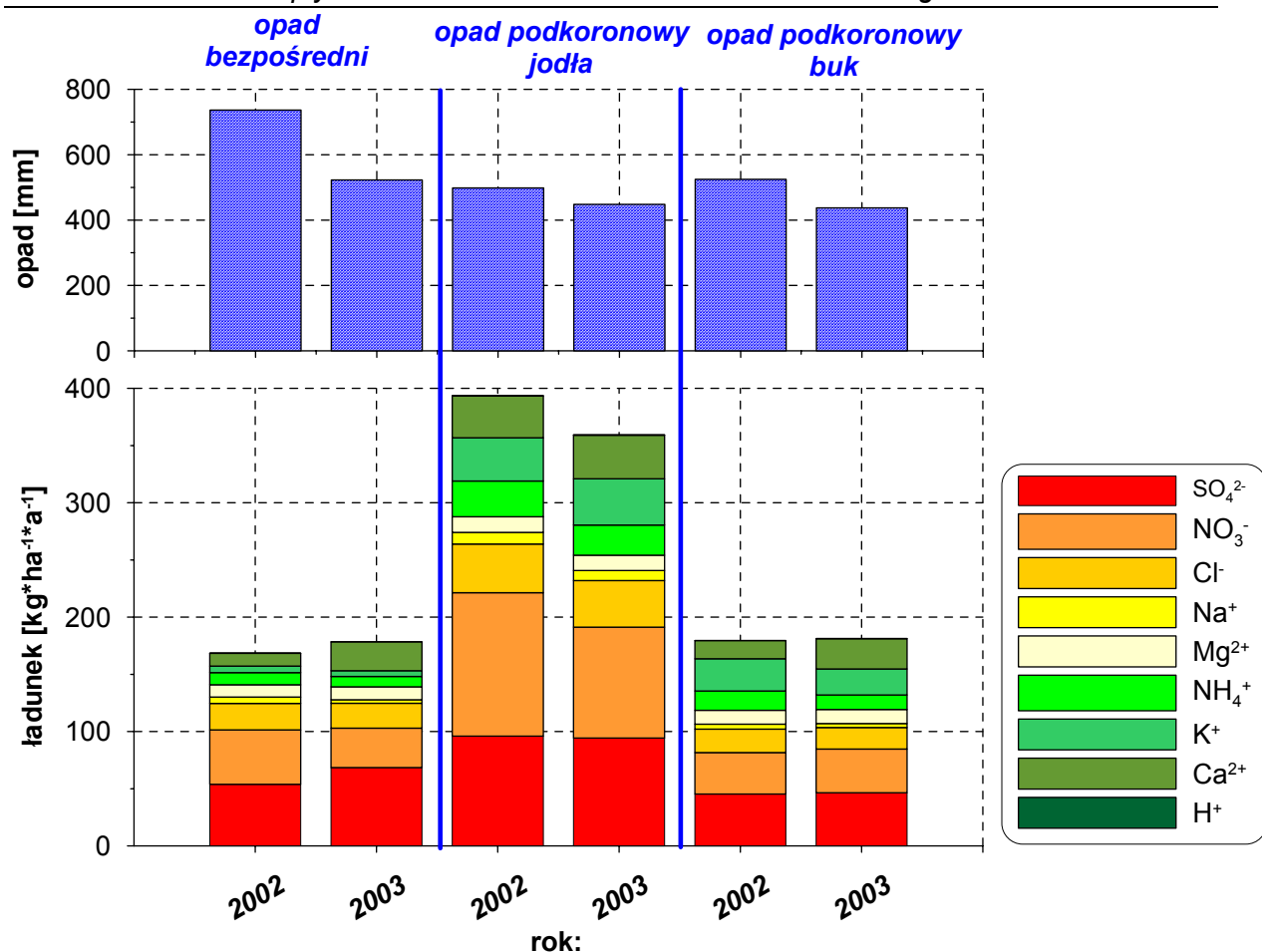
Porównanie ładunków w drzewostanach o odmiennym składzie gatunkowym, potwierdza, że zbiorowiska lasów iglastych zdecydowanie efektywniej przyczyniają się do dopływu substancji rozpuszczonych do gleby w zbiorowiskach leśnych (ryc.3). Efektywność absorpcji zanieczyszczeń atmosferycznych przez drzewostany iglaste potwierdza również dysproporcja pomiędzy wielkością ładunku na terenie otwartym a opadem podkoronowym w przypadku drzewostanu jodłowego.



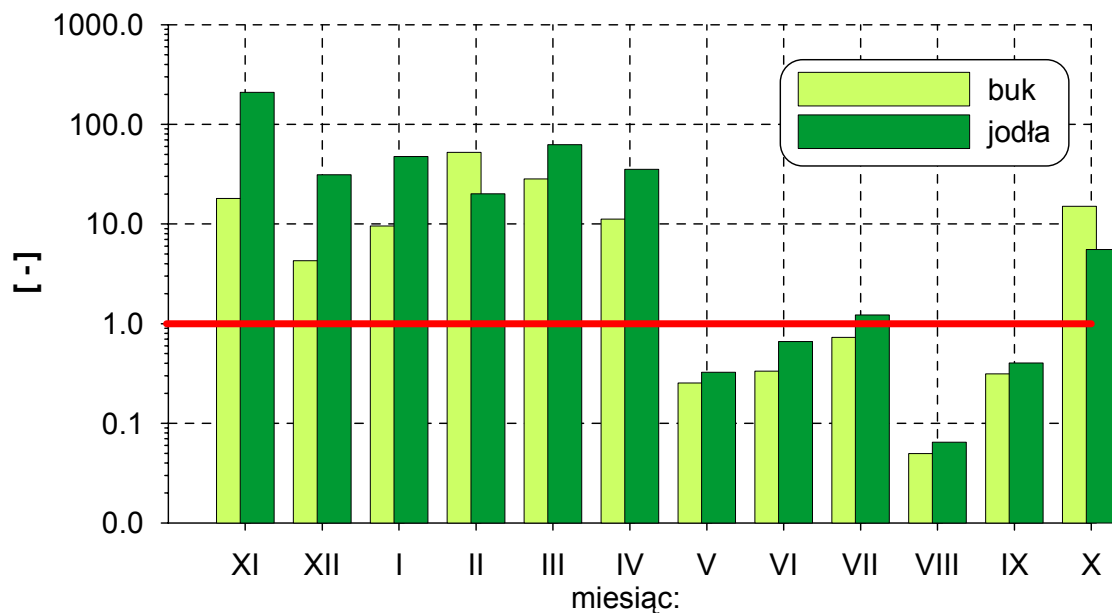
Ryc. 2. Rozkład stężeń siarki siarczanowej i potasu w opadzie podkoronowym w drzewostanie jodłowym i opadzie na terenie otwartym w roku hydrologicznym 2003 (Święty Krzyż)

Otrzymane wskaźniki depozycji (stosunek ładunku pod koronami drzew do ładunku w opadzie na terenie otwartym) we wszystkich przypadkach głównych jonów są większe od jedności, potwierdzającym tym samym na wprowadzenie do wód opadowych dodatkowego ładunku na drodze procesów wymywania z roślin (potas, wapń, magnez) oraz splukiwania suchej depozycji (siarczany, azotany, sól, chlor, jony amonowe).

Istotną rolę w przypadku zbiorowiska leśnego na Świętym Krzyżu mają opady poziome, które w sposób znaczący zwiększają ilość wody docierającej do gleby w pod koronami drzew. Świadczą o tym suma opadu podkoronowego pod koronami drzewostanu jodłowo-bukowego w roku hydrologicznym 2003 (437,3mm), która stanowiła 83,7% opadu na terenie otwartym (Józwiak i in. 2004). Podczas prowadzenia badań notowano przypadki, kiedy wysokość opadu pod koronami drzew była większa od opadu na terenie otwartym – zjawisko to obserwowano szczególnie w miesiącach jesiennych i wiosennych.



Ryc. 3. Ładunek w opadzie na terenie otwartym i pod koronami drzew w roku hydrologicznym 2002 i 2003. Święty Krzyż



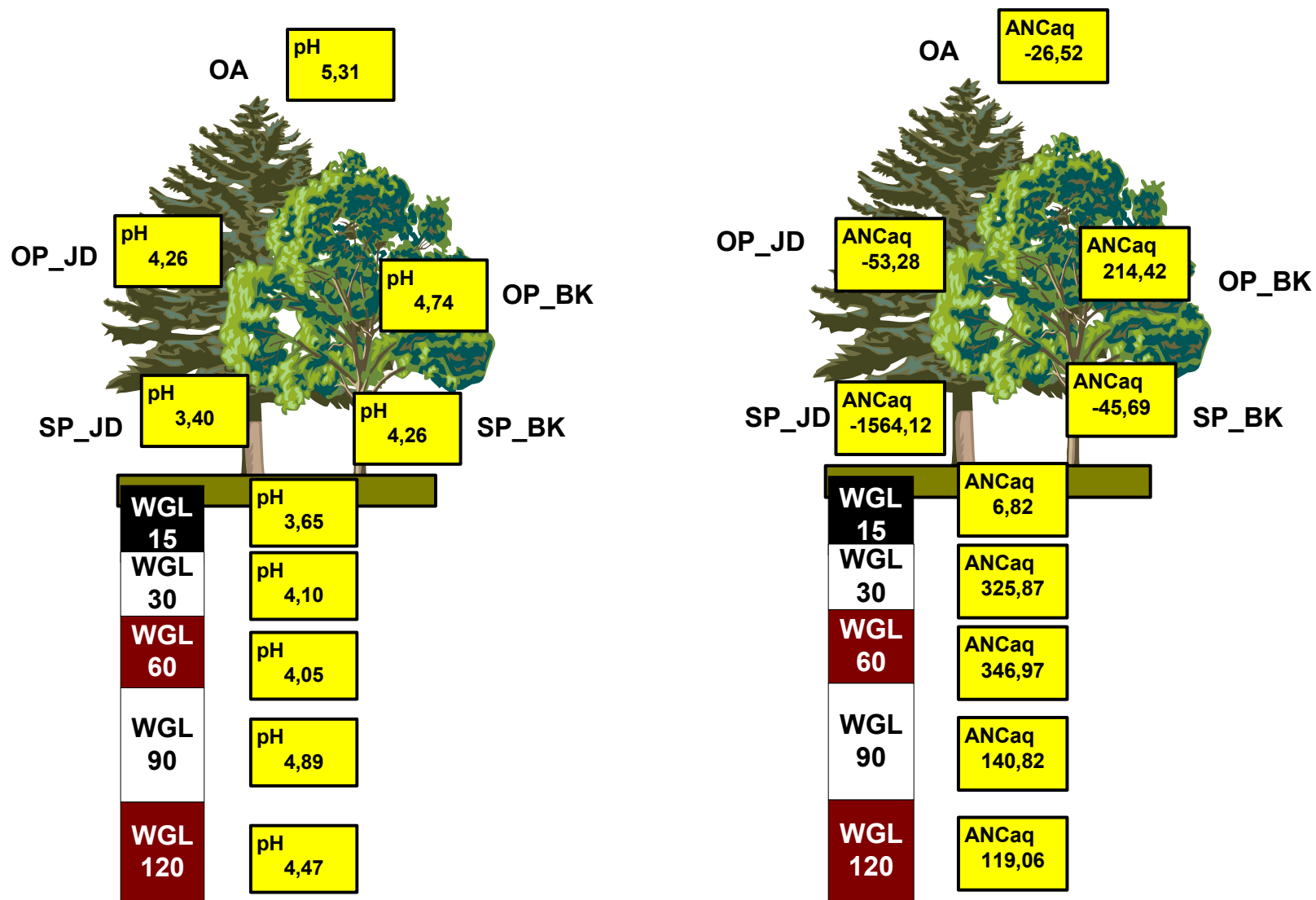
Ryc. 4. Rozkład miesięczny pH opadu podkoronowego (OP) i opadu bezpośredniego. Święty Krzyż 2003

Źródłem dodatkowej ilości wody jest proces tzw. wyczesywania kropeł mgły przez korony drzew, dodatkowy dopływ wody zaznacza się w przypadku gatunków iglastych (Jóźwiak i in. 2004). Badania prowadzone na Świętym Krzyżu wykazały, że maksymalne tygodniowe wartości sięgały ponad 4200% opadu na terenie otwartym (Jóźwiak i in. 2004). Dodatkowe ilości wody, którego źródłem są opady poziome w ekosystemach leśnych mają istotne znaczenie dla wielkości depozycji pod koronami drzew.

Na podstawie badań prowadzonych badań w Europie nad zjawiskiem zakwaszania gleb uważa się, że około 30 – 70% ładunku substancji kwaśnych obecnych w glebie w ekosystemach leśnych związane jest z depozycją atmosferyczną mocnych kwasów mineralnych.

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 przede wszystkim potasu. Procesy te są szczególnie intensywne w przypadku zbiorowisk liściastych.

Uzyskane na Stacjach Bazowych w roku hydrologicznym 2003 wartości średnie roczne ważone pH opadu pod koronami drzew potwierdzają zarówno występowanie procesów zakwaszania wód deszczowych w wyniku kontaktu z powierzchnią roślin (Święty Krzyż, Wigry) jak i również obecność wartości pH porównywalnych lub większych niż w opadzie bezpośrednim (Storkowo, Szymbark, Wigry). Generalnie jednak w skali całego roku najintensywniejsze procesy zakwaszania wód deszczowych w zbiorowiskach leśnych zachodzą w półroczu zimowym (ryc. 4). Uzyskane dla stacji Święty Krzyż wskaźniki depozycji jonów hydroniowych (stosunek ładunku jonu w opadzie podkoronowym do odpowiadającego mu ładunku w opadzie na terenie otwartym) w miesiącach zimowych przekraczają wartość 10, w skrajnym przypadku ładunek H_3O^+ pod koronami jest 200-krotnie razy większy niż na terenie otwartym (ryc. 4).



Ryc. 5. Zmienność pH i ANCaq w opadzie na terenie otwartym (OA), podkoronowym (OP_JD – jodła, OP_BK - buk), spływie po pniach (SP) i wodach glebowych (WGL) na głębokościach: 15, 30, 60, 90, 120cm. Stacja Bazowa Święty Krzyż

Dodatkowym źródłem zakwaszania środowiska glebowego jest spływ po pniach, zwłaszcza w przypadku gatunków iglastych (sosna, świerk, jodła). Średnie roczne pH spływu po jodłach na Świętym Krzyżu kształtowało się na poziomie 3,40. Pomimo względnie niewielkiej ilości wody spływającej po pniach (zwłaszcza w przypadku gatunków iglastych) kwaśne roztwory wód spływających po pniach wpływają na przestrzenną mikromozajkowość pH w wierzchnim poziomie mineralnym gleby (Jóźwiak i in 2003, Kozłowski 2003).

W celu poznania natury procesów biogeochemicznych zachodzących w glebie niezbędny jest obok okresowej parametryzacji pokrywy glebowej, stały monitoring roztworów glebowych, które są czułym wskaźnikiem zmian zachodzących w środowisku glebowym. W ramach ZMŚP badania roztworów krążących w profilu glebowym prowadzone były na dwóch stacjach: Storkowie (gleba bielcowo-rdza) oraz na Świętym Krzyżu (gleba rdzawo brunatna opadowoglejowa). Do badań wykorzystywano próbники podciśnieniowe, które umieszczone były na głębokościach nawiązujących do budowy profilu glebowego.

Uzyskane badań właściwości fizykochemicznych roztworów glebowych na Świętym Krzyżu w zbiorowisku *Abietetum-Fagetum*, potwierdzają, że w całym mierzonym profilu gleba jest zakwaszona (ryc. 5). O zakwaszeniu decydują przede wszystkim mocne kwasy mineralne – siarkowy i solny (Jóźwiak i in. 2004). Najbardziej kwaśne roztwory glebowe obserwowano w wierzchnich poziomach mineralnych (średnie roczne ważone pH wyniosło 3,65). Poziomy te buforowane są w zakresie buforowości glinowo-żelazowej, co wiąże się z uwalnianiem do roztworu toksycznych jonów glinu. Zróżnicowanie wartości wskaźnika ANC_{aq} w układzie: opad bezpośredni – opad podkoronowy – roztwory glebowe potwierdza, że w przypadku analizowanej gleby w procesie zakwaszania znaczący wpływ mają kwaśne i agresywne wody opadu podkoronowego i spływu po pniach drzew (Jóźwiak i in. 2004). Wzrost wskaźnika ANC_{aq} w głąb profilu glebowego jest rezultatem uzupełniania stężeń Ca, Mg oraz Na z wietrzejących chemicznie mineralnych cząstek glebowych (Kowalkowski 2002). Efektem tych procesów jest malejący stopień kwasowości Ulricha (Ma%), będący stosunkiem sumy stężeń kationów kwaśnych (Al, Mn, Fe) i H_3O^+ do sumy stężeń wszystkich kationów w roztworze glebowym oraz wysoki stosunek molarny wapnia do glinu, świadczący o niewielkim stresie Al dla roślin.

Uzyskane wyniki badań przepływu jonów w profilu: atmosfera – roślinność – gleba 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. Dla procesów zakwaszania gleb, szczególnie istotne jest dopływ mocnych kwasów mineralnych. Łączna depozycja azotu ($N-NH_4 + N-NO_3$) w roku hydrologicznym

2003 w drzewostanie sosnowym (Wigry) - $16,06\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ oraz jodłowym na Świętym Krzyżu ($42,25\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) przekroczyła wartość podawaną przez Nillsona i Grennfelta (1988) jako krytyczny ładunek N dla ekosystemów lasów iglastych ($3\text{-}15\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$), wskazując tym samym, że analizowane ekosystemy znajdują się w stanie nasycenia tym pierwiastkiem. Niewątpliwe znaczenie w procesie zakwaszania gleb mają procesy zmiany stanów azotu, w tym przede wszystkim procesy pobierania i nityfikacji jonów amonowych. Według Van Breemena i in. 1987, Gowera i in. 1995 obecne w roztworze jony amonowe należy uwzględnić przy obliczaniu kwasowości potencjalnej, definiowanej jako suma ładunków H^+ i 2NH_4^+ , przy założeniu, że wszystkie jony amonowe ulegną przemianie do azotanów i zostaną odprowadzone poza profil glebowy. Efektem jest obserwowany proces zakwaszania gleby i ługowania kationów alkalicznych, których miejsce w kompleksie sorpcyjnym gleby zajmują kationy glinu, żelaza, oraz uwodnione jony wodorowe.

BIOINDYKACJA

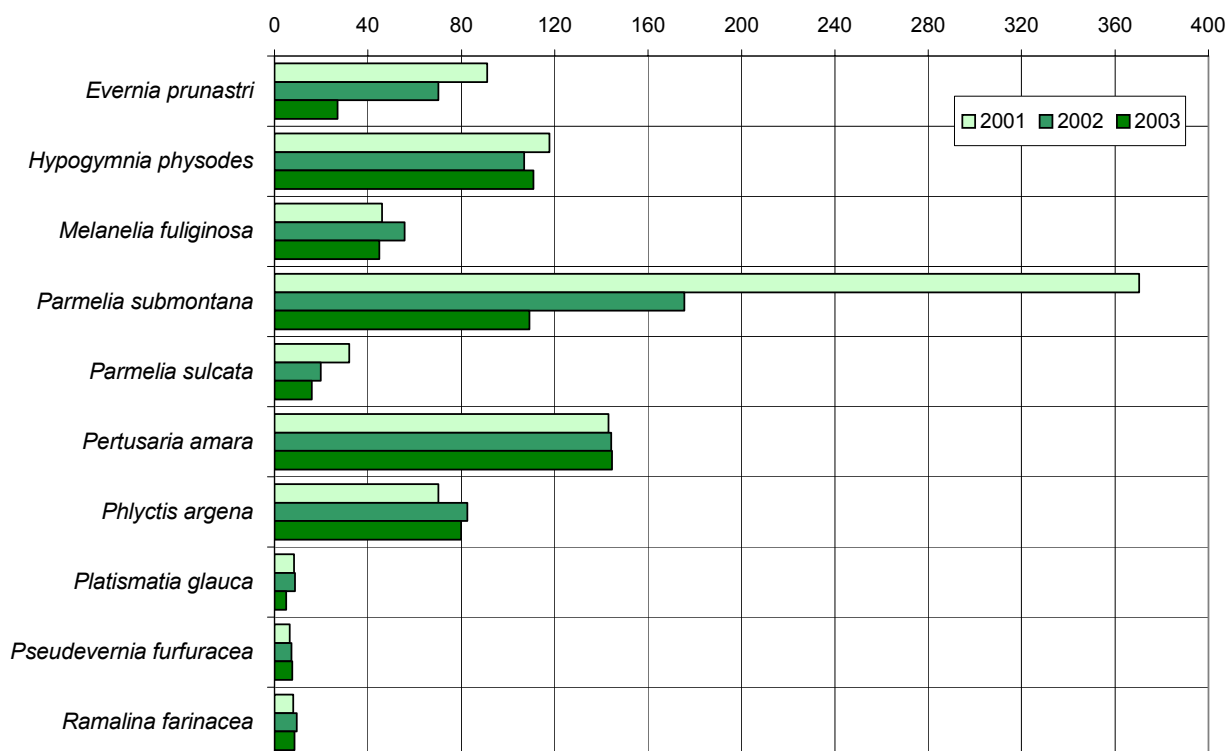
Jednym z podstawowych celów Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego jest bioindykacja wybranych elementów biologicznych ekosystemu czułych na zmiany bilansu energii, biogenów i elementów toksycznych. W ramach systemu pomiarowego ZMŚP realizowane są programy: zawartość metali ciężkich i siarki w porostach, uszkodzenia drzew i drzewostanów, flora i roślinność zlewni reprezentatywnej, struktura i dynamika szaty roślinnej oraz fauna bezkręgową. Uzyskane wyniki w ramach realizacji tych programów pozwalają zdiagnozować stan środowiska przyrodniczego i określić kierunek jego zmian.

Epifity nadrzewne

Porosty należą do powszechnie stosowanych wskaźników zmian zanieczyszczenia powietrza, warunków siedliskowych (zmian klimatycznych, właściwości gleby, stosunków wodnych) oraz struktury użytkowania terenu (Fałtynowicz 1991). W ramach ZMŚP prowadzony jest monitoring epifitów nadrzewnych z częstotliwością raz na rok do trzech lat. W roku 2003 obserwacje porostów prowadzone były na stacjach: Storkowo i Puszcza Borecka (wiosna 2002).

Uzyskane wyniki obrysu plech, gatunków porostów badanych na obszarze zlewni górnej Parsęty potwierdzają obserwowane w ostatnich latach tendencje zmniejszania całkowitej powierzchni występowania (Jesionowska 2004). Tendencja ta obserwowana jest w przypadku trzech gatunków: *Evernia prunastri*, *Parmelia submontana* oraz *Parmelia sulcata* (Jesionowska 2004) (ryc. 1). W przypadku *Evernia prunastri* powierzchnia zmniejszyła się w stosunku do roku 2002 o 60%, *Parmelia submontana* o 40% (ryc. 1). Czynnikiem, które mógł zdecydować o redukcji powierzchni plech porostów były warunki opadowe w roku 2003 – najniższa suma opadów od 17 latu (Jesionowska 2004). Niewątpliwie znaczenie miało pogorszenie warunków siedliskowych, związane z prowadzonymi wyrębami lasu na terenie zlewni górnej Parsęty, które w efekcie spowodowały zwiększoną operację promieni słonecznych (Jesionowska 2004). Nadal jednak czynnikiem, który w znacznej mierze wpływa na degradację plech jest zanieczyszczenie opadów atmosferycznych związkami siarki, w mniejszym stopniu azotu. Pomimo obserwowanego w ostatnich latach redukcji stężenia siarki siarczanowej, nadal pH opadu kwalifikuje go jako kwaśny deszcz (4,63 w roku 2003). W przypadku badań realizowanych w zlewni jeziora Łękuk, zasadniczym czynnikiem odpowiedzialnym za redukcję plech są warunki siedliskowe, związane z silnymi

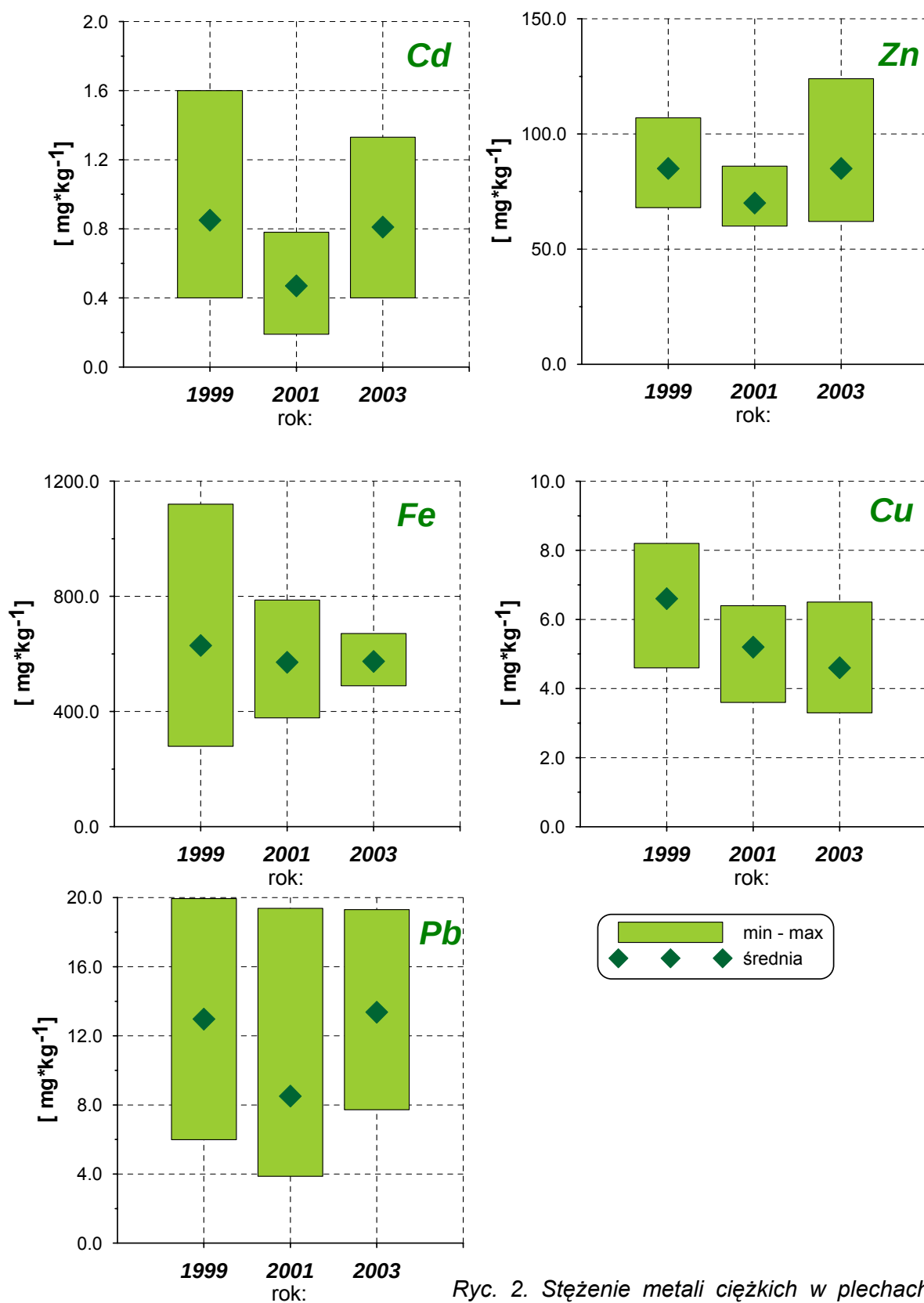
wiatrołomami, a w efekcie zmianami warunków siedliskowych (natężenia promieniowania słonecznego, wilgotności powietrza) (Śnieżek i in. 2004). Największy rozmiar uszkodzenie w Puszczy Boreckiej odnotowano w przypadku pustułki pęcherzykowatej, na niektórych stanowiskach redukcja plech osiąga wartości 90 – 100%. Liczne uszkodzenie odnotowano również dla *Parmelia sulcata*. Nie obserwowano natomiast zmian powierzchni w przypadku *Evernia prunastri*.



Ryc.1 Zmiany powierzchni plech [cm²] poszczególnych gatunków porostów w latach 2001-2003 Stacja Bazowa Storkowo (Jesionowska 2004)

Zawartość metali ciężkich i siarki w porostach

Monitoring zawartości siarki i metali ciężkich w plechach porostów prowadzony w ramach programu ZMŚP stanowi uzupełnienie pomiarów chemizmu powietrza atmosferycznego i opadów atmosferycznych realizowanych przez Stacje Bazowe.

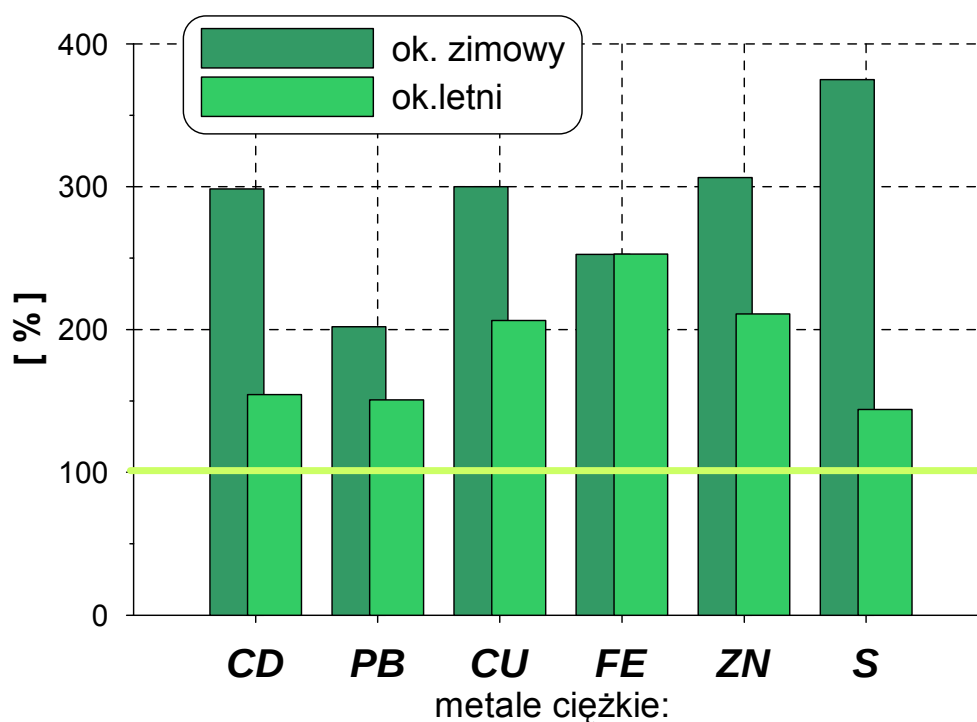


Ryc. 2. Stężenie metali ciężkich w plechach porostów *Hypogymnia physodes*. Stacja Bazowa Wigry

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. Zaletą metody transplantacji jest określenie akumulacji zanieczyszczeń w określonym czasie oraz wskazanie źródła zanieczyszczenia.

Uzyskane wyniki w roku 2003 na terenie zlewni górnej Parsęty wskazują na pogorszenie czystości powietrza, jeśli chodzi o metale ciężkie. Niestety w chwili obecnej uzyskanych stężeń w plechach porostów nie można porównać z stężeniami w opadzie atmosferycznym – w stacji nie są mierzone te składniki w depozycji atmosferycznej.

Analizując stężenia metali ciężkich w plechach porostu pustułki pęcherzykowatej (*Hypogymnia physodes*) na stanowiskach położonych na obszarze stacji Wigry w latach 1999 – 2003 zaznacza się stabilizacja uzyskiwanych wyników, przy czym wyraźnie wzrosło stężenie niektórych metali ciężkich w roku 2003 w porównaniu z rokiem 2001 (ołów, cynk, kadm) (ryc. 2).



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
wartość 100% oznacza stężenie równe stężeniu kontrolnemu, przed ekspozycją

Analogiczne wnioski można wyciągnąć na podstawie badań przeprowadzonych na terenie zlewni górnej Parsęty. (Jesionowska 2004). Uzyskane wyniki stężeń metali ciężkich potwierdzają wzrost koncentracji kadmu, ołowiu, cynku, żelaza w badanych plechach porostu w stosunku do roku 2001. Największy wzrost odnotowano w przypadku kadmu (stężenie wzrosło o 145% w stosunku do roku 2001), oraz cynku (o 119%) (Jesionowska 2004). W przypadku zawartości siarki w plechach pustułki pęcherzykowej nie obserwowano wzrost zawartości na monitorowanych stanowiskach pomiarowych.

Na wybranych Stacjach Bazowych w ramach programu zawartość metali ciężkich i siarki w porostach przeprowadzana jest transplantacja plech z obszarów o niewielkiej emisji zanieczyszczeń powietrza (Puszcza Borecka). Postępowanie to podyktowane jest absencją monitorowanego gatunku porostu na terenie wybranych stacji spowodowaną przez znaczne zanieczyszczenie powietrza (Koniczynka, Święty Krzyż, Szymbark). W ramach transplantacji, porosty są eksponowane w terenie w półroczu zimowym i letnim. Uzyskane wyniki pozwalają porównać te dwa okresy roku pod względem poziomu zanieczyszczenia powietrza i natężenia pobierania badanych pierwiastków przez porosty (ryc. 3). W przypadku wszystkich badanych pierwiastków (poza żelazem) zaznacza się przewagę półrocza zimowego w procesie pobierania i kumulacji zanieczyszczeń powietrza przez plechy eksponowanych porostów. Dysproporcja ta jest szczególnie widoczna w przypadku siarki, po ekspozycji w okresie zimowym zawartość tego pierwiastka wzrasta prawie 3 krotnie (375%) w stosunku do próby kontrolnej przed ekspozycją (100%), natomiast po okresie ciepłym stężenie siarki wyniosło 145% wartości wyjściowej. 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 2003 najwyższe stężenia SO₂ w powietrzu, uzyskane za pomocą metody pasywnej obserwowano w półroczu zimowym, niewątpliwie miało to zasadnicze znaczenie dla kumulacji siarki w plechach pustułki pęcherzykowej.

Uszkodzenia drzew i drzewostanów

Celem prowadzonych obserwacji jest uzyskanie informacji wskaźnikowych o stanie zdrowotności drzewostanów. W roku 2003 badania te były prowadzone w zlewni Czarnej Hańczy (stacja Wigry). Obserwacjami objęto 18 drzew gatunku *Picea abies* wybranych z drzewostanu panującego, w wieku powyżej 40 lat. Na wszystkich badanych powierzchniach

wielkość defoliacji wahała się od 5 do 65% (Krzysztofiak 2004). Średni stopień defoliacji dla poszczególnych powierzchni pomiarowych był wyrównany i zawierał się w granicach 11-18%, co pozwoliło zaliczyć badane drzewostany do pierwszej klasy defoliacji (lekka defoliacja). W klasie tej mieszczą się drzewostany, których korony straciły od 11 do 25% aparatu asymilacyjnego (Krzysztofiak 2004).

Flora i roślinność zlewni reprezentatywnej

Podstawowym celem programu flora i roślinność zlewni reprezentatywnej jest kontrola stanu oraz dynamiki flory i roślinności oraz pośrednia rejestracja zmian zachodzących w podstawowych komponentach środowiska abiotycznego. Program ten jest corocznie realizowany w ramach kartowania fitosocjologicznego przeprowadzanego na wybranej Stacji Bazowej. Obok tych prac poszczególne stacje prowadzą badania uszczegóławiające. W roku 2003 zostały wykonane prace takie zostały przeprowadzone przez stacje: Wigry i Puszcę Borecką.

Przeprowadzone tegoroczne badania fitosocjologiczne w zlewni jeziora Łękuk, objęły wykonanie 16 zdjęć fitosocjologicznych na stałych powierzchniach, zlokalizowanych w fitocenozie lasu grądowego *Tilio-Carpinetum*. Uzyskane wyniki kartowań potwierdziły wzrost liczby gatunków z 54, stwierdzonych w roku 1997 do 61. Nowe gatunki to min.: gatunki leśne *Daphne mezereum* (objęty ochroną ścisłą), *Quercus robur*, *Actea spicata*, *Impatiens noli-tangere*, gatunki światłolubne *Juncus effusus*, *Polygonum minus*, *Epilobium angustifolium* czy *Cirsium arvense* (Śnieżek i in. 2004). Istotne zmiany zaszły w przypadku warstwy drzew, w rezultacie wiatrów huraganowych na monitorowanych powierzchni testowej wypadły trzy gatunki spośród czterech. Aktualnie warstwa drzew na powierzchni testowej reprezentowana jest przez graby oraz lipę. Eliminacja niektórych gatunków spowodowała brak zróżnicowania struktury pietra drzew oraz zmniejszenie zwarcia koron, co z kolei miało decydujące znaczenie dla sukcesji gatunków światłolubnych w badanej fitocenozie.

Podsumowanie

Rok 2003 był dziesiątym rokiem realizacji programu ZMŚP w zakresie podstawowym na siedmiu Stacjach Bazowych.

Analogicznie jak rok ubiegły analizowany okres badawczy wyróżnił się warunkami hydrometeorologicznymi na tle dostępnych serii badawczych. Odnotowany deficyt opadów oraz znacząca frekwencja okresów bezdeszczowych w roku hydrologicznym przyczyniły się do występowania suszy glebowej, obniżenia poziomu wód podziemnych oraz zaniku odpływu powierzchniowego w półroczu letnim (Puszcza Borecka, Pożary). Pod względem sum opadów atmosferycznych w przypadku większości stacji rok hydrologiczny 2003 należy zaliczyć do najsuchszych w dotychczasowym okresie prowadzenia badań w ramach ZMŚP. W skali roku hydrologicznego zaznaczyła się wyraźna dysproporcja między półroczem zimowym i letnim. W przypadku wszystkich Stacji Bazowych przeważały opady w półroczu letnim. Widoczna asymetria w rozkładzie opadów, oraz ich maksimum w ciepłym okresie roku, przy wysokich w tym czasie stratach na ewapotranspirację przyczyniły się do braku stanów wezbraniowych oraz wyczerpywania się zasobów wodnych na terenie monitorowanych zlewni. Analiza hydrogramów badanych cieków w skali całego roku wskazuje, że istotny wpływ na kształtowanie odpływu w roku hydrologicznym miało występowanie długotrwałych, głębokich niżówek w półroczu letnim.

Uzyskane w roku hydrologicznym 2003 wartości stężeń dwutlenku siarki i azotu na stacjach Puszcza Borecka i Święty Krzyż są zbliżone do wyników badań prowadzonych w ostatnich latach, przy czym w przypadku dwutlenku siarki odnotowano niewielki wzrost stężeń, natomiast stabilizuje się poziom dwutlenku azotu i ozonu. W przypadku obu stacji nie odnotowano przekroczeń wartości normatywnych. W grupie analizowanych zanieczyszczeń powietrza wyłącznie w przypadku ozonu notowane są wartości, które przekraczają poziom stężeń uznanych za dopuszczalne według obowiązujących norm.

Analiza składu chemicznego opadów atmosferycznych na wszystkich Stacjach Bazowych w roku 2003 wskazuje na przewagę siarczanów i azotanów w grupie anionów. Wśród kationów dominują przede wszystkim jony amonowe (Szymbark, Storkowo, Puszcza Borecka), magnezowe (Wigry) oraz wapniowe (Święty Krzyż). Poza stacjami: Święty Krzyż, Wigry, wśród grupy trzech najważniejszych kationów występują jony wodorowe. Analiza jonów, które decydują o poziomie kwasowości opadów atmosferycznych wskazuje na stabilność stężeń zarówno azotanów i siarczanów w okresie ostatnich lat (Storkowo, Puszcza Borecka). Niewątpliwie niepokojący jest wzrost stężeń azotanów w Szymbarku – w roku 2003 odnotowane stężenie było większe niż obserwowane w roku ubiegłym. Zaznacza się również wzrost stężeń jonów odpowiedzialnych za zakwaszenie wód opadowych na

Świętym Krzyżu, w tym przede wszystkim siarczanów. Deficyt opadów atmosferycznych oraz niewielka ich mineralizacja w efekcie ograniczyły wielkość depozycji. W porównaniu do roku 2002, który charakteryzował się ponadprzeciętnymi sumami opadów, w roku bieżącym prawie na wszystkich stacjach zanotowano zdecydowanie mniejszy ładunek substancji rozpuszczonych wniesionych z opadem atmosferycznym do podłoża. Wyjątek stanowi stacja na Świętym Krzyżu, gdzie pomimo mniejszej w tym roku sumy opadów wielkość depozycji atmosferycznej przewyższa wartość ubiegłoroczną.

Skład chemiczny wód podziemnych jest efektem oddziaływania opadów atmosferycznych, litologii, warunków i czasu krążenia, sytuacji morfologicznej oraz struktury użytkowania terenu. Cechy składu chemicznego wód podziemnych badanych w ramach ZMŚP są względnie stałe, a widoczne zróżnicowanie pomiędzy stacjami jest efektem budowy geologicznej podłoża, z którym mają kontakt wody podziemne.

Jednostką przestrzenną, która umożliwia całościowe ujęcie obiegu energii i materii jest zlewnia rzeczna. W roku hydrologicznym 2003 monitoring wód rzecznych prowadzony był na wszystkich Stacjach Bazowych. Analiza wartości pH oraz konduktancji wód rzecznych (Puszcza Borecka jeziornych) wskazuje, że są to wody wysokozmineralizowane, o odczynie alkalicznym. Wyjątek stanowią wody śródleśnego potoku na Świętym Krzyżu, w przypadku, których zarówno odczyn jak i przewodność elektrolityczna wskazują na znaczny udział zasilania opadowego oraz niewielkie właściwości buforowe pokrywy glebowej. Pod względem składu jonowego analizowane wody rzeczne (jeziorne) charakteryzują się wysokimi stężeniami jonów wapniowych, wodorowęglanowych oraz siarczanowych, taki skład jest charakterystyczny dla wód powierzchniowych Polski.

W przypadku badanych zlewni rzecznych wartość spływu jonowego w roku hydrologicznym 2003 był zdecydowanie mniejszy niż w roku ubiegłym. Zmianie uległ również udział poszczególnych jonów w strukturze ładunku odprowadzanego ze zlewni. Zwiększyła się rola tych substancji rozpuszczonych, których źródłem jest zasilanie podziemne. Intensywność transportu fluwialnego jest zróżnicowana w ciągu roku hydrologicznego. Czynnikiem, który decyduje o dynamice transportu jest rozkład i typ opadów atmosferycznych, gdyż one determinują wielkość odpływu wody ze zlewni (Kostrzewski, Mazurek, Zwoliński 1994). Rozkład ładunku substancji rozpuszczonych w cyklu roku hydrologicznego nawiązuje przede wszystkim do wielkości odpływu w analizowanych ciekach. Jest natomiast w niewielkim stopniu skorelowany z rozkładem mineralizacji.

W roku hydrologicznym 2003 uzyskany rozkład odprowadzanego materiału w formie jonowej z systemu zlewni rzecznej potwierdza dominację półroczną zimowego w skali roku. Tendencja ta jest widoczna w przypadku wszystkich analizowanych zlewni rzecznych, a widoczne różnice w rozkładzie czasowym nawiązują do zróżnicowania sum opadów atmosferycznych.

Zestawienie wartości depozycji atmosferycznej, traktowanej jako wejście do systemu zlewni oraz ładunku odprowadzanego poprzez odpływ korytowy pozwala wyróżnić grupy pierwiastków, w przypadku, których czynnikiem delimitacyjnym są odmienny charakter krążenia w geoekosystemie. We wszystkich badanych zlewniach (Czarny Hańczy, Parsęty, Bystrzanki) bilansem domkniętym charakteryzuje się amonowa forma azotu, natomiast forma azotanowa należy do grupy pierwiastków bardzo mobilnych. W efekcie odpływ azotu azotanowego z badanych zlewni rzecznych jest równy lub przewyższa depozycje atmosferyczną.

Intensywnym odprowadzaniem charakteryzują się natomiast jony wapniowe, magnezowe i sodowe. Uwalniane przede wszystkim w procesie wietrzenia chemicznego, nie są zatrzymywane w kompleksie sorpcyjnym gleby, łatwo migrują do wód podziemnych i powierzchniowych.

W programie pomiarowym ZMŚP priorytet ma pozyskiwanie danych umożliwiających ocenę bilansu gleby i roślinności. Ujęcie bilansowe obok jednostki przestrzennej, jaką jest zlewnia rzeczna dotyczy również przepływu materii w profilu pionowym: atmosfera – roślinność – gleba.

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. Zwiększony depozyt związków azotu, siarki oraz chloru pod koronami drzew przyczynia się do zakwaszania gleby i w konsekwencji uwalniania metali kwaśnych: glinu, żelaza oraz manganu do roztworów glebowych.

W ramach systemu pomiarowego ZMŚP prowadzone są badania mające na celu monitoring (bioindykację) wybranych biologicznie elementów geoekosystemu czułych na zmiany bilansu biogenów i substancji toksycznych. Prowadzony na terenie zlewni monitoring porostów potwierdza obserwowane w ostatnich latach tendencje zmniejszania całkowitej powierzchni występowania (Storkowo, Puszcza Borecka). Redukcja powierzchni plech jest efektem pogorszenia warunków siedliskowych - zmiana mikroklimatu związana z prowadzonymi zrębami oraz deficyt opadów atmosferycznych w roku hydrologicznym 2003. Nadal jednak czynnikiem, który w znacznej mierze wpływa na degradację plech jest zanieczyszczenie opadów atmosferycznych związkami siarki, w mniejszym stopniu azotu. Monitoring zawartości siarki i metali ciężkich w plechach porostów prowadzony w ramach programu ZMŚP stanowi uzupełnienie pomiarów chemizmu powietrza atmosferycznego i opadów atmosferycznych realizowanych przez Stacje Bazowe. Uzyskane wyniki w roku 2003

na terenie zlewni górnej Parsęty wskazują na pogorszenie czystości powietrza, jeśli chodzi o metale ciężkie, natomiast w przypadku zawartości siarki, otrzymane wyniki były niższe niż podczas badań przeprowadzonych w roku 2001.

Realizowany w roku hydrologicznym program ZMŚP dostarczył danych ilościowych i jakościowych o aktualnym stanie geoeosystemów Polski, a wyniki te umożliwiają dalsze rozpoznanie obiegu energii i materii oraz wskazanie rodzaju i charakteru zagrożeń dla badanych obszarów. Badanie wzajemnych relacji, między poszczególnymi komponentami środowiska przyrodniczego w różnych typach geoeosystemów Polski w roku hydrologicznym 2003 nie wykazało większych zmian o charakterze regionalnym.

Decydującym czynnikiem dla funkcjonowania geoeosystemów były warunki meteorologiczne, w tym przede wszystkim deficyt opadów atmosferycznych. Konsekwencją było ograniczenie wielkości depozycji atmosferycznej oraz ładunku substancji rozpuszczonej odprowadzanego z terenu badanych zlewni rzecznych. Stosunki opadowe wpłynęły również na pogorszenie się warunków siedliskowych, w rezultacie nastąpiła recesja niektórych gatunków porostów, szczególnie czułych na warunki wilgotnościowe.

Niedostatek opadów w półroczu zimowym przyczynił się do braku odtworzenia zasobów wodnych na terenie monitorowanych zlewni.

Prowadzony monitoring zanieczyszczeń powietrza i opadów atmosferycznych generalnie potwierdza stabilizację badanych parametrów chemicznych w stosunku do roku ubiegłego. Podobna sytuacja ma miejsce w przypadku wód podziemnych i powierzchniowych. W przypadku, których podstawowym zagrożeniem jest obecność podwyższonych stężeń substancji biogennych, które w konsekwencji prowadzą do eutrofizacji wód powierzchniowych.

LITERATURA

- Bochenek, W., 2004: Raport z pomiarów wykonywanych w ramach Zintegrowanego Środowiska Przyrodniczego w zlewni Bystrzanki (Beskid Niski) w roku hydrologicznym 2003. 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
- Jóźwiak, M., Kozłowski, R., Wróblewski, H., 2003: Raport Stacji Bazowej Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego "Święty Krzyż" za rok 2002. Akademia Świętokrzyska im. Jana Kochanowskiego, Stacja Monitoringu, Kielce. Ms.
- Jóźwiak, M., Kozłowski, R., Wróblewski, H., 2004: Raport Stacji Bazowej Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego "Święty Krzyż" za rok 2003. Akademia Świętokrzyska im. Jana Kochanowskiego, Stacja Monitoringu, Kielce. Ms.
- Kejna, M., (Red.), 2004: Raport za rok hydrologiczny 2003. Stacja Bazowa ZMŚP w Koniczynie k. Torunia. UMK, WBiNoZ. Toruń. Ms.

- Kostrzewski, A. (Red.), 2004: Raport Stacji Bazowej ZMŚP w Storkowie za rok 2002, Stacja Bazowa ZMŚP w Storkowie, UAM. Storkowo-Poznań. 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. Biblioteka Monitoringu Środowiska. Warszawa.
- Kowalkowski A., Jóźwiak 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. Jóźwiak, A. Kowalkowski. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Kielce
- Krzysztofiak, L. (Red.), 2004: Ocena stanu środowiska Stacji Bazowej Wigry za rok 2003. 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. Jóźwiak, A. Kowalkowski. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Kielce
- Kozłowski R., 2003: Uwarunkowania i zmienność chemizmu opadów atmosferycznych i ich skutki w wybranych geosystemach Gór Świętokrzyskich. Rozprawa doktorska. maszynopis, Akademia Świętokrzyska, 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.
- Michalska G., 2001: Dostawa atmosferyczna, krążenie i odpływ nutrientów ze zlewni rolniczej (Chwalimski Potok, górna Parsęta). [w:] Funkcjonowanie i monitoring geosystemów z uwzględnieniem zanieczyszczenia powietrza (red.) M. Jóźwiak, A. Kowalkowski. Biblioteka Monitoringu Środowiska
- Puchalski W. 1999: Funkcjonowanie dolin rzecznych jako złożonych systemów ekologicznych [w] A. Kostrzewski (red.) Funkcjonowanie geosystemów zlewni rzecznych 2. Wyd. Bogucki, Poznań
- Stach A., 2003: Uwarunkowania i funkcjonowanie procesów denudacji chemicznej mikrozlewni na obszarze młodogłacjalnym. Wyd. Naukowe UAM, Poznań
- Śnieżek, T. (red.), 2004: Raport Stacji Bazowej ZMŚP za rok hydrologiczny 2003. 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., 2004: Raport Stacji Bazowej Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego "Pożary", rok hydrologiczny 2003. Kampinoski Park Narodowy. Granica, Ms.