

Elżbieta MALZAHN*

KIERUNEK ZMIAN POZIOMU ZANIECZYSZCZEŃ POWIETRZA I CZYNNIKÓW KLIMATYCZNYCH W PUSZCZY BIAŁOWIESKIEJ

CHANGE DIRECTION OF THE AIR POLLUTION LEVEL AND CLIMATIC
FACTORS IN THE BIAŁOWIEŻA PRIMEVAL FOREST

Abstract. *The paper presents the estimation of change direction of the air pollution and climatic factors in the whole area of the Białowieża Primeval Forest in 1986-2001. Decrease of the air pollution emission from local sources was the reason of advantageous changes in level and spatial distribution of SO₂, NO_x and dust dry deposition. The wet deposition of air pollution was rather high, stable and without any tendencies to quick decrease what allowed classifying the Białowieża Primeval Forest to moderate contaminated areas. The estimation of quantity and changes of total sulfur and nitrogen deposition was the base for actual prognosis of threats of the Białowieża forest environment by air pollution till 2010. The role of climate changes especially thermal, humidity and windy factors in the last decade were underlined in the prognosis.*

Key words: *Białowieża Primeval Forest, air pollution monitoring, climatic factors, spatial and temporal changes.*

*Zakład Lasów Naturalnych IBL w Białowieży
e-mail: emalzahn@las.ibl.bialowieza.pl

1. WSTĘP

Lasy znajdują się nieustannie pod wpływem efektów zmian globalnych, czyli działania zmian klimatu i zanieczyszczeń powietrza. Wiele czynników stresogennych w różnym stopniu ze sobą skorelowanych (Auclair i in. 1992), działa jednocześnie na ekosystemy leśne z różną intensywnością, a dynamika ich zmian z reguły nie ma charakterystyki liniowej (De Vries i in. 2000a). Spośród wielu hipotez dotyczących zjawiska zamierania lasu (Rykowski 1998) warta podkreślenia jest hipoteza grupy badaczy holenderskich, którzy uznali za aktualnie dominujące czynniki zagrożenia europejskich lasów (oprócz czynników klimatycznych lub ekstremalnych warunków pogodowych): w Europie wschodniej – eutrofizację, powodowaną przez nadmiar azotu, w Europie centralnej – dwutlenek siarki i zakwaszenie gleb, powodowane przez zbyt wysoką depozycję siarki i azotu, a w Europie południowej – ozon (De Vries i in. 2000).

Jednym z głównych czynników antropogenicznych zagrażających normalnemu funkcjonowaniu ekosystemów leśnych są zanieczyszczenia emitowane do atmosfery. Powietrze jako podstawowy składnik biosfery jest nośnikiem wielu zanieczyszczeń w postaci gazów, pyłów i aerozoli. Jego jakość kształtują głównie: depozycja sucha w postaci gazowych związków siarki i azotu oraz depozycja mokra zawarta w opadach atmosferycznych. Wody opadowe mogą być dobrym wskaźnikiem oceny stopnia zanieczyszczenia atmosfery ze względu na ilość i jakość zawartych w nich substancji oraz wskaźnikiem stopnia degradacji pozostałych elementów środowiska, ze względu na ogromny zasięg ich oddziaływania (De Vries i in. 1995).

Badania wpływu zanieczyszczeń na środowisko leśne muszą być prowadzone w cyklu wieloletnim. Tylko wtedy można próbować rozróżnić zjawiska krótko- i długoterminowe, na przykład krótkotrwały wpływ zjawisk klimatycznych na rozciągniętym w czasie oddziaływaniem różnej jakości i ilości zanieczyszczeń powietrza na ekosystemy leśne (Prinz 1987). Puszcza Białowieska jest dobrym obiektem do długoterminowej analizy zagrożeń ze strony czynników biotycznych i abiotycznych z wielu względów, zwłaszcza z powodu unikalnej wartości przyrodniczej i nie spotykanego w innych lasach niżu europejskiego wysokiego stopnia naturalności (m.in. Sokołowski 1999; Cieśliński, Czyżewska 2002; Paluch 2002). W celu uzyskania informacji o wieloletnich trendach zmian zanieczyszczeń powietrza w Puszczy, w tej pracy* poddano analizie wyniki monitoringu technicznego uzyskane w 16 latach badań: w I etapie w latach 1986–1996 (Malzahn 1999) oraz w II etapie w latach 1997–2001.

* Praca została wykonana w Instytucie Badawczym Leśnictwa w ramach tematu statutowego 24 26 05 “Ocena stanu środowiska leśnego w strefie małych zagrożeń”.

2. METODY BADAŃ

Metodyka stosowana w monitoringu technicznym zanieczyszczeń powietrza w Puszczy Białowieskiej od roku 1986 (depozycja sucha SO_2 , NO_x i opad pyłów) i od roku 1994 (depozycja mokra) została dokładnie opisana w pracy podsumowującej I etap badań w latach 1986–1996 (Malzahn 1999).

Do oceny depozycji suchej zanieczyszczeń na całym obszarze Puszczy Białowieskiej funkcjonowała sieć 25 punktów pomiarowych. Na terenie lasów gospodarczych (LG) zlokalizowano 15 punktów, w Białowieskim Parku Narodowym (BPN) – 7 punktów i na Polanie Białowieskiej (B) – 3 punkty pomiarowe. W każdym punkcie umieszczono urządzenie do pomiaru zanieczyszczeń gazowych: SO_2 i NO_x metodą kontaktową i pojemnik plastikowy do pomiaru opadu pyłów metodą sedymentacyjną. Okres ekspozycji urządzeń pomiarowych trwał jeden miesiąc. Wyniki pomiarów zanieczyszczeń gazowych wyrażano w postaci wskaźników: $W \text{SO}_2$ w $\text{mg SO}_2 \text{ m}^{-2} 24 \text{ h}^{-1}$ i $W \text{NO}_x$ w $\text{mg NO}_x \text{ m}^{-2} 24 \text{ h}^{-1}$, a opad pyłów – w $\text{g m}^{-2} \text{ miesiąc}^{-1}$.

Depozycję mokrą oznaczano poprzez pomiar kwasowości, przewodnictwa elektrycznego i analizę składu chemicznego miesięcznych opadów atmosferycznych w punkcie pomiarowym w Białowieży na Stacji Meteorologicznej IMiGW. Opady zbierano według ujednoliconej metodyki do polipropylenowego leja sedymentacyjnego, połączonego szczelnie z pojemnikiem plastikowym. Kwasowość opadu (pH) mierzono metodą potencjometryczną, przewodnictwo elektryczne właściwe (C) metodą konduktometryczną. W opadach oznaczano stężenia (mg dm^{-3}) anionów: SO_4^{2-} , NO_3^- , NO_2^- , Cl^- i F^- oraz kationów: Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ i NH_4^+ metodą chromatografii jonowej (aparat IC-690 Metrohm z programem komputerowym Metrodata 714-IC 2.06). Mokrą depozycję miesięczną, tj. ilość badanego jonu na jednostkę powierzchni w ciągu miesiąca (mg m^{-2}) obliczano mnożąc stężenie badanego zanieczyszczenia (mg dm^{-3}) przez wielkość miesięcznego opadu (mm).

Ze względu na spotykane w literaturze różne metody szacowania depozycji całkowitej siarki i azotu, czyli sumy depozycji suchej i mokrej, przeprowadzono ich analizę i wybrano wariant najbardziej odpowiedni dla środowiska leśnego Puszczy Białowieskiej (Malzahn 1999). Depozycję suchą siarki i azotu szacowano poprzez przeliczenie wskaźników $W \text{SO}_2$ i $W \text{NO}_x$ na stężenia zawartości związków siarki i azotu w powietrzu wg wzorów:

$$\text{stężenie SO}_2 (\text{mg m}^{-3}) = 0,81 W \text{SO}_2 (\text{mg m}^{-2} 24 \text{ h}^{-1}) + 7,81$$

$$\text{stężenie NO}_2 (\text{mg m}^{-3}) = 11,57 W \text{NO}_x (\text{mg m}^{-2} 24 \text{ h}^{-1}) + 6,86$$

Następnie przeliczono stężenia na depozycje suche według wzoru stosowanego przez IMiGW (Przybylska 1997):

$$D.s. = \frac{V_d \cdot n \cdot \text{sek} \cdot \text{rok}^{-1} \cdot S}{1000}$$

gdzie:

$D.s.$ – depozycja sucha: siarki w $\text{mg m}^{-2} \text{rok}^{-1}$; azotu w $\text{mg m}^{-2} \text{rok}^{-1}$,
 V_d – szybkość opadania cząsteczki: $\text{SO}_2 = 0,005 \text{ m sek}^{-1}$; $\text{NO}_2 = 0,004 \text{ m sek}^{-1}$,
 S – stężenie: $\text{mg SO}_2 \text{ m}^{-3}$; $\text{mg NO}_2 \text{ m}^{-3}$.

Depozycję mokrą siarki szacowano na podstawie opadu mokrego jonów SO_4^{2-} . Depozycję mokrą azotu szacowano jako depozycję azotu całkowitego na podstawie sumy opadu mokrego jonów NO_3^- , NO_2^- i NH_4^+ .

Informacje o wielkości opadu, temperaturze i innych warunkach meteorologicznych uzyskano z miesięcznych zestawień obserwacji rejestrowanych na stacji meteorologicznej IMiGW w Białowieży.

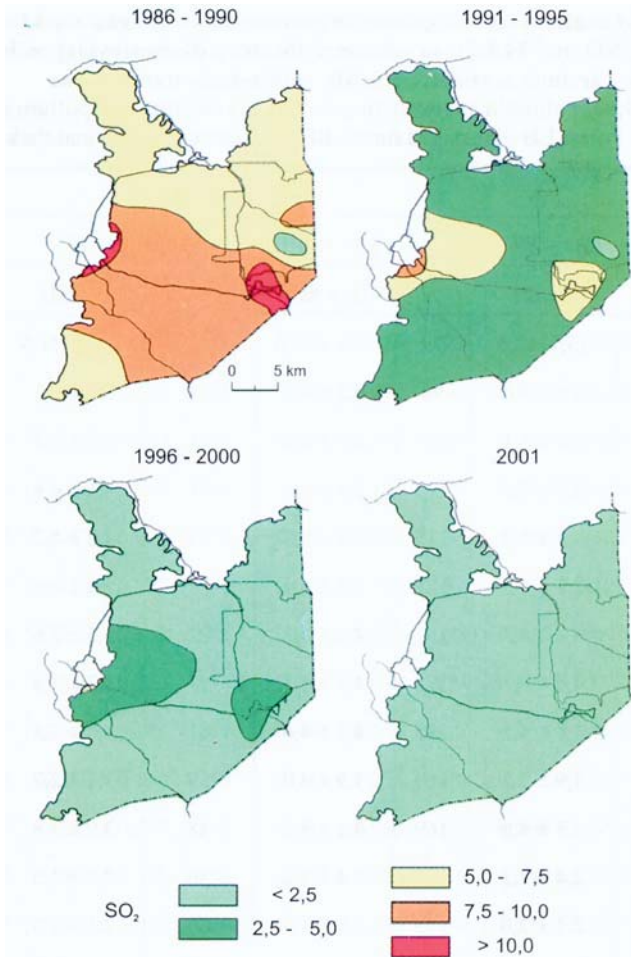
Wyniki pomiarów poddano analizie statystycznej. Wyliczono wartości średnie z odchyleniami standardowymi SD i współczynnikami zmienności CV (%) w kolejnych latach. Istotność różnic między wartościami średnimi obliczono testem t-Studenta. Istotność trendów zmian wartości badanych parametrów określono obliczając współczynniki korelacji i regresji, z wykorzystaniem arkusza kalkulacyjnego Excel 5.0.

Ze względu na zainteresowanie wykorzystywaniem wyników pomiarów zanieczyszczeń powietrza na obszarze Puszczy przez różne instytucje do różnych celów analizowano wyniki średnie dla całego jej obszaru oraz oddzielnie dla wydzielonych w niej obszarów: lasów gospodarczych (LG), Białowieskiego Parku Narodowego (BPN) i Polany Białowieskiej (B).

3. WYNIKI BADAŃ I DYSKUSJA

3.1. Zanieczyszczenia gazowe

Zawartość dwutlenku siarki w powietrzu na obszarze Puszczy w latach 1986-2001 (tab. 1) wynosiła średnio $4,3 \text{ mg m}^{-2} 24 \text{ h}^{-1}$ i wykazywała istotny statystycznie trend prostoliniowy malejący tak na całym jej obszarze ($r = -0,884$; $P < 0,001$), jak i na analizowanych oddzielnie obszarach ($r = -0,909$ dla LG; $r = -0,823$ dla BPN; $r = -0,900$ dla B; $P < 0,001$). W pierwszej połowie lat 90. zawartość SO_2 stanowiła 60%, a w drugiej już tylko 33% zawartości w stosunku do drugiej połowy lat 80. W całym okresie badań średnia zawartość SO_2 w powietrzu na obszarze LG i BPN była podobna, natomiast istotnie wyższa była na Polanie ($P < 0,01$). Zmiany rozkładu przestrzennego zawartości SO_2 w powietrzu (ryc. 1) w kolejnych okre-



Ryc. 1. Rozkład przestrzenny średniego wskaźnika zawartości w powietrzu dwutlenku siarki W SO₂ ($\text{mg SO}_2 \text{ m}^{-2} 24 \text{ h}^{-1}$) na obszarze Puszczy Białowiejskiej w latach 1986–2001

Fig 1. Spatial distribution of the mean SO₂ air pollution index W SO₂ ($\text{mg SO}_2 \text{ m}^{-2} 24 \text{ h}^{-1}$) on the area of Białowieża Forest in the years 1986–2001

sach 5-letnich obrazują coraz mniejszy obszar obciążenia Puszczy suchą depozycją siarki i wyrównywanie poziomu zawartości SO₂ w powietrzu na obszarze Puszczy.

Zawartość tlenków azotu w powietrzu na obszarze Puszczy w latach 1986–2001 (tab. 1) wynosiła średnio $0,054 \text{ mg m}^{-2} 24 \text{ h}^{-1}$ i również wykazywała istotny statystycznie trend prostoliniowy malejący ($r = -0,666$; $P < 0,01$), podobny na trzech wydzielonych obszarach LG, BPN i B ($r = -0,633$, $-0,685$, $-0,630$; $P < 0,01$). Zawartość NO_x nie różniła się w drugiej połowie lat 80. i pierwszej połowie lat 90, natomiast gwałtowny jej spadek wystąpił w drugiej połowie lat 90. (redukcja o 58% w stosunku do lat 1986–1990). W całym okresie badań średnia zawartość NO_x w powietrzu na obszarze LG i na Polanie nie różniła się, natomiast istotnie niższa była

Tabela 1. Wskaźniki zanieczyszczeń gazowych powietrza: dwutlenku siarki W_{SO_2} i tlenków azotu $m^{-2} 24 h^{-1} + 0,1 mg NO_x m^{-2} 24 h^{-1}$) na obszarze Puszczy Białowieskiej w latach 1986–2001; PB – ilość pomiarów, \bar{x} – średnia arytmetyczna, SD – odchylenie standardowe
Table 1. SO_2 and NO_x air pollution index W ($mg m^{-2} 24 h^{-1}$) and total gas pollution index W_{zg} ($1 = 5 mg$ of Białowieża Primeval Forest, LG – managed forest, BPN – Białowieża National Park, B – Białowieża

Rok Year	SO ₂							
	PB		LG		BPN		B	
	<i>n</i>	$\bar{x} \pm SD$	<i>n</i>	$\bar{x} \pm SD$	<i>n</i>	$\bar{x} \pm SD$	<i>n</i>	$\bar{x} \pm SD$
1986	164	13,1±12,5	79	12,1 ± 11,6	58	12,3 ± 11,6	27	17,5 ± 16,1
1987	211	8,0 ± 9,0	98	8,2 ± 9,1	78	6,1 ± 6,5	35	11,4 ± 12,3
1988	232	7,0 ± 7,1	118	6,7 ± 6,6	81	6,2 ± 6,5	33	9,8 ± 9,5
1989	233	5,4 ± 6,3	119	5,7 ± 6,4	81	4,1 ± 4,8	33	7,8 ± 8,3
1990	221	4,9 ± 5,3	115	4,8 ± 5,2	73	4,0 ± 4,2	33	6,9 ± 7,1
1991	233	5,7 ± 6,8	121	5,3 ± 6,4	81	5,4 ± 6,6	31	7,7 ± 8,4
1992	268	4,4 ± 4,3	151	4,5 ± 4,3	82	3,5 ± 3,6	35	6,0 ± 4,9
1993	285	4,4 ± 4,8	172	4,7 ± 5,1	77	3,3 ± 3,3	36	5,4 ± 5,7
1994	291	3,9 ± 4,5	175	4,1 ± 4,6	81	3,0 ± 3,3	35	5,3 ± 6,0
1995	264	3,9 ± 3,7	169	3,9 ± 4,0	59	3,1 ± 2,7	36	5,1 ± 3,7
1996	253	4,3 ± 4,9	169	4,1 ± 4,8	48	3,9 ± 3,8	36	5,5 ± 6,3
1997	265	2,4 ± 2,2	173	2,4 ± 2,2	56	2,0 ± 1,5	36	3,2 ± 2,8
1998	271	2,1 ± 2,0	175	2,0 ± 1,9	60	2,1 ± 1,8	36	2,5 ± 2,8
1999	275	1,9 ± 2,1	179	1,9 ± 2,2	60	1,8 ± 2,0	36	2,2 ± 2,2
2000	271	1,2 ± 1,0	177	1,2 ± 1,1	58	1,0 ± 0,6	36	1,6 ± 1,1
2001	270	1,5 ± 1,6	174	1,4 ± 1,4	60	1,3 ± 1,2	36	2,4 ± 2,5
1986–1990	1061	7,3 ± 8,6	529	7,2 ± 8,1	371	6,2 ± 7,4	161	10,4 ± 11,3
1991–1995	1341	4,4 ± 4,9	788	4,4 ± 4,9	380	3,7 ± 4,3	173	5,9 ± 5,9
1996–2000	1335	2,4 ± 2,9	873	2,3 ± 2,9	282	2,1 ± 2,3	180	3,0 ± 3,7
1986–2001	4007	4,3 ± 5,9	2364	4,0 ± 5,4	1093	4,0 ± 5,4	550	6,0 ± 7,9

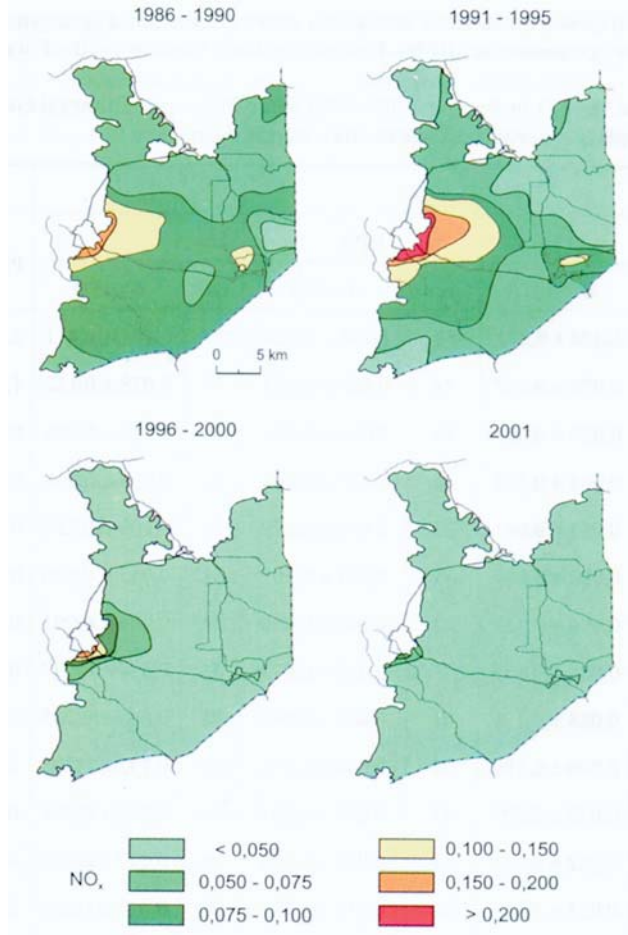
na obszarze BPN. W 2001 r. średnia zawartość NO_x w powietrzu nie różniła się już istotnie na obszarze Puszczy. Zmiany rozkładu przestrzennego zawartości NO_x w powietrzu (ryc. 2) w kolejnych okresach 5-letnich są podobne do zmian SO_2 i obrazują coraz mniejszy obszar obciążenia Puszczy suchą depozycją azotu oraz wyrównywanie poziomu NO_x .

WNO_x ($mg\ m^{-2}\ 24\ h^{-1}$) oraz współczynnika sumy obciążenia zanieczyszczeniami gazowymi Wzg ($1 = 5\ mg\ SO_2$ cały obszar Puszczy, LG – lasy gospodarcze, BPN – Białowiecki Park Narodowy, B – Polana Białowiecka; n –

$SO_2\ m^{-2}\ 24\ h^{-1} + 0,1\ mg\ NO_x\ m^{-2}\ 24\ h^{-1}$) in the years 1986–2001 in the Białowieża Primeval Forest; PB – whole area Clearing; n – number of samples, \bar{x} – arithmetic mean, SD – standard deviation

NO _x								Wzg			
PB		LG		BPN		B		PB	LG	BPN	B
<i>n</i>	$\bar{x} \pm SD$	<i>n</i>	$\bar{x} \pm SD$	<i>n</i>	$\bar{x} \pm SD$	<i>n</i>	$\bar{x} \pm SD$				
165	0,151 ± 0,314	80	0,124 ± 0,271	58	0,175 ± 0,320	27	0,181 ± 0,411	2,1	1,8	2,1	2,7
211	0,067 ± 0,126	98	0,079 ± 0,137	78	0,046 ± 0,093	35	0,078 ± 0,152	1,1	1,2	0,8	1,5
232	0,032 ± 0,064	118	0,032 ± 0,064	81	0,026 ± 0,053	33	0,047 ± 0,086	0,9	0,8	0,7	1,2
233	0,066 ± 0,122	119	0,068 ± 0,119	81	0,055 ± 0,103	33	0,084 ± 0,168	0,9	0,9	0,7	1,2
221	0,064 ± 0,090	115	0,057 ± 0,081	73	0,056 ± 0,079	33	0,109 ± 0,126	0,8	0,8	0,7	1,2
332	0,050 ± 0,100	121	0,050 ± 0,087	81	0,043 ± 0,107	31	0,065 ± 0,126	0,8	0,8	0,8	1,1
269	0,078 ± 0,130	152	0,096 ± 0,159	82	0,043 ± 0,056	35	0,086 ± 0,091	0,8	0,9	0,6	1,0
285	0,070 ± 0,134	172	0,084 ± 0,157	77	0,039 ± 0,077	36	0,074 ± 0,097	0,8	0,9	0,5	0,9
291	0,070 ± 0,149	175	0,085 ± 0,186	81	0,040 ± 0,050	35	0,065 ± 0,065	0,7	0,8	0,5	0,9
265	0,092 ± 0,195	170	0,090 ± 0,190	59	0,046 ± 0,076	36	0,172 ± 0,306	0,9	0,8	0,5	1,4
254	0,066 ± 0,176	170	0,073 ± 0,209	48	0,041 ± 0,063	36	0,068 ± 0,081	0,8	0,8	0,6	0,9
265	0,045 ± 0,116	173	0,052 ± 0,136	56	0,021 ± 0,034	36	0,047 ± 0,079	0,5	0,5	0,3	0,6
271	0,019 ± 0,044	175	0,021 ± 0,052	60	0,013 ± 0,022	36	0,017 ± 0,025	0,3	0,3	0,3	0,3
275	0,014 ± 0,034	179	0,015 ± 0,039	60	0,010 ± 0,016	36	0,012 ± 0,020	0,3	0,3	0,2	0,3
271	0,011 ± 0,032	177	0,013 ± 0,038	58	0,006 ± 0,013	36	0,010 ± 0,019	0,2	0,2	0,1	0,2
270	0,015 ± 0,038	174	0,017 ± 0,042	60	0,009 ± 0,023	36	0,018 ± 0,037	0,2	0,2	0,2	0,3
1062	0,072 ± 0,160	530	0,068 ± 0,144	371	0,066 ± 0,155	161	0,097 ± 0,211	1,1	1,1	1,0	1,5
1343	0,073 ± 0,146	790	0,083 ± 0,164	380	0,042 ± 0,085	173	0,093 ± 0,167	0,8	0,9	0,6	1,1
1336	0,030 ± 0,099	874	0,034 ± 0,118	282	0,017 ± 0,035	180	0,031 ± 0,057	0,4	0,4	0,3	0,5
4011	0,054 ± 0,133	2368	0,057 ± 0,139	1093	0,042 ± 0,104	550	0,069 ± 0,155	0,7	0,7	0,6	1,0

Wskaźniki zawartości w powietrzu zanieczyszczeń gazowych przeliczono na ich stężenia. Stężenia SO₂ w powietrzu w latach 1986–2001 wahały się w granicach od 14 do 9 mg m⁻³, a stężenia NO_x od 8 do 7 mg m⁻³, co nie przekraczało dopuszczalnych stężeń według norm obowiązujących w Polsce do 31.12.2002 r.: 32 mg SO₂ m⁻³ i 50 mg NO_x m⁻³ dla obszarów chronionych oraz 11 mg SO₂ m⁻³



Ryc. 2. Rozkład przestrzenny średniego wskaźnika zawartości w powietrzu tlenków azotu WNO_x ($\text{mg NO}_x \text{ m}^{-2} \text{ 24 h}^{-1}$) na obszarze Puszczy Białowieżskiej w latach 1986–2001

Fig 2. Spatial distribution of the mean NO_x air pollution index WNO_x ($\text{mg NO}_x \text{ m}^{-2} \text{ 24h}^{-1}$) on the area of Białowieża Forest in the years 1986–2001

i $30 \text{ mg NO}_x \text{ m}^{-3}$ dla obszarów specjalnie chronionych (Rozporządzenie Ministra Ochrony Środowiska, Zasobów Naturalnych i Leśnictwa w sprawie ochrony powietrza przed zanieczyszczeniami, Dz. U. Nr 15, z dnia 14.03.1990) ani stężeń dopuszczalnych ze względu na ochronę roślin, które od 1.01.2003 r. wynoszą: $20 \text{ mg SO}_2 \text{ m}^{-3}$ i $30 \text{ mg NO}_x \text{ m}^{-3}$ (Rozporządzenie Ministra Środowiska w sprawie oceny poziomów substancji w powietrzu, Dz. U. 02.87.798, z dnia 27.06.2002). Stężenie SO_2 na obszarze Puszczy w 2001 r. stanowiło 45% poziomu dopuszczalnego obecnie, a NO_x – 23%.

Wyniki analizy wskaźników i stężeń zanieczyszczeń gazowych wykorzystano do oceny sumarycznego obciążenia zanieczyszczeniami gazowymi obszaru Puszczy (tab. 1), uznając za dopuszczalne obciążenie zanieczyszczeniami gazowymi Wzg

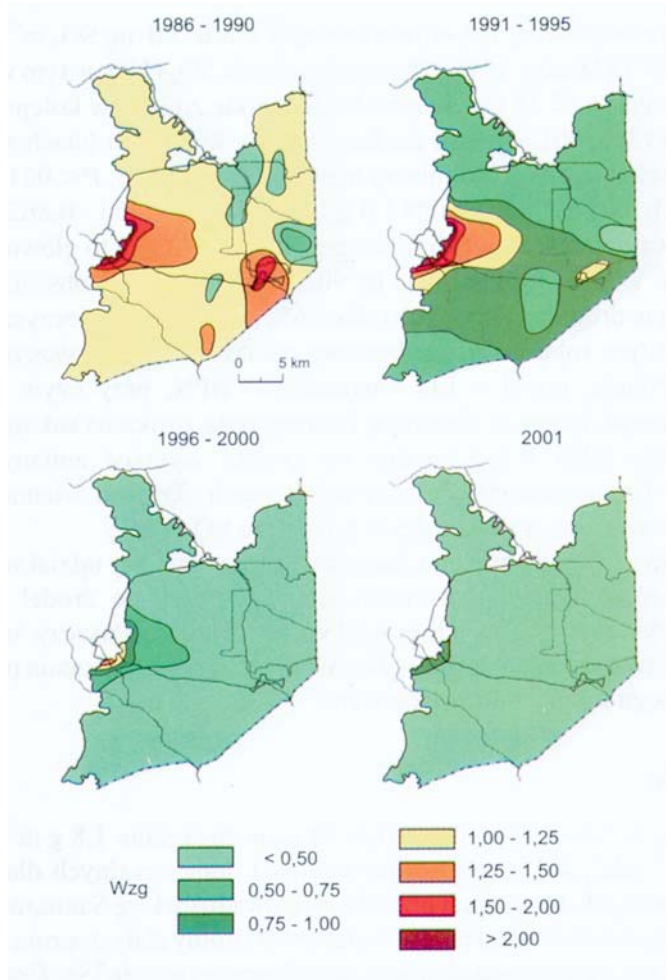
o wartości krytycznej równej 1,0, odpowiadającej sumie $5,0 \text{ mg SO}_2 \text{ m}^{-2} 24 \text{ h}^{-1}$ i $0,1 \text{ mg NO}_x \text{ m}^{-2} 24 \text{ h}^{-1}$ (Malzahn 1999). Proporcja udziału SO_2 i NO_x w tym współczynniku wynosiła średnio 62:38 i wykazywała niewielkie zmiany w kolejnych latach. W_{zg} w latach 1986–2001 wynosił średnio 0,7 i w kolejnych latach wykazywał statystycznie istotny trend prostoliniowy malejący ($r = -0,845$; $P < .001$), podobny na wydzielonych obszarach LG, BPN i B ($r = -0,868$, $-0,780$ i $-0,862$; $P < .001$). Wartość progową przekraczał tylko w drugiej połowie lat 80. i to głównie na Polanie ($W_{zg} = 1,5$). W pierwszej połowie lat 90. średnio na całym obszarze Puszczy stanowił 73%, a w drugiej połowie już tylko 36% zawartości zanieczyszczeń w latach 80. W każdym roku badań najbardziej obciążona zanieczyszczeniami gazowymi była Polana, mniej – LG i najmniej – BPN, przy czym różnice w obciążeniu tych wydzielonych obszarów Puszczy były z roku na rok mniejsze i w 2001 r. wynosiły tylko 0,1. Obrazują ten proces wyraźne zmiany rozkładu przestrzennego W_{zg} na obszarze Puszczy w kolejnych okresach 5-letnich (ryc. 3), które są wypadkową zmian zawartości w powietrzu SO_2 i NO_x .

Zaobserwowane trendy zmian wskazują na coraz mniejszy udział w depozycji suchej zanieczyszczeń powietrza emisji zanieczyszczeń ze źródeł lokalnych. Poziom zanieczyszczeń gazowych powietrza na obszarze Puszczy w ostatnich kilku latach XX w. był warunkowany głównie przez zanieczyszczenia pochodzące z dalekiego zasięgu krajowe i transgraniczne.

3.2. Opad pyłów

Opad pyłów w latach 1986–2001 (tab. 2) wynosił średnio $1,8 \text{ g m}^{-2} \text{ miesiąc}^{-1}$, czyli $21,6 \text{ g m}^{-2} \text{ rok}^{-1}$, nie przekraczając wartości dopuszczalnych dla obszarów specjalnie chronionych, przyjętych przez Państwową Inspekcję Sanitarną – $40 \text{ g m}^{-2} \text{ rok}^{-1}$. W kolejnych latach opad pyłów wykazywał istotny statystycznie trend prostoliniowy malejący, zarówno na obszarze całej Puszczy ($r = -0,788$; $P < .001$), jak i na analizowanych oddzielnie obszarach ($r = -0,768$ dla LG; $r = -0,693$ dla BPN; $r = -0,726$ dla B; $P < .001$). W pierwszej połowie lat 90. opad pyłów stanowił 77%, a w drugiej – 63% opadu pyłów w latach 80. W kolejnych okresach 5-letnich opad pyłów był podobny w BPN i LG, a istotnie statystycznie wyższy był tylko na Polanie w drugiej połowie lat 80. Zmiany rozkładu przestrzennego opadu pyłów na obszarze Puszczy w kolejnych okresach 5-letnich (ryc. 4) obrazują zmniejszanie i wyrównywanie się jego poziomu na obszarze Puszczy.

Pomimo nie szacowanego zmiennego udziału zapylenia naturalnych w opadzie pyłów w kolejnych latach, jego spadek z 3 g w 1986 r. do około $1,5 \text{ g m}^{-2} \text{ miesiąc}^{-1}$ w ostatnich czterech latach wyraźnie sugeruje zmniejszanie się ilości pyłów antropogenicznych. Zaobserwowane trendy zmian opadu pyłów są podobne do zmian poziomu zanieczyszczeń gazowych powietrza i również wskazują na coraz mniejszy udział emisji zanieczyszczeń ze źródeł lokalnych.



Ryc. 3. Rozkład przestrzenny średniego współczynnika sumy obciążenia zanieczyszczeniami gazowymi powietrza W_{zg} ($1,0=5 \text{ mg SO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ 24 h}^{-1} + 0,1 \text{ mg NO}_x \text{ m}^{-2} \text{ 24 h}^{-1}$) na obszarze Puszczy Białowiejskiej w latach 1986–2001

Fig. 3. Spatial distribution of the mean index of total gas pollution load W_{zg} ($1.0=5 \text{ mg SO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ 24 h}^{-1} + 0.1 \text{ mg NO}_x \text{ m}^{-2} \text{ 24 h}^{-1}$) on the area of Białowieża Forest in the years 1986–2001

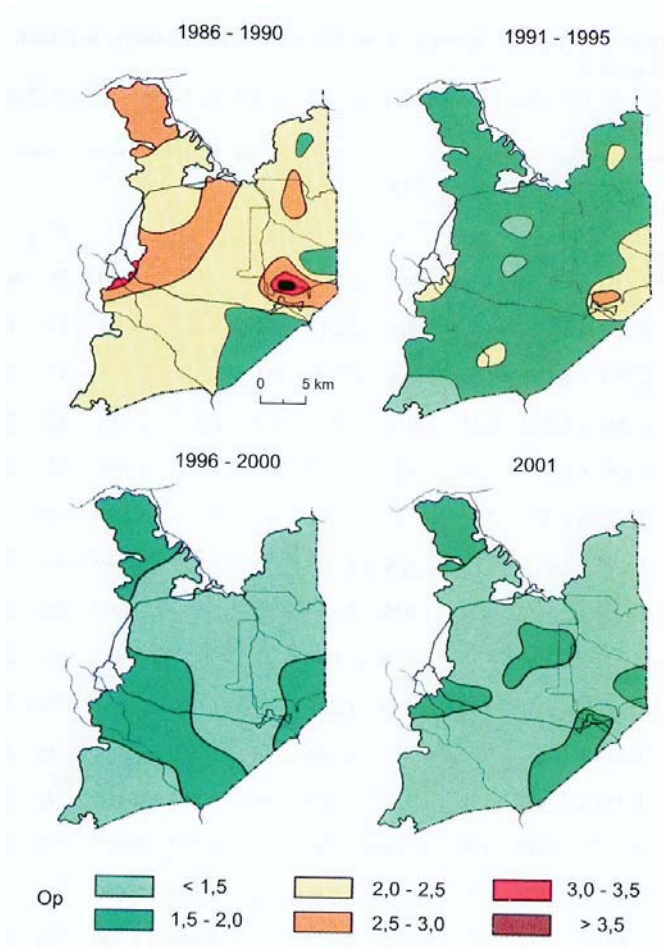
3.3. Kwasowość i skład chemiczny opadów atmosferycznych

Wyniki pomiarów kwasowości każdego opadu atmosferycznego w Puszczy Białowiejskiej w latach 1987–1998 poddano szczegółowej analizie i jako istotne kryterium zagrożenia środowiska leśnego przedstawiono w osobnym opracowaniu (Malzahn 2000). Zbadano wówczas kwasowość 904 opadów atmosferycznych o średnim pH 4,6 i znacznej zmienności pH poszczególnych opadów (3,1–9,5). Uznano, że kwaśne deszcze o $\text{pH} < 4,6$, stanowiące aż 37% sumy opadów, przyspieszają proces zakwaszania środowiska leśnego Puszczy.

Tabela 2. Opad pyłów Op ($g\ m^{-2}\ miesiąc^{-1}$) w Puszczy Białowieskiej w latach 1986–2001. Objasnienia jak w tabeli 1Table 2. Dustfall Op ($g\ m^{-2}\ month^{-1}$) in the years 1986–2001 in the Białowieża Primeval Forest. Explanations as in table 1

Rok Year	PB		LG		BPN		B	
	n	$\bar{x} \pm SD$	n	$\bar{x} \pm SD$	n	$\bar{x}_0 \pm SD$	n	$\bar{x} \pm SD$
1986	185	3,064 ± 2,947	91	2,491 ± 1,803	68	2,682 ± 2,000	26	6,067 ± 5,525
1987	203	2,333 ± 2,296	94	2,342 ± 2,202	78	1,973 ± 1,711	31	3,211 ± 3,436
1988	246	2,681 ± 3,129	128	2,620 ± 2,760	83	2,357 ± 2,900	35	3,670 ± 4,529
1989	237	2,001 ± 2,020	121	2,016 ± 1,851	84	2,127 ± 2,408	32	1,611 ± 1,443
1990	222	1,647 ± 1,159	118	1,615 ± 1,167	72	1,610 ± 1,081	32	1,847 ± 1,308
1991	232	1,638 ± 1,371	121	1,715 ± 1,443	81	1,571 ± 1,203	30	1,507 ± 1,522
1992	242	1,778 ± 1,815	125	1,684 ± 1,683	83	1,731 ± 1,749	34	2,239 ± 2,357
1993	251	1,905 ± 2,142	171	1,685 ± 1,848	45	2,237 ± 2,667	35	2,550 ± 2,581
1994	259	2,125 ± 2,360	178	2,026 ± 2,043	47	2,101 ± 2,952	34	2,673 ± 2,940
1995	254	1,471 ± 1,992	172	1,363 ± 1,267	46	1,450 ± 2,087	36	2,016 ± 3,855
1996	262	1,374 ± 1,802	178	1,272 ± 1,386	48	1,240 ± 1,497	36	2,054 ± 3,310
1997	264	1,732 ± 1,943	172	1,753 ± 1,899	56	1,802 ± 2,150	36	1,523 ± 1,852
1998	274	1,237 ± 1,093	179	1,264 ± 1,197	60	1,213 ± 0,911	35	1,138 ± 0,804
1999	274	1,455 ± 1,207	179	1,559 ± 1,288	60	1,325 ± 1,097	35	1,143 ± 0,856
2000	270	1,557 ± 1,537	177	1,637 ± 1,555	57	1,636 ± 1,749	36	1,042 ± 0,893
2001	271	1,432 ± 1,502	175	1,416 ± 1,168	60	1,577 ± 2,370	36	1,271 ± 1,045
1986–1990	1093	2,323 ± 2,455	552	2,204 ± 2,069	385	2,147 ± 2,161	156	3,182 ± 3,846
1991–1995	1238	1,787 ± 1,986	767	1,696 ± 1,708	302	1,778 ± 2,078	169	2,213 ± 2,792
1996–2000	1344	1,470 ± 1,553	885	1,495 ± 1,491	281	1,445 ± 1,542	178	1,383 ± 1,847
1986–2001	3946	1,803 ± 2,001	2379	1,719 ± 1,714	1028	1,813 ± 2,016	539	2,156 ± 2,906

Ze względu na duży koszt i pracochłonność analiz każdego deszczu oraz na korzyści wynikające z możliwości porównywania danych z wykonywanymi od kilku lat pomiarami wielkości depozycji mokrej w ramach programu monitoringu lasu na całym obszarze Polski, w 1994 r. rozpoczęto analizy miesięcznych opadów poprzez oznaczanie ich kwasowości, przewodnictwa elektrycznego oraz depozycji jonów (tab. 3). Średnioroczne pH opadów w Puszczy w latach 1994–2001 wynosiło 4,8, a więc było wyższe niż w Polsce południowej w latach 90., gdzie wynosiło 4,4 (Szarek-Łukaszewska 1999), mieszcząc się w granicach rejestrowanych w Polsce



Ryc. 4. Rozkład przestrzenny opadu pyłów (Op w $g\ m^{-2}\ miesiąc^{-1}$) na obszarze Puszczy Białowieżskiej w latach 1986–2001

Fig. 4. Spatial distribution of dustfall (Op in $g\ m^{-2}\ month^{-1}$) on the area of Białowieża Forest in the years 1986–2001

północnej w 2000 r. (pH 4,3–6,2) (Dobrowolski i in. 2001), i zmieniało się w kolejnych latach nieregularnie. Wartość przewodnictwa elektrycznego, świadcząca o ilości związków rozpuszczonych w opadach i uznawana za dobry i miarodajny wskaźnik stopnia zanieczyszczenia wód opadowych, wahała się w niewielkich granicach od 24 do 28 $mS\ cm^{-1}$, z wyjątkiem dwóch lat: 1996 i 1997, w których stwierdzono wysokie przewodnictwo przy najwyższej kwasowości opadów. Średnia wartość przewodnictwa w latach 1994–2001 wyniosła 29 $mS\ cm^{-1}$. Jest ona prawie dwukrotnie wyższa od wartości 15 $mS\ cm^{-1}$ uznawanej za charakterystyczną dla wód opadowych obszarów nieznacznie zanieczyszczonych, ale też znacznie niższa od stwierdzanej na obszarach zagrożonych, np. na terenie Ojcowskiego Parku Narodowego (35–63 $mS\ cm^{-1}$) (Leśniok, Partyka 2001).

Do uzyskania pełniejszej oceny stopnia zanieczyszczenia stosowano pomiary substancji rozpuszczonych w wodzie opadowej, które mają największy wpływ na jej kwasowość. W latach 1994–2001 występowały w szeregu malejącym stężenia anionów: NO_3^- , SO_4^{2-} , Cl^- , NO_2^- , F^- i kationów: Ca^{2+} , Na^+ , K^+ , NH_4^+ , Mg^{2+} (tab. 3). Według jednej z klasyfikacji wód opadowych (Jansen i in. 1988), w Białowieży stężenia większości jonów mieściły się w granicach nieznacznych ($0\text{--}1\text{ mg dm}^{-3}$) lub lekko podwyższonych ($2\text{--}4\text{ mg dm}^{-3}$) i tylko stężenia anionów azotanowych w pięciu latach można było zaliczyć do klasy podwyższonych ($4\text{--}6\text{ mg dm}^{-3}$).

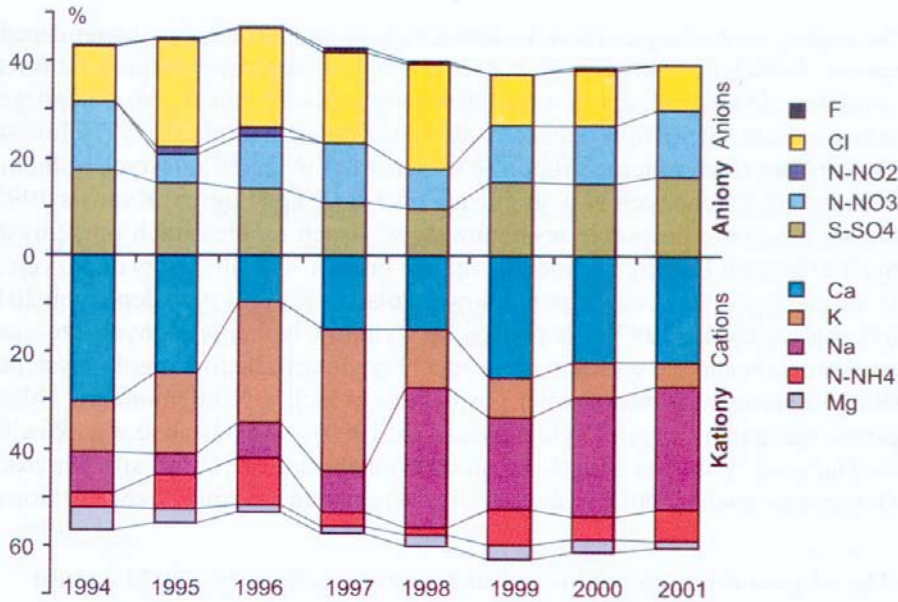
W badaniach składu chemicznego wód opadowych ważne jest określenie wpływu zawartych w nich substancji na pH opadów. Zależność ta jest bardzo złożona, ponieważ kształtowanie się poziomu wartości stężeń jonów H^+ zależy od obecności w opadach tak jonów kwasotwórczych jak i czynników alkalizujących. Zbadano korelacje pomiędzy wielkością opadu i stężeniami wszystkich oznaczanych w nim jonów. Istotna dodatnia korelacja występowała pomiędzy stężeniem jonów H^+ a sumą anionów i kationów, anionami: NO_3^- i Cl^- ($P < .001$) oraz SO_4^{2-} ($P < .01$) oraz kationami: K^+ ($P < .001$) i NH_4^+ ($P < .05$), natomiast ujemna korelacja – z kationami Mg^{2+} ($P < .05$). Suma stężeń wszystkich kationów była istotnie skorelowana ($P < .001$) z sumą stężeń dwóch potencjalnych anionów kwasotwórczych (SO_4^{2-} i NO_3^-), ale z reguły była niższa i nie mogła zneutralizować wszystkich anionów, czego wynikiem były kwaśne deszcze. Istotne korelacje pomiędzy występującymi w najwyższych stężeniach anionami a kationami stwierdzano również na obszarach zagrożonych, gdzie występują deszcze neutralne lub alkaliczne (pH opadów $> 5,7$), ale występował tam zawsze nadmiar kationów alkalicznych, neutralizujący wszystkie aniony kwasotwórcze (Alastuey i in. 1999; Feng i in. 2001).

Depozycja mokra zanieczyszczeń, nazywana także opadem mokrym, wyrażana jest przez stężenie badanego jonu na jednostkę powierzchni w określonym czasie, jej wartość jest zatem zależna wprost proporcjonalnie od wielkości opadów atmosferycznych oraz od stężeń zawartych w nich zanieczyszczeń. W Białowieży w latach 1994–2001 roczna depozycja sumy anionów stanowiła mniej niż połowę depozycji wszystkich jonów (średnio 42%) i jej struktura była bardziej stabilna w kolejnych latach niż struktura depozycji poszczególnych kationów (tab. 3). Ciekawe zależności zaobserwowano w zmianach procentowego udziału jonów w opadzie mokrym (ryc. 5). W całym okresie pomiarowym wśród kationów wyraźnie zmniejszył się udział jonów potasowych, a zwiększył – jonów sodowych. Jednocześnie wśród anionów zmniejszył się udział jonów chlorkowych, a zwiększył – jonów azotanowych. Z porównania z danymi literaturowymi wynika, że struktura depozycji jonów była podobna do stwierdzanej w lasach pod silną presją emisji przemysłowych, między innymi na pograniczu Czech i Niemiec w latach 1992–1996 (Cerny i in. 1999), przy dwa razy większej niż w Białowieży depozycji azotu nieorganicznego i siarki siarczanowej (po $13\text{ kg ha}^{-1}\text{ rok}^{-1}$). W Puszczy nie stwierdzono istotnych trendów zmian depozycji sumy kationów i anionów w kolejnych latach badań.

Tabela 3. Kwasowość opadów atmosferycznych (pH), przewodnictwo elektryczne właściwe (C) oraz średnie miesięczne stężenia kationów i anionów w opadach atmosferycznych i ich roczny opad mokry w Białowieży w latach 1994–2001; ŁK – suma kationów, ŁA – suma anionów

Table 1. Precipitation acidity (pH), electrical conductivity (C), mean monthly cations and anions concentrations in precipitation and monthly mean wet deposition in Białowieża in the years 1994–2001; ŁK – sum of cations, ŁA – sum of anions

Jon Ion	Rok Year								\bar{x} / \bar{x}_w 1994–2001	
	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001		
\bar{x}_w pH	5,36	5,07	4,45	4,54	4,75	5,09	4,98	4,84	4,81	
C, mS/cm	26	24	42	36	26	26	28	28	29	
Stężenie, mg dcm ³ miesiąc ⁻¹ Concentration, mg dcm ³ month ⁻¹	NH ₄ ⁺	0,23	0,58	1,21	0,29	0,12	0,77	0,55	0,55	0,51
	Na ⁺	0,53	0,29	0,69	0,66	1,84	1,55	2,24	1,63	1,17
	K ⁺	0,65	1,10	2,39	2,31	0,76	0,66	0,66	0,32	1,07
	Mg ²⁺	0,29	0,19	0,11	0,13	0,2	0,23	0,24	0,1	0,18
	Ca ²⁺	1,91	1,61	0,93	1,19	0,97	2,05	2,01	1,43	1,51
	SO ₄ ²⁻	3,32	2,92	3,97	2,57	1,81	3,71	4,10	3,15	3,14
	NO ₃ ⁻	3,94	1,73	4,67	4,25	2,34	4,22	4,88	4,04	3,66
	NO ₂ ⁻	0,01	0,36	0,54	0,01	0,02	0,04	0,02	0,00	0,12
	Cl ⁻	0,72	1,46	1,95	1,48	1,38	0,84	1,03	0,60	1,17
	F ⁻	0,02	0,01	0,03	0,05	0,03	0,01	0,05	0,01	0,03
Depozycja mokra, kg ha ⁻¹ rok ⁻¹ Wet deposition, kg ha ⁻¹ year ⁻¹	N-NH ₄ ⁺	1,2	3,1	4,8	1,3	0,7	3,6	2,4	2,5	2,4
	Na ⁺	3,6	2,0	3,5	3,8	13,4	9,2	12,5	9,4	7,2
	K ⁺	4,5	7,5	12,3	13,2	5,6	3,9	3,7	1,9	6,6
	Mg ²⁺	2,0	1,3	0,6	0,7	1,1	1,3	1,4	0,6	1,1
	Ca ²⁺	13,0	10,9	4,7	6,9	7,1	12,2	11,2	8,3	9,3
	ŁK	24,4	24,8	25,9	25,8	27,8	30,2	31,1	22,5	26,6
	S-SO ₄ ²⁻	7,6	6,6	6,8	4,9	4,4	7,4	7,6	6,1	6,4
	N-NO ₃ ⁻	6,0	2,6	5,3	5,4	3,8	5,6	6,0	5,2	5,0
	N-NO ₂ ⁻	0,0	0,7	0,8	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,2
	Cl ⁻	5,0	10,0	10,0	8,5	10,1	5,0	5,7	3,5	7,2
F ⁻	0,1	0,1	0,2	0,3	0,2	0,0	0,3	0,1	0,2	
ŁA	18,7	20,0	23,1	19,2	18,6	18,0	19,7	14,8	19,0	



Ryc. 5. Procentowy udział jonów w depozycji mokrej (mg m^{-2}) w Białowieży w latach 1994–2001
 Fig. 5. Ions percentage fractions in wet deposition (mg m^{-2}) in Białowieża in the years 1994–2001

Porównano wielkości mokrej depozycji jonów w Białowieży z wynikami innych badań monitoringowych w kraju. W Puszczy Białowiejskiej była najmniejsza kwasowość opadów i niższa o około 30% depozycja azotu amonowego, podobna depozycja siarki siarczanowej, ale wyższa o około 60% depozycja azotu azotanowego w stosunku do wartości średnich rejestrowanych przez IMiGW oraz Instytut Ochrony Środowiska w trzech nizinnych stacjach Państwowego Monitoringu Środowiska (Puszcza Borecka, Warszawa-Bielany, Jarczew), publikowanych w latach 1995–2000 w corocznych opracowaniach GUS („Ochrona Środowiska”). Z porównania danych monitoringu lasu, publikowanych w corocznych opracowaniach Inspekcji Ochrony Środowiska pt. „Stan zdrowotny lasów Polski” w latach 1997–2002 (Wawrzoniak i in. 2001) wynika, że w opadach białowiejskich wśród kationów stwierdzano aż 3 razy mniejszą depozycję Ca^{2+} , Mg^{2+} i NH_4^+ ale większą Na^+ , a wśród anionów – mniejszą depozycję SO_4^{2-} i Cl^- , ale większą NO_3^- w porównaniu z wartościami średnimi dla kraju. W 2000 r. (Dobrowolski i in. 2001) depozycja mokra siarki (S-SO_4^{2-}) w Polsce wahała się w granicach $8\text{--}27 \text{ kg ha}^{-1}$, w krainie Mazursko-Podlaskiej wynosiła 8 kg , a w Białowieży – $7,6 \text{ kg}$ i zmniejszyła się jeszcze w 2001 r. (do 6 kg przy 10 kg ha^{-1} w krainie Mazursko-Podlaskiej) (Wawrzoniak i in. 2002). Depozycja mokra azotu ($\text{N-NO}_3^- + \text{N-NO}_2^- + \text{N-NH}_4^+$) w 2000 r. w Polsce wahała się w granicach $15\text{--}31 \text{ kg ha}^{-1}$, w krainie Mazursko-Podlaskiej wynosiła 16 kg , a w Białowieży – $8,4 \text{ kg}$, i też zmniejszyła się w 2001 r. (do $7,7 \text{ kg}$ w Białowieży przy 16 kg w krainie Mazursko-Podlaskiej).

W depozycji mokrej azotu w Białowieży proporcje pomiędzy azotem zredukowanym ($N-NH_4$) i utlenionym ($N-NO_3 + N-NO_2$) wynosiły średnio 32:68% i były podobne do stwierdzanych w lasach sosnowych w Finlandii, gdzie depozycja azotu na początku lat 90. była jednak o połowę niższa niż w Białowieży (Helmissari 1995). Bardziej równomierne proporcje stwierdzano w lasach iglastych południowej Szwecji przy depozycji N w granicach od 1 do 7 kg (Logren, Kvamas 1995). Natomiast odwrotne proporcje występowały w lasach na obszarach uprzemysłowionych w krajach Europy zachodniej, np. we Francji – 70:30% przy depozycji 28 kg (Bonneau, Nys 1993), czy w południowej Polsce – 82:18% przy depozycji 20 kg (Szarek-Łukaszevska 1999). Na podstawie wyników badań w różnych częściach świata wnioskowano, że wysokie proporcje N zredukowanego z reguły występują w pobliżu obszarów o intensywnej gospodarce rolnej, a N utlenionego – blisko obszarów zurbanizowanych (Bytnerowicz i in. 1999). Na podstawie wyników badań w Białowieży można sądzić, że na obszarach oddalonych od silnych źródeł emisji różnego pochodzenia, w depozycji mokrej azotu dominuje azot utleniony.

3.4. Ocena poziomu i kierunku zmian depozycji całkowitej siarki i azotu

Depozycję całkowitą siarki i azotu, jako sumę depozycji mokrej i suchej, można było obliczyć w Puszczy Białowieskiej dopiero od 1994 roku (tab. 4). Prawdopodobną wielkość depozycji mokrej w poprzednim okresie badań (lata 1986–1993) oszacowano na podstawie średniego udziału w latach 1994–2001 depozycji mokrej w depozycji całkowitej siarki (44,6%) i azotu (72,2%).

Roczna depozycja całkowita siarki na obszarze Puszczy w latach 1994–2001 wahała się w granicach 12–16 kg ha⁻¹. W tym okresie depozycja sucha zmniejszała się, natomiast depozycja mokra wahała się nieregularnie w zależności od sum rocznych opadów. Istotny trend malejący depozycji całkowitej stwierdzono tylko w całym okresie badań (1986–2001) (ryc. 6). W ostatnim roku badań depozycja całkowita siarki wynosiła 13 kg ha⁻¹. Do oceny tej wielkości depozycji zastosowano przyjęty na świecie poziom krytycznego obciążenia lasów siarką, który wynosi, w zależności od własności buforowych gleby, od 3 do 32 kg ha⁻¹ rok⁻¹ (Grodzińska, Szarek 1995). Obciążenie Puszczy siarką znajdowało się w połowie przedziału wartości krytycznej dla lasów, ale przekroczyło proponowane wartości krytyczne dla lasów północno-wschodniej Europy: 5–10 kg ha⁻¹ rok⁻¹ (Manninen i in. 1997). Na obszarze Puszczy we wszystkich latach badań najniższą depozycję siarki stwierdzano w BPN, a najwyższą na Polanie Białowieskiej, przy czym różnice te zmniejszały się w kolejnych latach od 3 do poniżej 1 kg ha⁻¹ rok⁻¹.

Roczna depozycja całkowita azotu w Puszczy Białowieskiej w latach 1994–2001 wahała się w granicach 7–14 kg ha⁻¹. Depozycja sucha w niewielkim stopniu zmniejszała się, natomiast silnym wahaniom ulegała depozycja mokra, co było powodem braku istotnego trendu zmian (ryc. 6). W ostatnim roku badań depozycja całkowita N wynosiła 10 kg ha⁻¹. Przy uznaniu klasycznego kryterium krytycznego obciążenia azotem lasów iglastych wielkości 3–15 kg ha⁻¹ rok⁻¹, a lasów

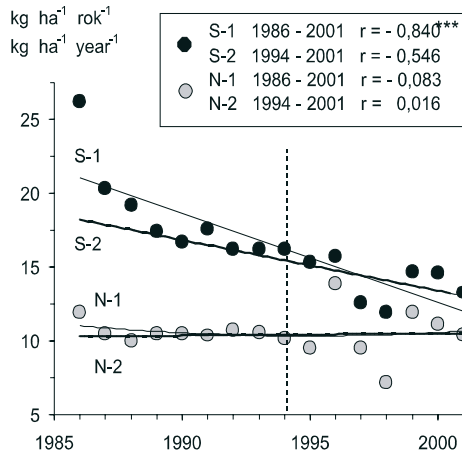
Tabela 4. Depozycja całkowita siarki i azotu w Puszczy Białowieskiej w latach 1986–2001
 Table 4. Sulphur and nitrogen total deposition in the Białowieża Primeval Forest in the years 1986–2001

Rok Year		Depozycja sucha (d.s.) Dry deposition		Depozycja mokra (d.m.) Wet deposition		Depozycja całkowita (d.c.) Total deposition			
		PB		PB		PB	LG	BPN	B
		$\text{g m}^{-2} \text{rok}^{-1}$ $\text{g m}^{-2} \text{year}^{-1}$	% d.c.	$\text{g m}^{-2} \text{rok}^{-1}$ $\text{g m}^{-2} \text{year}^{-1}$	% d.c.	$\text{kg ha}^{-1} \text{rok}^{-1}$ $\text{kg ha}^{-1} \text{year}^{-1}$			
Siarka Sulphur	1986	1,451				26,2	25,6	25,7	29,0
	1987	1,126				20,3	20,5	19,1	22,5
	1988	1,063				19,2	19,0	18,7	21,0
	1989	0,964				17,4	17,6	16,5	18,9
	1990	0,928	$\bar{x} = 55,4$		$\bar{x} = 44,6$	16,7	16,7	16,2	18,1
	1991	0,977				17,6	17,4	17,5	18,9
	1992	0,899				16,2	16,3	15,6	17,3
	1993	0,896				16,2	16,4	15,5	16,8
	1994	0,867	53,4	0,757	46,6	16,2	16,3	15,7	17,1
	1995	0,864	56,6	0,662	43,4	15,3	15,2	14,8	16,0
	1996	0,892	56,8	0,678	43,2	15,7	15,6	15,5	16,5
	1997	0,770	61,1	0,491	38,9	12,6	12,6	12,3	13,1
	1998	0,751	63,0	0,440	37,0	11,9	11,9	11,9	12,1
	1999	0,738	50,1	0,736	49,9	14,7	14,7	14,7	14,9
	2000	0,696	47,8	0,761	52,2	14,6	14,5	14,4	14,8
	2001	0,715	54,2	0,605	45,8	13,2	13,1	13,1	13,8
	\bar{x} 1994–2001	0,786	55,4	0,641	44,6	14,3	14,2	14,0	14,8
	\bar{x} 1986–1990	1,106	55,4	0,891	44,6	20,0	19,9	19,3	21,9
	\bar{x} 1991–1995	0,900	55,2	0,730	44,8	16,3	16,3	15,8	17,2
\bar{x} 1996–2000	0,769	55,8	0,621	44,2	13,9	13,9	13,8	14,3	
\bar{x} 1986–2001	0,912	55,4	0,738	44,6	16,5	16,5	16,1	17,6	

Tabela 4 c.d.
Table 4 continued

Azot Nitrogen	1986	0,330				11,9	11,8	12,0	12,0
	1987	0,293				10,5	10,6	10,4	10,6
	1988	0,278				10,0	10,0	10,0	10,1
	1989	0,292				10,5	10,5	10,5	10,6
	1990	0,291	$\bar{x} = 27,8$		$\bar{x} = 72,2$	10,5	10,5	10,4	10,7
	1991	0,285				10,3	10,3	10,2	10,3
	1992	0,299				10,7	10,8	10,6	10,8
	1993	0,294				10,6	10,6	10,4	10,6
	1994	0,294	28,9	0,724	71,1	10,2	10,3	10,1	10,2
	1995	0,304	32,0	0,645	68,0	9,5	9,5	9,3	9,8
	1996	0,293	21,1	1,097	78,9	13,9	13,9	13,8	13,9
	1997	0,283	29,7	0,671	70,3	9,5	9,6	9,4	9,5
	1998	0,271	37,6	0,451	62,4	7,2	7,2	7,2	7,2
	1999	0,269	22,6	0,921	77,4	11,9	11,9	11,9	11,9
	2000	0,269	24,2	0,842	75,8	11,1	11,1	11,1	11,1
	2001	0,270	26,1	0,765	73,9	10,4	10,4	10,3	10,4
	\bar{x} 1994–2001	0,282	27,8	0,765	72,2	10,5	10,5	10,4	10,5
	\bar{x} 1986–1990	0,297	27,8	0,771	72,2	10,7	10,7	10,7	10,8
	\bar{x} 1991–1995	0,295	28,9	0,730	71,1	10,2	10,3	10,1	10,3
	\bar{x} 1996–2000	0,277	27,0	0,796	73,0	10,7	10,7	10,7	10,7
	\bar{x} 1986–2001	0,289	27,8	0,766	72,2	10,5	10,6	10,5	10,6

liściastych 3–20 kg ha⁻¹ rok⁻¹ i założeniu, że poziom utraty azotu z ekosystemu mieści się w granicy uznawanej za normę, tj. około 2 kg ha⁻¹, a zapotrzebowanie rosnącego lasu wynosi 5–8 kg ha⁻¹ rocznie (Nilsson i Grennfelt 1988), jego depozycja w Puszczy znajdowała się na granicy dopuszczalności z punktu widzenia normalnej gospodarki ekosystemu. Natomiast przy zastosowaniu innej klasyfikacji lasów na: lasy gospodarcze, dla których przyjmowany na świecie poziom krytycznego obciążenia wynosi 15 do 20 kg N ha⁻¹ rok⁻¹ i lasy zbliżone do naturalnych z poziomem krytycznego obciążenia 2 do 5 kg N ha⁻¹ rok⁻¹ (Grodzińska, Szarek



Ryc. 6. Trendy zmian depozycji całkowitej siarki i azotu w Puszczy Białowieżskiej w latach 1986–2001. Trend prostoliniowy istotny przy $P < .001$ ***

Fig. 6. Trends of changes in sulphur and nitrogen total deposition in the Białowieża Primeval Forest in the years 1986–2001. Linear trend significant for $P < .001$ ***

1995), obciążenie azotem Puszczy przekroczyło wartość krytyczną dla lasów naturalnych. Dlatego depozycja azotu może być uznawana za jeden z głównych czynników powodujących obserwowaną w ostatnich 40 latach eutrofizację siedlisk w Puszczy (Paluch 2002). Na obszarze Puszczy różnice w depozycji N na wydzielonych obszarach były niewielkie i zmniejszały się od 0,5 kg (1995 r.) do 0,1 kg ha⁻¹ rok⁻¹ (lata 1994–2001).

Udział suchej i mokrej depozycji w depozycji całkowitej zależy od charakterystyki obszaru. W Puszczy Białowieżskiej w latach 1994–2001 sucha depozycja siarki stanowiła 48–63%, a azotu tylko 21–38% depozycji całkowitej (tab. 4). W Europie sucha depozycja siarki stanowiła średnio 63%, a azotu 40% depozycji całkowitej, przy czym udział tej depozycji malał wraz ze wzrostem odległości od silnych źródeł emisji (Whelpdale i in. 1997). W Białowieży wyjątkowo duży udział w depozycji całkowitej azotu stanowiła depozycja mokra i to głównie azotu utlenionego (średnio 78%). Należy podkreślić, że usuwane z powietrza zanieczyszczenia z wodami opadowymi, dostając się do powierzchni ziemi szybciej wchodzi w poszczególne fazy obiegu hydrogeochemicznego niż zanieczyszczenia gazowe. Znaczny dopływ azotu w postaci NO₃⁻ pociąga za sobą wymywanie z gleby dużych ilości metali alkalicznych (Ca, Mg, K) (Van Miegroet i in. 1992). Także dopływ siarki w postaci SO₄²⁻ powoduje ubożenie ekosystemu w kationy zasadowe. Procesy te są związane z niektórymi hipotezami na temat przyczyn choroby zamierania lasów w Europie i Ameryce Północnej. Na przykład hipoteza aluminiowa przypisuje istotne znaczenie toksyczności jonów glinu, uwalnianych z roztworu glebowego przez dopływ anionów SO₄²⁻, NO₃⁻ i NH₄⁺. Natomiast hipoteza przenawożeniowa twierdzi, że zaburzenia fizjologiczne w roślinach powodowane przez zaburzenia równowagi w pobieraniu biogenów z gleby, wynikają ze zbyt dużego dopływu niektórych z nich z atmosfery, m.in. właśnie azotu.

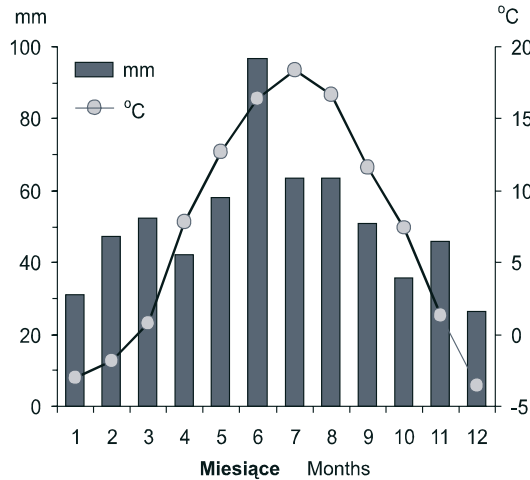
3.5. Czynniki klimatyczne

Poza wielkością emisji zanieczyszczeń, w ostatecznym kształtowaniu składu chemicznego atmosfery na badanym obszarze duże znaczenie mają warunki pogodowe. Ich wpływ na zdrowotność lasów Polski jest analizowana w corocznych raportach monitoringu lasu w skali krain przyrodniczo-leśnych (Wawrzoniak i in. 2002). Puszcza Białowieska znajduje się w granicach Krainy Mazursko-Podlaskiej, jednak specyficzne warunki klimatyczne w jej rejonie (Olszewski 1986) mogą być powodem mniejszej odporności ekosystemów leśnych na wpływ czynników antropogenicznych.

Z charakterystyki wybranych warunków klimatycznych w Białowieży w latach 1986–2001 (tab. 5) wynika, że większość z nich nie uległa istotnym zmianom. Wśród warunków termicznych istotny statystycznie trend prostoliniowy wykazywało minimum dobowe temperatury najchłodniejszego miesiąca ($r = 0,648$; $P < .01$) i roczny przedział wahań temperatury powietrza ($r = -0,531$; $P < .05$). Niewielką zmiennością charakteryzowała się średnia temperatura sezonu wegetacyjnego – $12,9\text{ }^{\circ}\text{C}$ ($CV = 4\%$) i roczna – $7,1\text{ }^{\circ}\text{C}$ ($CV = 13\%$). W porównaniu ze średnimi w okresie ostatnich 50 lat (1955–2001) (Pierzgalski i in. 2002), w latach 1986–2001 średnia temperatura roczna była wyższa o $0,3\text{ }^{\circ}\text{C}$, a średnia półroczna zimowego – o $0,6\text{ }^{\circ}\text{C}$, natomiast średnia sezonu wegetacyjnego – o $0,8\text{ }^{\circ}\text{C}$ niższa. Oznacza to, że podwyższanie się temperatury powietrza w Białowieży spowodowane było głównie ciepłymi zimami.

Suma opadów w poszczególnych latach zmieniała się w granicach 15% i w latach 1986–2001 wynosiła średnio 600 mm (tab. 5). Wielkość opadów w tym okresie była więc niższa od średniej w latach 1949–1983, wynoszącej 642 mm (Olszewski 1986) i w latach 1955–2001 wynoszącej 633 mm (Pierzgalski i in. 2002). Przy zastosowaniu takiego samego kryterium jak do oceny zmienności opadów i położenia wód gruntowych w Białowieskim Parku Narodowym (Pierzgalski i in. 2002) okazało się, że w latach 1986–2001 występowały w Białowieży tylko dwa lata mokre (1988 i 1998), 6 lat przeciętnych, 7 lat suchych (1987, 1989, 1992–93, 1996–97, 2000) i jeden rok bardzo suchy (1991). Suma opadów w sezonach wegetacyjnych wahała się w zakresie 275–555 mm ($CV = 19\%$), wynosiła średnio 410 mm i stanowiła zawsze ponad połowę rocznej sumy opadów. Rozkład ilości opadów w poszczególnych miesiącach roku (ryc. 7) wskazał niekorzystny dla lasu niedobór opadów w kwietniu i maju, co przy szybkim wzroście temperatur powietrza nie sprzyja rozwojowi aparatu asymilacyjnego drzew. Zjawisko to wystąpiło w Puszczy szczególnie wyraźnie w ostatnich dwóch latach, a w 2001 r. na terenie całego kraju i sugerowano jego niekorzystny wpływ na stan zdrowotny drzewostanów (Wawrzoniak i in. 2002). Sumy opadów w miesiącach, sezonach wegetacyjnych i roczne nie podlegały istotnym trendom zmian w kolejnych latach.

W analizowanym okresie zarejestrowano też ilości dni bez opadów, zwłaszcza w sezonie wegetacyjnym (tab. 5). W Białowieży stanowiły one od 40 do 58% dni w roku i od 40 do 68% dni w sezonie wegetacyjnym, najwięcej w maju i sierpniu.



Ryc. 7. Zmienność średniej temperatury dobowej (°C) i sumy opadów atmosferycznych (mm) w ciągu roku w Białowieży w latach 1986–2001

Fig. 7. Variability of average daily temperature (°C) and total precipitation (mm) in the year on the area of Białowieża Forest in the years 1986–2001

Ilość dni bezdeszczowych istotnie wzrastała w kolejnych sezonach wegetacyjnych ($r = 0,613$; $P < .05$) i okresach rocznych ($r = 0,768$; $P < .001$).

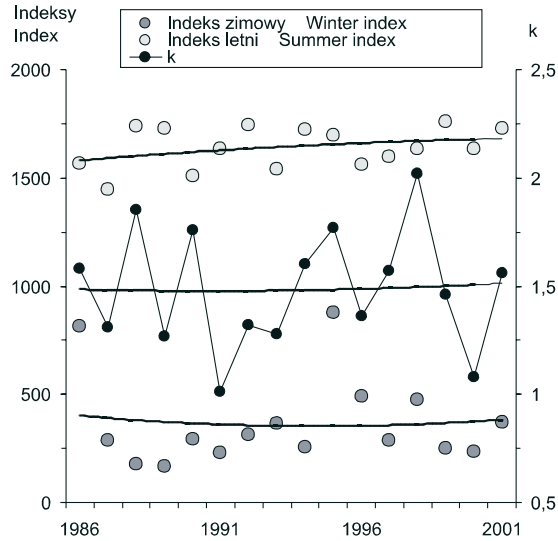
Poddano analizie zmienność kilku czynników meteorologicznych uznawanych za stresowe dla lasu (ryc. 8). Van Leeuwen i in. (2000) termiczne warunki stresowe określili m.in. indeksami: zimowym i letnim, charakterystycznymi dla poszczególnych regionów klimatycznych. Indeks zimowy jest sumą średnich temperatur dobowych < 0 °C w okresie 01.10.–01.04, a indeks letni jest sumą różnic pomiędzy średnią temperaturą dobową a temperaturą progową 5 °C w sezonie wegetacyjnym. Wartości tych indeksów w Puszczy są charakterystyczne dla południowego regionu borealnego i nie wykazują istotnych trendów zmian. Dla lasu istotnym wskaźnikiem jest też współczynnik hydrotermiczny Seljaninowa (k), charakteryzujący warunki termiczno-wilgotnościowe sezonu wegetacyjnego. Stwierdzono, że na obszarze nizinym Polski rodzime gatunki drzew znajdują optimum wzrostu i rozwoju przy współczynniku k w granicach 1,5–2,2. Wartości spoza tego przedziału określają warunki niekorzystnie oddziałujące na wzrost drzew. Rozkład przestrzenny średniej wieloletniej wartości współczynnika k w Polsce sytuuje obszar Puszczy Białowieskiej w strefie z niedoborem wilgoci (1,2–1,5) na rozległym obszarze środkowej części kraju (Lech 1997). Współczynnik k w Białowieży w latach 1986–2001 wynosił średnio 1,5 i nie wykazał istotnego trendu zmian (tab. 5, ryc. 8), jednak aż w siedmiu latach wskazywał na niedobór wilgoci w sezonie wegetacyjnym.

W rozprzestrzenianiu się zanieczyszczeń istotną rolę odgrywa wiatr, którego dwie cechy wykazywały istotne statystycznie trendy malejące: prędkość wiatru i ilość dni z ciszą (ryc. 9). Średnioroczna prędkość wiatru w Białowieży wahała się

Tabela 5. Charakterystyka wybranych warunków klimatycznych w Białowieży w latach 1986–2001
 Table 5. The characteristic of chosen climatic factors in Białowieża in the years 1986–2001

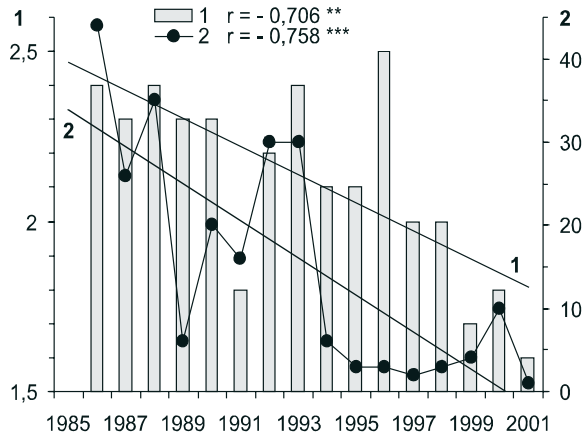
Rok Year	Temperatura Temperature, °C							Ilość dni z temp. dobową 0 °C Days with daily temp. 0 °C	
	minimum dobowe temp. najchłodniejszego miesiąca (m-c) daily minimum temp. of the coldest month (month)	maksimum dobowe temp. najcieplejszego miesiąca (m-c) daily maximum temp. of the warm- est month (month)	roczny przedział wahań temp. the year temp. range	średnia sezonu wegeta- cyjnego season average temp.	średnia sezonu zimowego winter season average temp.	średnia temp. roczna mean annual temp.			
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
1986	-17,0	(02)	23,2	(07)	40,2	12,8	-1,1	6,4	86
1987	-20,9	(01)	23,0	(07)	43,9	11,9	-2,1	5,2	91
1988	-11,5	(01)	23,2	(07)	34,7	13,0	0,7	7,0	93
1989	-11,7	(12)	25,8	(07)	37,5	13,5	1,9	8,6	46
1990	-6,1	(12)	22,2	(06)	28,3	12,4	3,1	8,3	37
1991	-17,7	(02)	22,9	(07)	40,6	12,8	1,1	7,2	79
1992	-12,4	(01)	27,0	(08)	39,4	13,0	1,3	7,7	57
1993	-6,5	(11)	22,1	(05)	28,6	12,3	0,3	6,5	82
1994	-8,7	(02)	27,3	(07)	36,0	13,1	0,1	7,5	76
1995	-9,4	(12)	24,9	(07)	34,3	13,3	1,2	7,1	91
1996	-11,9	(01)	23,4	(08)	35,3	12,5	-3,2	5,5	116
1997	-8,5	(01)	22,7	(07)	31,2	12,1	0,2	6,6	90
1998	-6,6	(12)	22,3	(06)	28,9	12,8	0,9	6,9	82
1999	-5,4	(02)	25,9	(07)	31,3	13,5	0,6	7,7	84
2000	-5,4	(01)	22,8	(06)	28,2	13,2	1,0	8,1	55
2001	-10,7	(12)	26,7	(07)	37,4	13,5	1,9	7,1	96
1986-1990	-20,9 (01.1987)		25,8 (07.1989)						353
\bar{x}	-13,4		23,5		36,9	12,7	0,5	7,1	71
1991-1995	-17,7 (02.1991)		27,0 (08.1992)						385
\bar{x}	-10,9		24,8		35,8	12,9	0,8	7,2	77
1996-2000	-11,9 (01.1996)		25,9 (07.1999)						427
\bar{x}	-7,6		23,4		31,0	12,8	-0,1	7,0	85
1986-2001	-20,9 (01.1987)		27,0 (08.1992)						1261
\bar{x}	-10,7		24,1		34,7	12,9	0,4	7,1	79

Suma opadów Total precipitation				Ilość dni bez opadów Days without precipitation		Współczynnik hydrotermiczny sezonu wegetacyjnego Vegetative season hydrothermal coefficient (<i>k</i>)	Wilgotność względna powietrza Relative air humidity %	Ilość dni z wiatrem 10 m sek ⁻¹ Days with wind 10 m s ⁻¹
w m-cach 04.-05. in months 04.-05.	w sezonie wegetacyjnym in vegetative season mm	roczna annual precipitation mm	% opadu sezonu weget. w roku % precipitation veget. season in the year	w sezonie wegetacyjnym in vegetative season	w roku in the year			
11	12	13	14	15	16	17	18	19
70	433	638	68	84	163	1,6	78	4
112	335	560	60	76	149	1,3	78	0
150	519	778	67	79	146	1,9	82	5
78	367	551	67	94	152	1,3	83	1
79	466	646	72	74	146	1,8	81	2
53	275	442	62	92	173	1,0	83	0
100	368	526	70	107	191	1,3	82	2
57	338	534	63	99	184	1,3	78	6
182	448	697	64	107	179	1,6	80	0
104	502	681	74	106	192	1,8	80	1
107	364	519	70	110	194	1,4	78	4
83	410	566	72	83	198	1,6	80	1
156	555	715	78	83	159	2,0	82	0
137	422	612	69	117	211	1,5	83	1
65	304	532	57	125	209	1,1	84	5
64	454	602	75	99	191	1,6	84	1
489	2120	3173		407	756			12
98	424	635	67	81	151	1,6	80	2
496	1931	2880		511	919			9
99	386	576	67	102	184	1,4	81	2
548	2055	2944		518	971			11
110	411	589	70	104	194	1,5	81	2
1598	6560	9599		1535	2837			33
100	410	600	68	96	177	1,5	81	2



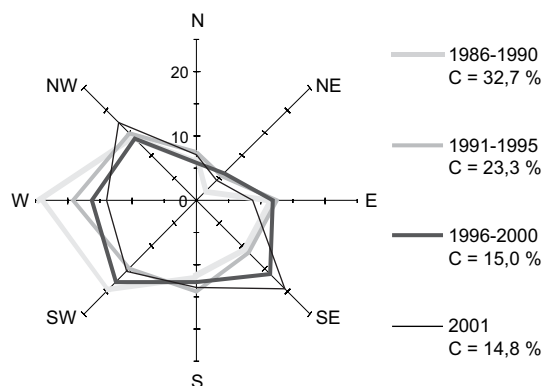
Ryc. 8. Zmienność i trendy zmian stresowych czynników meteorologicznych: współczynnika hydrotermicznego sezonu wegetacyjnego k oraz indeksu zimowego i letniego w Białowieży w latach 1986–2001

Fig. 8. Variability and the trends in changes meteorological stress factors: vegetative season hydrothermal coefficient k and winter and summer index in Białowieża in the years 1986–2001



Ryc. 9. Zmienność i trendy zmian średniej prędkości wiatru (m sek^{-1}) [1] i ilości dni z ciszą [2] w Białowieży w latach 1986–2001. Trend prostoliniowy istotny przy $P < .01^{**}$, $P < .001^{***}$

Fig. 9. Variability and the trends in changes wind velocity (m sek^{-1}) [1] and days without wind [2] in Białowieża in the years 1986–2001. Linear trend significant for $P < .01^{**}$, $P < .001^{***}$



Ryc. 10. Róża wiatrów w Białowieży dla trzech okresów za lat 1986–2001; C – obserwacje z ciszą
 Fig. 10. Wind rosein Białowieża in the three periods years 1986–2001; C – observations without wind

od $2,5 \text{ m sek}^{-1}$ (1996 r.) do $1,6 \text{ m sek}^{-1}$ (2001 r.) i wynosiła średnio $2,1 \text{ m sek}^{-1}$, a więc była niższa od optymalnej dla lasu wpływającej korzystnie na asymilację i transpirację ($3\text{--}4 \text{ m sek}^{-1}$). Wiadomo, że zmniejszanie się prędkości wiatru ma wpływ na wzrost depozycji zanieczyszczeń powietrza, zwłaszcza z niskich źródeł emisji (Koehler 1985). Jednocześnie zarejestrowano 239 dni z ciszą, których ilość w roku zmniejszyła się od 44 (1986 r.) do 1 dnia (2001 r.), co ograniczyło sytuacje sprzyjające wzrostowi stężeń zanieczyszczeń powietrza, występujące zwłaszcza podczas utrzymywania się bezwietrznej pogody przez kilka dni. Ilość dni z wiatrem o prędkości przekraczającej 10 m sek^{-1} , mającym niekorzystny wpływ na rozwój drzew, nie była duża i zmieniała się w kolejnych latach nieregularnie (tab. 5). Korzystne zmiany zaobserwowano w różny wiatrów (ryc. 10). W całym okresie dominowały wprawdzie wiatry z kierunku zachodniego (W, NW, SW), sprzyjające napływowi zanieczyszczonego powietrza z odległych źródeł emisji, lecz systematycznie zwiększał się udział wiatrów z kierunku południowo-wschodniego.

3.6. Prognoza zagrożeń środowiska leśnego

Poziom zanieczyszczeń powietrza w Puszczy Białowieskiej pozostanie w następnych latach w ścisłym związku ze zmianami klimatu i usytuowaniem w polu emisji zanieczyszczeń w Europie (Berge i in. 1999). W krajowych prognozach na lata 1995–2010, przewidujących systematyczne zmniejszanie się emisji SO_2 i pyłów oraz bardzo powolne zwiększanie emisji NO_x zaznaczano, że w niektórych, dotychczas stosunkowo czystych rejonach, może wystąpić nawet słaba tendencja do wzrostu emisji (Bojarski, Parczewski 1996). Prognozy długoterminowe zagrożeń lasów w pierwszej połowie lat 90. zakładały, że redukcja emisji zanieczyszczeń powietrza w Europie powinna doprowadzić do depozycji mniejszej

od 2 g S i 1,5 g N m⁻² rok⁻¹ w drzewostanach iglastych, a w liściastych mniejszej niż 4 g S i 2 g N m⁻² rok⁻¹ (Mitosek 1997). Na obszarze Puszczy Białowieskiej średnia depozycja całkowita w latach 1994–2001 wynosiła 1,4 g S i 1 g N m⁻² rok⁻¹, a więc była niższa od prognozowanej dziesięć lat temu.

Na podstawie porównania zmian emisji zanieczyszczeń powietrza w Polsce ze zmianami wskaźników zanieczyszczeń powietrza w Puszczy Białowieskiej w latach 1986–1996 wykazano istotne korelacje dodatnie pomiędzy emisją a depozycją związków siarki oraz opadu pyłów, natomiast mniej ścisły związek między emisją związków azotu a ich depozycją na obszarze Puszczy (Malzahn 1999). Niska korelacja emisji krajowej związków azotu z jego depozycją w Puszczy mogła wynikać zarówno z dużego udziału transgranicznego transportu jak i ze znacznego, nie oszacowanego udziału emisji ze źródeł lokalnych. W przedstawionej na podstawie tych korelacji prognozie depozycji zanieczyszczeń powietrza w Puszczy w 2010 r. wielkości 15 kg S i 11 kg N ha⁻¹ rok⁻¹ już wtedy podkreślano ważność redukcji zanieczyszczeń gazowych z tzw. niskiej emisji, co było w dużym stopniu realizowane w ostatnich latach na Polanie Białowieskiej i w miejscowościach otaczających Puszcę. Dlatego trendy zmian stwierdzone po następnych 5 latach (1986–2001) pozwalają na korektę prognozowanych depozycji całkowitych na 10 kg S i 10 kg N ha⁻¹ rok⁻¹ w 2005 r. oraz 7 kg S i 10 kg N ha⁻¹ rok⁻¹ w 2010 roku. A więc w pierwszym dziesięcioleciu XXI wieku prognoza przewiduje dalsze obniżanie się depozycji siarki i mało zmienny poziom depozycji azotu. Zakładana jest także możliwość zwiększania się depozycji całkowitej azotu z powodu rosnącego (po zlikwidowaniu linii kolejowej Hajnówka-Białowieża) natężenia ruchu samochodowego na jedynej na obszarze Puszczy szosie, co prognozowano już w poprzednich latach. Można tak sądzić na podstawie obliczeń wykonanych w stosunkowo mało zanieczyszczonej Szwecji, gdzie 32% depozycji siarki i aż 82% depozycji azotu pochodzi z transportu samochodowego (Baltscheffsky 1996). Prognozę taką potwierdzają raporty Państwowej Inspekcji Ochrony Środowiska, z których wynika, że w województwie podlaskim rejestrowany w latach 1995–2001 i prognozowany na lata następne spadek emisji zanieczyszczeń gazowych (zwłaszcza siarki i azotu) oraz pyłowych, jest wynikiem budowy wielu kotłowni olejowych i poprawy jakości transportu samochodowego (Bok i in. 2002). W latach 2000–2001 analizy wykazały dobrą jakość powietrza na terenie województwa w odniesieniu do obowiązujących w kraju normatywów dopuszczalnych stężeń substancji szkodliwych dla zdrowia. Istnieją jednak obawy, że w świetle obowiązujących od lipca 2002 r. nowych przepisów prawnych, wynikających z implementacji dyrektyw unijnych do prawodawstwa polskiego, ocena jakości powietrza będzie przedstawiała się mniej korzystnie w przypadku stężeń większości zanieczyszczeń powietrza, m.in. SO₂ i NO₂. Podkreślany jest przy tym fakt, że w ogólnym bilansie zanieczyszczeń z terenu województwa coraz większą rolę będzie odgrywał postępujący rozwój gospodarczy, przy niewielkiej dostępności tanich technologii, pozwalających na ograniczenie emisji.

Należy też wziąć pod uwagę fakt, że depozycja zanieczyszczeń powietrza na obszarach oddalonych od silnych źródeł emisji uwarunkowana jest głównie zmiennością warunków meteorologicznych. Przedstawione w tej pracy zmiany klimatyczne w ostatnim dziesięcioleciu są korzystniejsze dla środowiska leśnego Puszczy niż w latach 80. Jednak badania bilansu wodnego w Białowieskim Parku Narodowym wykazały pewne niekorzystne zmiany w krótszych i dłuższych przedziałach czasowych (Pierzgalski i in. 2002). Trudno przewidzieć intensywność wpływu różnego pochodzenia czynników stresogennych na ekosystemy leśne w następnych latach. Powszechnie uważa się, że postępujące ograniczanie emisji zanieczyszczeń do połowy XXI w. może nie zahamować procesu zakwaszania gleb, ze wszystkimi tego konsekwencjami, które będą tym bardziej drastyczne, im silniejsze może być ocieplenie i osuszenie klimatu. Autorzy krajowych prognoz sądzą, że powierzchnia zagrożona lasów w Polsce w latach 2001–2010 może być kilkakrotnie większa niż obecnie (Kolk, Sierota 1998). Stąd postulowane są takie kierunki zmian w ochronie lasu, których myślą przewodnią jest dążenie do zapewnienia trwałości lasu i ciągłości jego wielostronnych funkcji przez zwiększanie odporności ekosystemów na czynniki szkodotwórcze. Realizacja takich celów wymaga bieżącego monitorowania czynników antropogenicznych i klimatycznych zagrażających lasom, zwłaszcza nielicznym już fragmentom lasów naturalnych w Polsce. W Puszczy Białowieskiej jest to też konieczne, ze względu na szczególnie cenne dla zachowania trwałości i stabilności ekosystemów wielodyscyplinarne badania o charakterze monitoringu biologicznego, prowadzone od wielu lat na jej obszarze (m.in. Gutowski, Krzysztofiak 1995; Sokołowski 1999a; Malzahn 1999; 2002; Cieśliński, Czyżewska 2002; Paluch 2002).

4. WNIOSKI

1. Niski poziom, istotnie statystycznie malejące trendy zmian w latach 1986–2001 oraz coraz mniejsze zróżnicowanie zawartości w powietrzu zanieczyszczeń gazowych (SO_2 i NO_x) i opadu pyłów na obszarze Puszczy Białowieskiej wskazują na zmniejszającą się emisję zanieczyszczeń ze źródeł lokalnych. Poziom depozycji suchej zanieczyszczeń powietrza na obszarze Puszczy w ostatnich kilku latach XX w. był warunkowany głównie przez zanieczyszczenia pochodzące z dalekiego zasięgu z emisji krajowych i zagranicznych.

2. Na podstawie poziomu i trendów zmian kwasowości, przewodnictwa elektrycznego i struktury opadów atmosferycznych w latach 1994–2001 obszar Puszczy obecnie można zaliczyć do średnio zanieczyszczonych. Stabilna struktura składu chemicznego opadów nie daje podstawy do prognozowania zmniejszania się depozycji mokrej zanieczyszczeń w następnych latach.

3. Depozycja całkowita siarki i azotu w Puszczy zmniejszała się, osiągając w 2001 r. poziom 13 kg S i $10 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ rok}^{-1}$, oceniany jako niższy od przeciętnego obciążenia lasów europejskich, lecz wyższy od proponowanych wartości krytycznych dla lasów północno-wschodniej Europy i lasów naturalnych. Depozycję azotu uznano za jeden z głównych czynników powodujących obserwowaną w ostatnich 40 latach eutrofizację siedlisk w Puszczy.

4. Należało poddać korekcie prognozę zagrożenia środowiska leśnego Puszczy przez zanieczyszczenia powietrza, uwzględniającą regionalne, krajowe i europejskie prognozy redukcji emisji zanieczyszczeń do 2010 r., przedstawioną w 1999 r. na podstawie wyników monitoringu w latach 1986–1996. Aktualna prognoza przewiduje dalsze obniżanie się poziomu opadu pyłów i depozycji całkowitej siarki (do $7 \text{ kg ha}^{-1} \text{ rok}^{-1}$) oraz stabilny poziom depozycji całkowitej azotu (około $10 \text{ kg ha}^{-1} \text{ rok}^{-1}$).

5. W obecnych warunkach klimatycznych ekosystemy leśne Puszczy mogą być w znacznym stopniu narażone na negatywne oddziaływanie czynników antropogenicznych. Stwierdzone w ostatnim dziesięcioleciu zmiany warunków termiczno-wilgotnościowych i wietrznych sugerują bardziej korzystną sytuację dla środowiska leśnego niż w latach 80.

6. Szesnastoletni cykl badań monitoringowych zanieczyszczeń powietrza w Puszczy Białowieskiej w latach 1986–2001 wskazuje na konieczność monitorowania czynników antropogenicznych i klimatycznych zagrażających lasom, zwłaszcza tak nielicznym już fragmentom lasów naturalnych w Polsce. Jest to konieczne tło wielodyscyplinarnych badań o charakterze monitoringu biologicznego prowadzonych na obszarze Puszczy Białowieskiej.

Praca została złożona 27.08.2003 r. i przyjęta przez Komitet Redakcyjny 07.11.2003 r.

CHANGE DIRECTION OF THE AIR POLLUTION LEVEL AND CLIMATIC FACTORS IN THE BIAŁOWIEŻA PRIMEVAL FOREST

Summary

The article presents the results of the air pollution monitoring and determines changes in climate factors in the Białowieża Primeval Forest in 1986–2001. The levels of SO_2 and NO_x concentration (Tab. 1) in air and dust fall (Tab. 2) were lower than critical values and were affected by significantly decreasing trend of changes. The least threaten was the area of the Białowieski National Park (BPN), more – the area of managed forests (LG) and the most threaten – Białowieża Clearing (B). Lower and lower diversity of their concentration in the air pollution in the Białowieża Forests shows the decreasing tendency of the pollutant emission from local sources (Fig. 1–4). The level of dry deposition of air pollution in the area of the Primeval Forests in the last years of 20th century depended on the national and trans-boundary emission of air pol-

lutants. Based on the level and change trends of acidity, electrical conductivity and the structure of precipitation in 1994–2001 (Tab. 3) the Białowieża Forests belongs to moderate contaminated areas. The average pH of precipitation was 4.8; electric conduction of precipitation was $29 \mu\text{S cm}^{-1}$. The stable structure of chemical composition of precipitation suggests that there is no foundation for decrease in wet deposition in the future (Fig. 5).

The total deposition of sulfur and nitrogen in the Primeval Forest decreased and in 2001 was 13 kg S and $10 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$. The deposition level was lower than the average contamination of European forests, but higher than the critical values for north-eastern Europe forests and natural forests (Tab. 4, Fig. 6). Nitrogen deposition was found as one of the main factors causing the site eutrophication in the Primeval Forest (which has been observed for the last 40 years). The actual prognosis of forest environment threats of the Białowieża by air pollution was presented. It contains regional, national and European prognosis of air pollution reduction till 2010, which is the correction of the prognosis presented in 1999 based on the monitoring results in 1986–1996. The prognosis forecasts further decrease in the level of dust and total sulfur deposition (to $7 \text{ ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$) and the stable level of total nitrogen deposition (about $10 \text{ ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$).

In the present climate conditions forest ecosystems in the Białowieża can be exposed to negative influence of anthropogenic factors (Tab. 5; Fig. 7–8). Changes of the thermal, humidity and windy conditions in the last decade suggest better condition for forest ecosystems than in 80 (Tab. 5, fig. 9–10).

The monitoring necessity of the anthropogenic and climatic factors threaten for forest, especially for the fragments of natural forests in Poland was discussed in the paper. The role of technical monitoring as a background for multidisciplinary investigations (biological monitoring) carried out in the Białowieża forests was underlined.

(transl. D. D.)

LITERATURA

- Alastuey A., Querol X., Chaves A., Ruiz C.R., Carratala A., Lopez-Soler A. 1999. Bulk deposition in a rural area located around a large coal-fired power station, northeast Spain. *Environ. Poll.*, 106: 359-367.
- Auclair A. N. D., Worrest R.C., Lachance D., Martin H.C. 1992. Climate perturbation as a general mechanism of forest dieback. In: *Forest Decline Concept*. (Eds) P.D. Manion, D.Lachance. St. Paul, Minnesota: 38-58.
- Baltscheffsky S. 1996. Acidification – not just sulphur. *Enviro*, 21: 17-19.
- Berge E., Bartnicki J., Olendrzynski K., Tsyro S.G. 1999. Long-term trends in emissions and trans-boundary transport of acidifying air pollution in Europe. *J Environ. Manag.* 57: 31-50.
- Bonneau M., Nys C. 1993. A nitrogen cycle model for calculating the reduction of N-input necessary to reduce soil acidification and nitrate leaching and the consequence of this for wood production. *Water, Air, Soil Poll.* 65: 111-133.
- Bojarski W., Parczewski Z. 1996. Obecne i przewidywane emisje szkodliwych zanieczyszczeń gazowych i pyłowych w Polsce. W: *Reakcje biologiczne drzew na zanieczyszczenia przemysłowe*. Tom I. (red.) R. Siwecki. III Kraj. Symp. Kórnik, 23-26. 05. 1994. Wyd. Sorus, Poznań: 29-42.
- Bok G., Godula A., Dorochowicz A. 2002 (red.). *Stan środowiska województwa podlaskiego w latach 2000-2001*. IOŚ. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Białystok: 1-276.
- Bytnerowicz A., Godzik S., Poth M., Anderson I., Szdzuj J., Tobias C., Macko S., Kubiesa P., Staszewski T., Fenn M. 1999. Chemical composition of air, soil and vegetation in forests of the Silesian Beskid Mountains, Poland. *Water, Air, Soil Poll.* 116: 141-150.

- Cerny J., Havel M., Krejci R. 1999. Bulk deposition and throughfall fluxes in the Ore Mts. – decreasing atmospheric deposition into spruce stands. *J. For. Sci.*, 45, 4: 153-162.
- Cieśliński S., Czyżewska K. 2002. Porosty Puszczy Białowieskiej na tle innych kompleksów leśnych w Polsce północno-wschodniej. *Kosmos* 51, 4: 443-451.
- De Vries W., Leeters E.E.J.M., Hendriks C.M.A. 1995. Effects of acid deposition on Dutch forest ecosystems. *Water, Air, Soil Poll.*, 85: 1063-1069.
- De Vries W., Klapp J.M., Erisman J.W. 2000. Effects of environmental stress on forest crown condition in Europe. Part I: Hypotheses and approach to the study. *Water, Air, Soil Poll.*, 119: 317-333.
- De Vries W., Reinds G.J., Klapp J.M., Van Leeuwen E.P., Erisman J.W. 2000a. Effects of environmental stress on forest crown condition in Europe. Part III: Estimation of critical deposition and concentration levels and their exceedances. *Water, Air, Soil Poll.*, 119: 363-386.
- Dobrowolski M., Lech P., Kluziński L., Kolk A., Małachowska J., Sierota Z., Wawarzoniak J., Wójcik J., Załęski A. 2001. Stan uszkodzenia lasów w 2000 roku na podstawie badań monitoringowych. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Inspekcja Ochrony Środowiska, Warszawa: 1-244.
- Feng Z., Huang Y., Feng Y., Ogura N., Zhang F. 2001. Chemical composition of precipitation in Beijing area, Northern China. *Water, Air, Soil Poll.* 125: 345-356.
- Grodzińska K., Szarek, G. 1995. Skażenie środowiska Polski na tle Europy. *Wiad. Bot.*, 39, (1/2): 31-38.
- Gutowski J. M., Krzysztofiak L. 1995. Zmiany fauny bezkręgowców środowiska leśnego jako element monitoringu ekologicznego na terenie północno-wschodniej Polski. *Pr. Inst. Bad. Leś., A*, 790: 7-44.
- Helmisaari H-S. 1995. Nutrient cycling in *Pinus sylvestris* stands in eastern Finland. *Plant a. Soil*, 168-169: 327-336.
- Jansen W., Block A., Knaack J. 1988. Kwaśne deszcze. Historia, powstawanie, skutki. *Aura*, 4: 88.
- Koehler W. 1985. Zarys hyopatologii. PWN, Warszawa.
- Kolk A., Sierota Z. 1998. Kierunki zmian w ochronie lasu na tle analizy stanu zdrowotnego lasów w Polsce. *Mat. Kongresu Leśników Polskich. 24-27.04.1997. T. II. Warszawa*: 429-440.
- Lech P. 1997. Zagrożenia środowiska leśnego w Polsce. *Sylvan*, 12: 47-60.
- Leśniok M., Partyka J. 2001. Badania zanieczyszczeń wód opadowych na obszarze Ojcowskiego Parku Narodowego. W: *Badania naukowe w południowej części Wyżyny Krakowsko-Częstochowskiej.* (Red.) J. Partyka, Ojcowski Park Narodowy, Ojców, 2001: 64-66.
- Logren S., Kvarnas H. 1995. Ion mass balance for three small forested catchment in Sweden. *Water, Air, Soil Poll.* 85: 529-534.
- Malzahn E. 1999. Ocena zagrożeń i zanieczyszczenia środowiska leśnego Puszczy Białowieskiej. *Pr. Inst. Bad. Leś., A.*, 885: 1-177.
- Malzahn E. 2000. Kwaśne deszcze w Puszczy Białowieskiej jako kryterium zagrożenia środowiska leśnego. *Pr. Inst. Bad. Leś., A.*, 4 (906): 53-72.
- Malzahn E. 2002. Bioindykacja środowiska leśnego w strefie małych zagrożeń. W: *Reakcje biologiczne drzew na zanieczyszczenia przemysłowe.* (red.) R. Siwecki. IV Krajowe Symp. Poznań-Kórnik, 29.05.-1.06.2001. Bogucki Wyd. Nauk. Poznań: 249-258.
- Manninen S., Huttunen S., Kontio M. 1997. Accumulation of sulphur in and on Scots pine needles in the subarctic. *Water, Air, Soil Poll.*, 95: 147-164.
- Mitosek G. 1997. Transgraniczne przenoszenie zanieczyszczeń powietrza w świetle badań EMEP. W: *Zanieczyszczenie powietrza w Polsce w 1995 roku.* Biblioteka Monitoringu Środowiska, PIOŚ, Warszawa: 80-99.
- Nilsson J., Grennfelt P. (eds.), 1988. Critical loads for sulphur and nitrogen. Report from a workshop held at Skokloster, Sweden. 19-23 March 1988. Nordic Council of Ministers, Copenhagen. *Nord miljörapport*, 15: 225-268.

- Olszewski J. L. 1986. Rola ekosystemów leśnych w modyfikacji klimatu lokalnego Puszczy Białowieskiej. Prace habilitacyjne. Wyd. Ossolineum, Wrocław: 1-222.
- Pierzgalski E., Boczoń A., Tyszka J. 2002. Zmienność opadów i położenia wód gruntowych w Białowieskim Parku Narodowym. *Kosmos*, 51, 4: 415-425.
- Paluch R. 2002. Kierunek i tempo zmian sukcesyjnych roślinności runa na obszarze ochrony ścisłej Białowieskiego Parku Narodowego. *Kosmos* 51, 4: 453-461.
- Prinz B. 1987. Causes of forest damage in Europe: major hypothesis and factors. *Environment*, 28, 9: 10-36.
- Przybylska G. 1997. Zanieczyszczenie opadów atmosferycznych w 1995 roku. W: Zanieczyszczenie powietrza w Polsce w 1995 roku. Biblioteka Monitoringu Środowiska, PIOŚ, Warszawa: 337-348.
- Rykowski K. 1998. Zagrożenia i ochrona lasu – ekosystemowe koncepcje choroby. W: Kongres Leśników Polskich. Materiały i dokumenty. Tom II. Część I. Warszawa: 387-412.
- Sokołowski A. W. 1999. Charakterystyka oraz inwentaryzacja lasów o charakterze naturalnym na terenie Puszczy Białowieskiej. *Pr. Inst. Bad. Leś. B*, 36: 27-35.
- Sokołowski A. W. 1999a. Kierunki naturalnej sukcesji zbiorowisk leśnych jako podstawa postępowania hodowlanego w Leśnym Kompleksie Promocyjnym Puszcza Białowieska. *Pr. Inst. Bad. Leśn., B*, 36: 5-25.
- Szarek-Lukaszewska G., 1999. Input of chemical elements to the forest ecosystem on the Carpathian Foothills (S Poland). *Pol. J. Ecol.* 47, 2: 191-213.
- Van Leeuwen E.P., Hendriks K. C. M. A., Klap J. M., De Vries V., De Jong E., Erisman J. W. 2000. Effects of environmental stress on forest crown condition in Europe. Part II. Estimation of stress induced by meteorology and air pollutants. *Water, Air, Soil Poll.* 119: 335-362.
- Van Miegroet H., Cole D. W., Foster N.W. 1992. Nitrogen distribution and cycling. W: D.W. Johnson, S.E. Lindberg (red.) *Atmospheric deposition and forest nutrient cycling: a synthesis of the Integrated Forest Study*. Springer-Verlag, New York: 178-196.
- Wawrzoniak J., Małachowska J., Wójcik J., Kluziński L., Sierota Z., Lech P., Załęski A., Kolk A., Dobrowolski M 2001. Stan zdrowotny lasów Polski w 2000 roku. Biblioteka Monitoringu Środowiska, IOŚ, Warszawa: 1-68.
- Wawrzoniak J., Małachowska J., Dobrowolski M., Heorhij H., Kluziński L., Kolk A., Lech P., Sierota Z., Załęski A. 2002. Stan zdrowotny lasów Polski w 2001 roku. Biblioteka Monitoringu Środowiska, IOŚ, Warszawa: 1-56.
- Whelpdale D. M., Summers P. W., Sanhueza E. 1997. A global overview of atmospheric acid deposition fluxes. *Environ. Monit. Asses.*, 48: 217-247.