

Zanieczyszczenie parków narodowych w Polsce – zmiany w czasie

Contamination of national parks in Poland – changes in time

Grażyna Szarek-Lukaszewska

Grażyna Szarek-Lukaszewska, Instytut Botaniki im. W. Szafera PAN,
31-512 Kraków, ul. Lubicz 46, e-mail: ibszarek@ib-pan.krakow.pl

Abstract: A review of published information about contamination of the environment of national parks was presented. The level of environmental contamination by heavy metals was assessed in 1975, 1986, 1990, 1995 and 2004, and by radioactive cesium (Cs^{137}) in 1986. In addition, from 1986 to 2003, concentrations of tropospheric ozone were analyzed in some mountain national parks. The highest level of contamination of national parks by heavy metals, determined using mosses as bioindicators, was found in the 1970s, although the following 30 years witnessed a steady reduction in these levels. The phenomenon was clearly the effect of a decrease in the emissions of pollutants by Polish industry. After the explosion of a nuclear reactor in Czarnobyl (1986), the concentration of Cs^{137} in mosses from national parks situated in southern and north-eastern Poland, was higher than in mosses from the remaining parks, which corresponded with the direction of the movement of radioactive clouds and distribution of atmospheric precipitation in Poland, during the first few days after the catastrophe in Czarnobyl, and different dust levels in the country. The level of tropospheric ozone, measured in the mountain national parks, remained high for a few years. For instance in the Tatra National Park, the average ozone concentration exceeded in the vegetation season $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$; it is a critical level above which it causes damage to plants. Ozone-damaged leaves were found in many species growing in the mountain national parks.

Key words: heavy metals, Cs^{137} , tropospheric ozone.

Wstęp

Zadaniem parków narodowych jest zachowanie w formie jak najmniej zmienionej bogactwa flory, fauny i różnorodności ekosystemów. Aby ten cel osiągnąć, ogranicza się w nich bezpośrednią ingerencję człowieka. Od połowy XX w., w związku z nasilającym się uprzemysłowieniem, wpływ człowieka na przyrodę stał się głównie wpływem pośrednim, bardzo trudnym do kontrolowania. Emisjami gazowymi (SO_2 , NO_x) i pyłowymi (metale ciężkie), zarówno lokalnymi, jak i pochodzącymi z dalekiego transportu, został objęty cały obszar kraju, w tym również parki narodowe. W późnych latach 80. XX w. emisje gazowe i pyłowe uległy znacznemu ograniczeniu. W tym samym czasie

wzrosło jednak stężenie ozonu w troposferze. Zostało to spowodowane gwałtownym wzrostem liczby samochodów produkujących prekursorzy ozonu – tlenki azotu (NO_x) i lotne związki organiczne (VOCs).

Skażenia powietrza bada się zazwyczaj metodami fizykochemicznymi. Obok nich używane są przez przyrodników metody biologiczne. Polegają one na tym, że same organizmy rejestrują wielkość zanieczyszczeń, a również często wskazują na sposób ich działania. W parkach narodowych od lat 70. XX w. prowadzono ocenę skażenia środowiska za pomocą mchów jako biowskaźników. Najdłuższe ciągi czasowe dotyczą skażenia metalami ciężkimi (1975-2004). W parkach narodowych obserwowano również skutki wybuchu reaktora jądrowego w Czarnobylu w 1986 r., a od połowy lat 90. XX w. w górskich parkach narodowych określany jest poziom ozonu w dolnych warstwach atmosfery.

Poniższy przegląd informacji o zanieczyszczeniu środowiska parków narodowych oparty został na publikowanych, cytowanych w tekście, pracach.

Metale ciężkie w mchach w parkach narodowych

Metale ciężkie tworzą w przyrodzie liczną grupę około 40 pierwiastków. Do najczęściej spotykanych należą: żelazo, cynk, miedź, ołów, kadm, kobalt, nikiel, chrom, wanad i rtęć. Większość z nich występuje w warunkach naturalnych w niewielkich ilościach. Ich źródłem są wybuchy wulkanów, pyły glebowe i skalne, pożary roślinności i aerozole morskie. Metale ciężkie, poza kilkoma (np. kadm, ołów, antymon, tal), są konieczne do normalnego funkcjonowania organizmów żywych. Występują one jednak w ilościach śladowych, wyższe ich stężenia są natomiast toksyczne dla organizmów. Źródłami antropogenicznymi metali są emisje z różnego typu zakładów przemysłowych i ruchu samochodowego. Ilości metali ciężkich ze źródeł naturalnych są w atmosferze niewielkie w porównaniu z ich dopływem na skutek działalności człowieka.

Ogólnie stosowanymi wskaźnikami zanieczyszczenia środowiska metalami ciężkimi są mchy. Wprowadzili je do monitoringu ekologicznego dwaj szwedzcy ekologowie, Rühling i Tyler (1968, 1969), a za nimi, w wielu krajach europejskich inni badacze (Steinnes 1977, Grodzińska 1978, 1990, Herpin i in. 1994, Zechmeister 1994, Markert i in. 1996, Sucharova i Suchara 1998, 2004).

Od późnych lat 80. XX w. ocena skażenia środowiska metalami ciężkimi przy użyciu mchów jako wskaźników stała się częścią europejskiego programu UNECE ICP Vegetation (United Nations Economic Commission for Europe, International Projects of Air Pollution on Natural Vegetation and Crops). Program ten jest realizowany w ponad 30 krajach europejskich, w tym również w Polsce (Rühling i Steinnes 1998, Buse i in. 2003).

Mchy posiadają wiele zalet, które pozwalają na stosowanie ich jako roślin wskaźnikowych (Zechmeister i in. 2003). Należą do nich między innymi: (1) szeroki zasięg geograficzny i obfite występowanie wielu gatunków (nawet w obszarach uprzemysłowionych i miejskich); (2) brak kutikuli i epidermy, który ułatwia przenikanie jonów

metali przez ściany komórkowe; (3) brak korzeni i tkanek przewodzących powodujący czerpanie soli mineralnych głównie z opadów atmosferycznych i suchej depozycji.

Mchy są używane do oceny aktualnego skażenia środowiska metalami ciężkimi zarówno obszarów rozległych (kontynent, kraj, region), jak i niewielkich (parki miejskie, sąsiedztwo zakładów przemysłowych) oraz do oceny poziomu skażenia w przeszłości (dawne kolekcje zielnikowe, pokłady torfu).

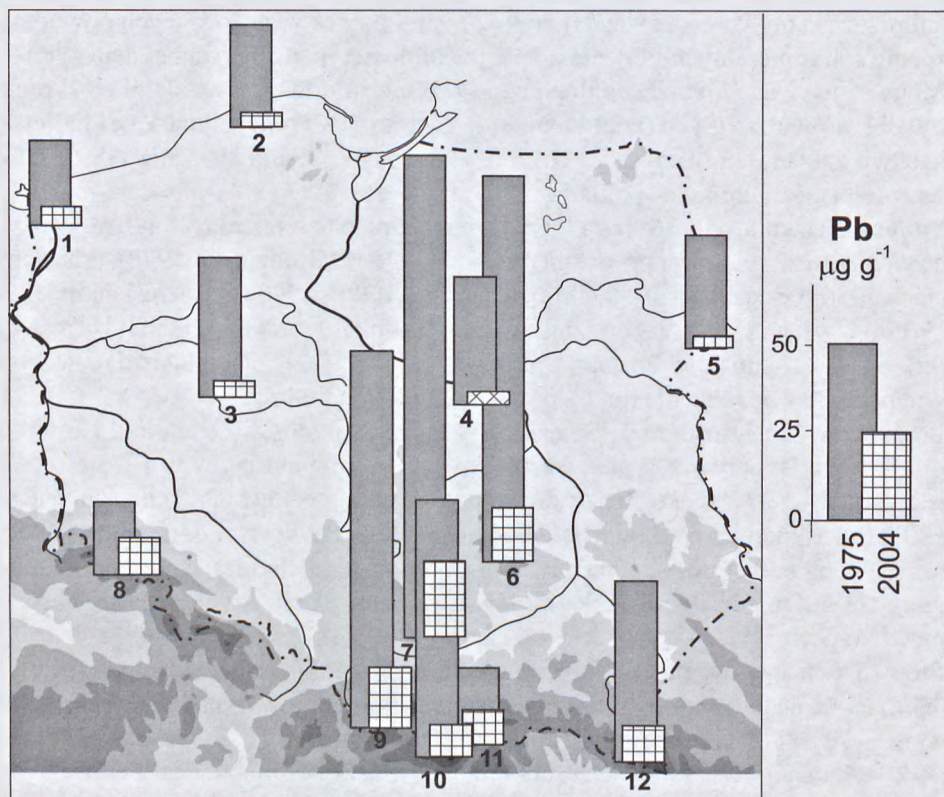
Stopień skażenia parków narodowych metalami ciężkimi określono przy użyciu mchu *Pleurozium schreberi* po raz pierwszy w 1975 r. (Grodzińska 1978), a następnie w latach 1986 (Grodzińska 1990, Grodzińska i in. 1990), 1990 (Grodzińska i in. 1994), 1995 (Grodzińska i in. 1999, Grodzińska i Szarek-Łukaszewska 2001) i 2004 (mat. niepubl.). W 1975 r. istniało w Polsce 12 parków narodowych, w ciągu lat badań liczba ich prawie podwoiła się, obecnie mamy bowiem 23 parki narodowe.

Porównanie zawartości metali ciężkich w mchach przeprowadzono dla 12 parków, tzn. tych, które istniały już w pierwszym okresie zbioru materiałów w 1975 r. (ryc. 1). Dzięki temu można było prześledzić zmiany w stężeniu metali w parkach w okresie prawie 30 lat. Rośliną wskaźnikową był stale mech *Pleurozium schreberi*. W jego niemytych, zielonych częściach, obejmujących przyrost z ostatnich 3 lat, oznaczono 7 metali – kadm, chrom, miedź, żelazo, nikiel, ołów oraz cynk – przy użyciu metody absorpcji atomowej (AAS).

Stopień zanieczyszczenia parków metalami ciężkimi jest zróżnicowany (ryc. 1, 2). Najbardziej zanieczyszczone były i nadal są parki południowej, najbardziej uprzemysłowionej części Polski (Ojcowski, Tatrzański, Babiogórski), a najmniej zanieczyszczone parki północnej i wschodniej części kraju (Słowiński, Woliński, Białowieski).

Zwraca uwagę różny poziom metali w mchach parków górskich – Pienińskiego, Tatrzańskiego i Babiogórskiego, które leżą w podobnej odległości od źródeł emisji zanieczyszczeń w śląsko-krakowskim okręgu przemysłowym. Jego przyczyną jest różnica w wysokości masywów górskich, wystawieniu ich na działanie wiatrów oraz w wielkości opadów atmosferycznych. Parki Tatrzański i Babiogórski są najwyższymi i najbardziej odsłoniętymi pasmami w łuku Karpat Zachodnich. Przechwytyują one zatem zanieczyszczenia niesione przez wiatr z rejonów przemysłowych. Park Pieniński obejmuje natomiast niewysokie pasmo, otoczone wyższymi od niego Beskidami, będącymi barierą dla dopływu zanieczyszczeń. Tatry i Babia Góra otrzymują w ciągu roku znacznie ponad 1000 mm opadu, park Pieniński natomiast poniżej 800 mm, a wielkość dopływu metali rośnie wraz z wielkością opadu.

Stężenie metali ciężkich w mchach parków narodowych konsekwentnie obniżało się w ciągu ostatnich 3 dekad (ryc. 2). Jest to wyraźnie związane ze spadkiem emisji zanieczyszczeń z polskich zakładów przemysłowych. Poziom metali ciężkich w mchach w parkach narodowych był i jest nadal niższy niż w mchach pochodzących ze stanowisk położonych w bliskim sąsiedztwie polskich aglomeracji miejsko-przemysłowych (Grodzińska 1980, Klich i Szarek-Łukaszewska 2001, Szarek-Łukaszewska i in. 2002, Grodzińska i in. 2003), natomiast był i jest nadal wyższy niż w mchach północnej części kontynentu europejskiego (Rühling 1994, Rühling i Steinnes 1998, Buse i in. 2003).

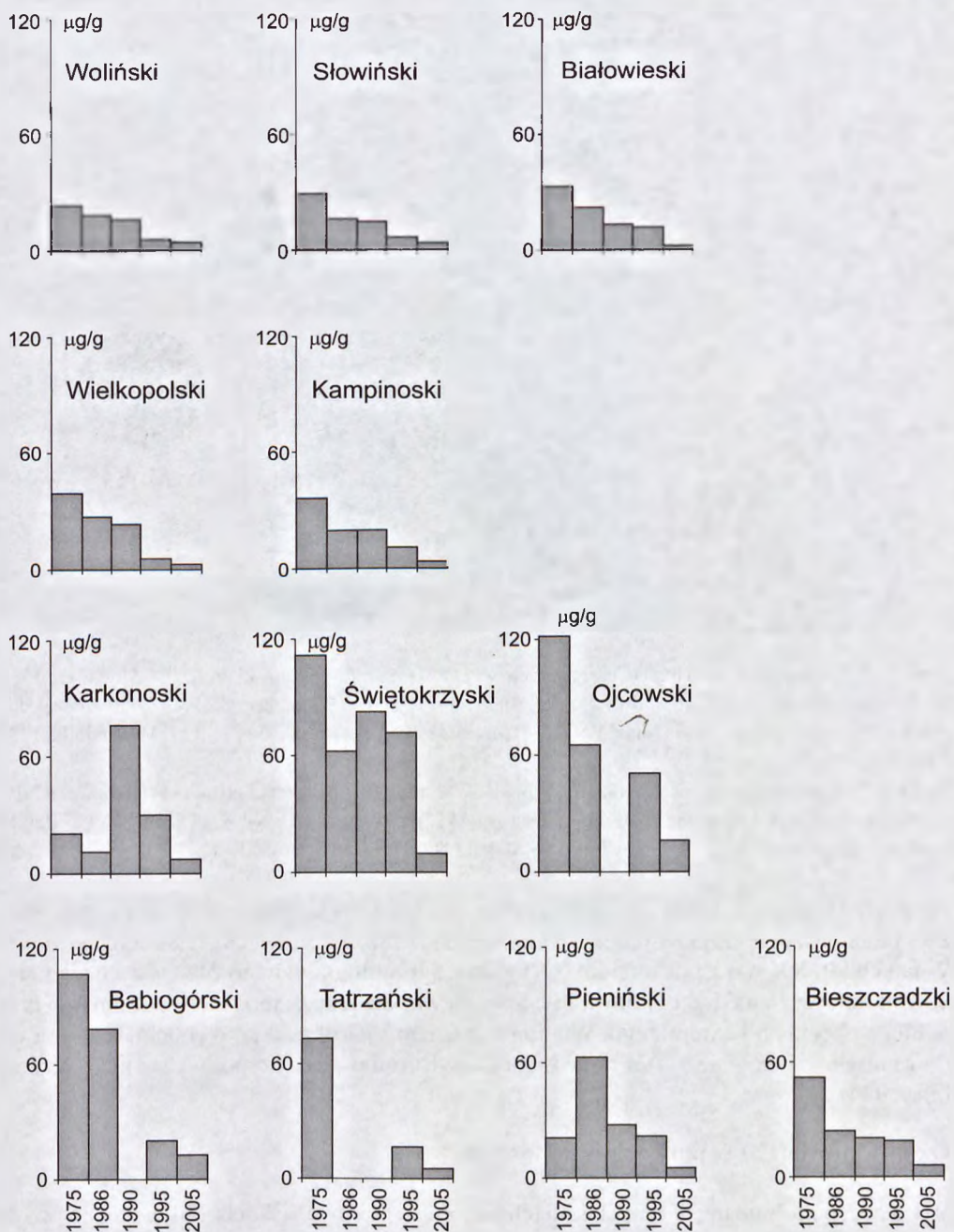


Ryc. 1. Stężenie ($\mu\text{g g}^{-1}$) ołowiu (Pb) w mchach w 12 parkach narodowych w 1975 i 2004 roku. 1 – Woliński PN, 2 – Słowiński PN, 3 – Wielkopolski PN, 4 – Kampinoski PN, 5 – Białowiecki PN, 6 – Świętokrzyski PN, 7 – Ojcowski PN, 8 – Karkonoski PN, 9 – Babiogórski PN, 10 – Tatrzański PN, 11 – Pieniński PN, 12 – Bieszczadzki PN.

Fig. 1. Concentration ($\mu\text{g g}^{-1}$) of lead (Pb) in mosses from 12 national parks in 1975 and 2004. 1 – Wolin NP, 2 – Słowiński NP, 3 – Wielkopolska NP, 4 – Kampinos NP, 5 – Białowieża NP, 6 – Świętokrzyski NP, 7 – Ojców NP, 8 – Karkonosze NP, 9 – Babia Góra NP, 10 – Tatra NP, 11 – Pieniny NP, 12 – Bieszczady NP.

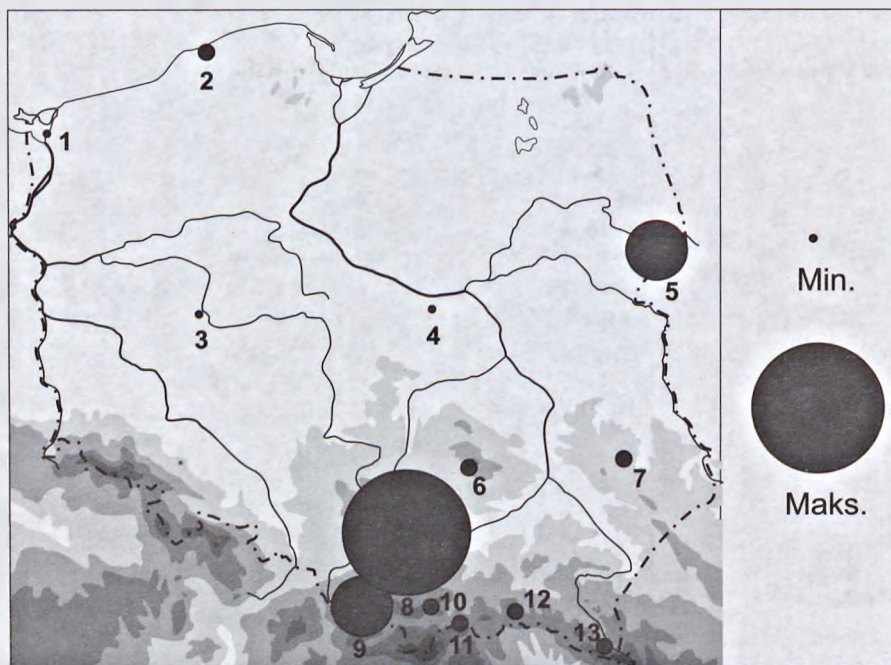
Cs¹³⁷ w mchach w parkach narodowych

Mchy są również czułymi wskaźnikami-akumulatorami pierwiastków radioaktywnych (Svenson i Linden 1965, Clymo 1978, Zechmeister i in. 2003). Stężenie radioaktywnego cezu (Cs^{137}) było określane w mchach polskich parków narodowych w 1986 r. po awarii reaktora w Czarnobylu (Grodzińska i in. 1993, Grodzińska i Szarek 1995, Zechmeister i in. 2003). Najwyższe stężenia cezu stwierdzono w mchach parków w południowej i północno-wschodniej Polsce (Park Ojcowski $37814 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ s.m.}$), najniższe natomiast w parkach Wolińskim, Wielkopolskim, Kampinoskim i Roztoczańskim ($1831\text{-}3369 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ s.m.}$) (ryc. 3). Jest to zgodne z kierunkami przemieszczania się mas powietrza przenoszących radioaktywne związki i opadów atmosferycznych nad



Ryc. 2. Stężenie ($\mu\text{g g}^{-1}$) ołowiu (Pb) w mchach w 12 parkach narodowych w 1975, 1986, 1990, 1995 i 2004 roku.

Fig. 2. Concentration ($\mu\text{g g}^{-1}$) of lead (Pb) in mosses from 12 national parks in 1975, 1986, 1990, 1995 and 2004.



Ryc. 3. Cs^{137} w mchach w parkach narodowych w 1986 roku. 1 – Woliński PN, 2 – Słowiński PN, 3 – Wielkopolski PN, 4 – Kampinoski PN, 5 – Białowiecki PN, 6 – Świętokrzyski PN, 7 – Roztoczański PN, 8 – Ojcowski PN, 9 – Babiogórski PN, 10 – Gorczański PN, 11 – Pieniński PN, 12 – Magurski PN, 13 – Bieszczadzki PN.

Fig. 3. Cs^{137} in mosses in national parks in 1986. 1 – Wolin NP, 2 – Słowiński NP, 3 – Wielkopolska NP, 4 – Kampinos NP, 5 – Białowieża NP, 6 – Świętokrzyski NP, 7 – Roztocze NP, 8 – Ojców NP, 9 – Babia Góra NP, 10 – Gorce NP, 11 – Pieniny NP, 12 – Magura NP, 13 – Bieszczady NP.

Polską w ciągu pierwszych dni po katastrofie w Czarnobylu, a także z różnym stopniem zapylenia naszego kraju (Smulek i Niedźwiecka 1988, Żarnowiecki 1988, GUS 1990). W latach 90. XX w. i z początkiem XXI w. pomiar radioaktywnego cezju w mchach parków narodowych nie był dokonywany. Spodziewać się jednak można, że poziom ten nie odbiega obecnie od naturalnego. Wiadomo bowiem, że kilka lat po wybuchu reaktora w Czarnobylu stężenie cezju (Cs^{137}) w mchach w Europie nie było podwyższone (Gerdol i in. 1994).

Ozon w powietrzu w parkach narodowych

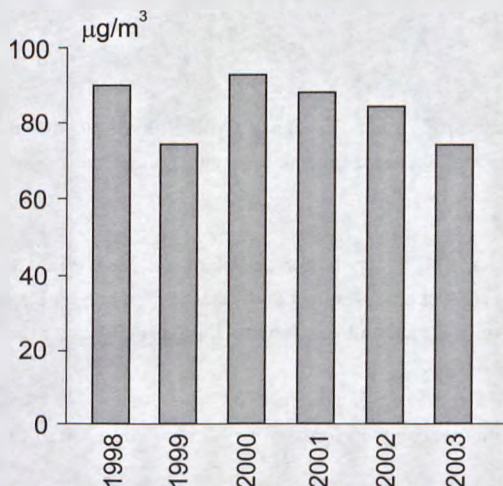
W Polsce, podobnie jak w innych krajach Europy Środkowej i Wschodniej, emisje przemysłowe dwutlenku siarki, tlenków azotu i pyłów uległy znacznej redukcji z końcem lat 80. XX w. (GUS 2004). Ważnym źródłem gazowych zanieczyszczeń powietrza stał się natomiast transport samochodowy. Liczba pojazdów samochodowych w Polsce wzrosła z 2,4 mln w 1980 r. do 11,2 mln w 2003 r. (GUS 2004) i nadal rośnie. Zanieczyszczenia

pochodzące z transportu samochodowego w obecności promieniowania ultrafioletowego stanowią prekursorsy dla syntezy ozonu w przygruntowej warstwie powietrza.

Ozon troposferyczny jest gazem szkodliwym dla organizmów roślinnych. Dostając się przez otwarte w ciągu dnia szparki położone głównie po spodniej stronie liści, uszkadza błony komórkowe i wewnętrzne struktury komórki, jak chloroplasty i mitochondria (Bell i Treshow 2002). Dyfundując między komórkami mięksiszu gąbczastego dociera do mięksiszu palisadowego, powodując jego uszkodzenia. Zakłóca zatem procesy fotosyntezy i oddychania. Ozon powoduje pojawianie się nekroz i chloroz na wierzchniej stronie liści, pomiędzy nerwami.

Polska norma, ze względu na ochronę zdrowia ludzi, uznaje za dopuszczalne średnie dla 8 godzin stężenie ozonu nie przekraczające $120 \mu\text{g m}^{-3}$ (Dz.U. nr 87, poz. 798, zał. do rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 6 czerwca 2002). Ze względu na ochronę roślinności, średnie stężenie ozonu w sezonie wegetacyjnym nie powinno przekraczać $50 \mu\text{g m}^{-3}$.

Badania poziomu ozonu troposferycznego wykonano w górskich parkach narodowych: Babiogórskim, Tatrzańskim, Pienińskim, Bieszczadzkim w latach 1996-1999. Pomiary stężeń ozonu przygruntowego przeprowadzano metodami fizyko-chemicznymi przy użyciu mierników (Thermo Environmental 49C) i próbników pasywnych (typ Ogawa). Stężenia ozonu w parkach dla okresu maj-wrzesień były wysokie i wynosiły od 70 do $100 \mu\text{g m}^{-3}$ (Godzik i Grodzińska 2002, Godzik i in. 2003, Bytnerowicz i in. 2004). Zmienność stężeń ozonu w powietrzu określana była przez 5 ostatnich lat na kilku stacjach monitoringowych w Tatrzańskim PN (Godzik i in. 2003). Na wielu stanowiskach, np. w Morskim Oku, stężenia ozonu w sezonie wegetacyjnym przekraczały wartość graniczną (ryc. 4).



Ryc. 4. Średnie stężenie ($\mu\text{g m}^{-3}$) ozonu (O_3) w okresie letnim na stacji pomiarowej przy Morskim Oku w Tatrzańskim PN w latach 1998-2003.

Fig. 4. Average summer concentrations ($\mu\text{g m}^{-3}$) of ozone (O_3) from a measurement station at Morskie Oko in the Tatra NP in the years 1998-2003.

Uszkodzenia ozonowe stwierdzono na liściach szeregu gatunków rosnących w polskich parkach narodowych, m.in. na liściach roślin zielnych: *Ranunculus repens* i *R. lanuginosus*, *Senecio subalpinus*, *Vaccinium myrtillus*; liściach krzewów i drzew *Sambucus racemosa*, *Sorbus aucuparia*, *Alnus incana* oraz igłach limby *Pinus cembra* (Maning i in. 2002, Maning i Godzik 2004) .

Zanieczyszczenie parków – przyszłość

Trudno przewidywać, jak będzie się kształtowało w przyszłości zanieczyszczenie parków narodowych w Polsce. Na terenie całego kraju, w tym również w parkach, w ciągu czterdziestu lat XX w. obserwowany był gwałtowny wzrost i następnie spadek depozycji metali i siarki z atmosfery. Wynikał on ze zmian w wielkości produkcji, głównie przemysłu ciężkiego, i rodzajów wykorzystywanych paliw oraz ze spełniania przez Polskę wymogów podpisanych umów międzynarodowych o ograniczeniu emisji zanieczyszczeń. Aktualnie, bezpośrednie oddziaływanie na środowisko przyrodnicze emisji przemysłowych niosących metale ciężkie czy związki siarki jest małe, ale pojawiają się nowe rodzaje zanieczyszczeń związane z nowymi technologiami przemysłowymi i motoryzacją. W spalinach pojawiają się nowe pierwiastki, takie jak ruten, pallad, ind czy osm (Schüürmann i Markert 1998), wzrasta emisja azotu do atmosfery, zwiększa się również ilość CO₂ w powietrzu. Nie znamy jednak poziomu tych pierwiastków i ich związków w środowisku parków narodowych.

Współczesna ochrona cennych przyrodniczo obszarów, jakimi są parki narodowe, powinna zawierać program stałego monitorowania zanieczyszczenia powietrza i jego oddziaływania. Powinien to być program długoterminowy i jednolity dla wszystkich parków.

Podziękowania

Autorka pragnie podziękować prof. dr hab. Krystynie Grodzińskiej oraz dr hab. Barbarze Godzik za udostępnienie publikacji oraz za krytyczne przejrzenie maszynopisu.

Piśmiennictwo

- Bell J.N.B., Treshow M. (eds). 2002. Air pollution and plant life. John Wiley & Sons. Ltd., Chichester.
- Buse A., Mills G., Harmens H., Buker P., Hayes F., Williams P., Emberson L., and other participants of the ICP Vegetation. 2003. Air pollution and vegetation: UNECE ICP Vegetation Annual Report 2002/2003, CEH Bangor, UK.
- Bytnerowicz A., Godzik B., Grodzińska K., Frączek W., Musselman R., Manning W., Badea O., Popescu F., Fleischer P. 2004. Ambient ozone in forest of the Central and Eastern Europe. Environ. Pollut. 130: 5-16.
- Clymo R.S. 1978. A model of peat bog growth. In: Heal O.W., Perkins D.F. (eds). Production ecology of British moors and montane grasslands. Springer Verlag, Berlin: 187-223.
- Gerdol R., Degetto S., Mazzotta D., Vecchiati G. 1994. The vertical distribution of the Cs 137 derived from Chernobyl fallout in the uppermost *Sphagnum* layer of two peatlands in the southern Alps (Italy). Water, Air and Soil Pollut. 75: 93-106.

- Godzik B., Grodzińska K. 2002. Ozon w przygruntowej warstwie troposfery i jego wpływ na rośliny polskich parków narodowych. *Kosmos* 51: 427-434.
- Godzik B., Fleischer P., Grodzińska K., Bytnerowicz A., Matsumoto Y. 2003. Long-term effects of air pollution on spruce forests in the Tatra Mts. (Western Carpathians) – ozone and vegetation studies. *Ekologia (Bratislava)* 22, Suppl. 1: 95-109.
- Grodzińska K. 1978. Mosses as bioindicators of heavy metal pollution in Polish national parks. *Water, Air and Soil Pollut.* 9: 83-97.
- Grodzińska K. 1980. Zanieczyszczenie polskich parków narodowych metalami ciężkimi – Heavy metals pollution of Polish national parks. *Ochr. Przyr.* 43: 9-27.
- Grodzińska K. 1990. Long term ecological monitoring in the national parks in Poland. In: Grodziński W., Cowling E.B., Breymeyer A.I. (eds). *Ecological Risks. Perspectives from Poland and the United States.* National Academy Press, Washington D.C.:232-246.
- Grodzińska K., Szarek G. 1995. Skażenie środowiska Polski na tle Europy – Environmental pollution in Poland compared to Europe. *Wiad. Bot.* 39: 31-38.
- Grodzińska K., Szarek-Łukaszewska G. 2001. Response of mosses to the heavy metals deposition in Poland – an overview. *Environ. Pollut.* 114: 443-451.
- Grodzińska K., Godzik B., Szarek G. 1993. Skażenie polskich parków narodowych metalami ciężkimi, siarką i radionuklidami – Heavy metals, sulphur and radioactive ¹³⁷Cs pollution of Polish national parks. *Prądnik* 7-8: 153-158.
- Grodzińska K., Szarek-Łukaszewska G., Godzik B. 1999. Survey of heavy metal deposition in Poland using mosses as indicators. *Sci. Total Environ.* 229: 41-51.
- Grodzińska K., Szarek G., Godzik B. 1990. Heavy metal deposition in Polish national parks – changes during ten years. *Water, Air and Soil Pollut.* 49: 409-419.
- Grodzińska K., Szarek-Łukaszewska G., Godzik B., Braniewski S., Chrzanowska E. 1994. Mapping air pollution in Poland by measuring heavy metal concentrations in mosses. In: Solon J., Roo-Zielińska E., Bytnerowicz A. (eds). *Climate and atmospheric deposition studies in forests. Conference Papers, IGSO PAS, Warszawa:* 19-23.
- Grodzińska K., Fontasyeva M., Szarek-Łukaszewska G., Klich M., Kucharska-Fabiś A., Gundorina S.F., Ostraovnaya T.M. 2003. Trace element contamination in industrial regions of Poland studied by moss monitoring. *Environ. Monit. Assess.* 87: 255-270.
- GUS 1990. Raport o stanie, zagrożeniu i ochronie środowiska 1990. *Studia i analizy statystyczne.* Warszawa.
- GUS 2004. *Ochrona Środowiska 2004. Informacje i opracowania statystyczne.* Warszawa.
- Herpin U., Markert B., Siewers U., Lieth H. 1994. Monitoring der Schwermetallbelastung in der Bundesrepublik Deutschland mit Hilfe von Moosanalysen. *Bundesministerium f. Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit:* 1-61.
- Klich M., Szarek-Łukaszewska G. 2001. Ocena skażenia regionu śląsko-krakowskiego oraz bielsko-bialskiego metalami ciężkimi przy użyciu mchu (*Pleurozium schreberi*) jako biowskaźnika – Assessment of the environmental pollution by heavy metals using moss (*Pleurozium schreberi*) as a bioindicator. *Przeg. Geol.* 49: 86-90.
- Maning W.J., Godzik B. 2004. Bioindicator plants for ambient ozone in Central and Eastern Europe. *Environ. Pollut.* 130: 33-39.
- Maning W.J., Godzik B., Musselman R. 2002. Potential bioindicator plant species for ambient ozone in forested mountain areas of central Europe. *Environ. Pollut.* 119: 283-290.

- Markert B., Herpin U., Berlekamp J., Oehlamann J., Grodzińska K., Mankovska B., Suchara I., Siewers U., Weckert V., Lieth H. 1996. A comparison of heavy metal deposition in selected Eastern European countries using the moss monitoring method, with special emphasis on the 'Black Triangle'. *Sci. Total Environ.* 193: 85-100
- Rühling Å. 1994. Atmospheric heavy metal deposition in Europe – estimations based on moss analysis. vol. 9. Nord 1994: 9
- Rühling Å., Steinnes E. (eds). 1998. Atmospheric heavy metal deposition in Europe 1995-1996. Nord 1998: 15.
- Rühling Å., Tyler G. 1968. An ecological approach to the lead problem. *Bot. Not.* 121: 321-342.
- Rühling Å., Tyler G. 1969. Ecology of heavy metals – a regional and historical studies. *Bot. Not.* 22: 248-259.
- Schüürmann G., Markert B. (eds). 1998. *Ecotoxicology*. John Wiley & Sons, New York – Chichester.
- Smulek W., Niedźwiecka A. 1988. Zawartość radionuklidów w mchach polskich parków narodowych. Raport etapowy w ramach programu CPBP 04.04. Współczesne przemiany i zagrożenia szaty roślinnej. Inst. Bot. PAN (msc.).
- Steinnes E. 1977. Atmospheric deposition of trace elements in Norway studies by means of moss analysis. Kjeller Report 154.
- Sucharova J., Suchara I. 1998. Atmospheric deposition of chosen elements in the Czech Republic determined in the framework of the International Bryomonitoring Programme 1995. *Sci. Total Environ.* 223: 37-52.
- Sucharova J., Suchara I. 2004. Current multi-element distribution in forest epigeic moss in the Czech Republic – a survey of the Czech national monitoring programme 2000. *Chemosphere* 57: 1389-1398.
- Svenson G.K., Linden K. 1965. The quantitative accumulation of ^{95}Zr + ^{95}Nb and ^{140}Ba + ^{140}La in carpet of forest moss. A field study. *Health Physiol.* 11: 1033-1042.
- Szarek-Łukaszewska G., Grodzińska K., Braniewski S. 2002. Heavy metal concentration in the moss *Pleurozium schreberi* in the Niepołomice Forest, Poland: changes during 20 years. *Environ. Monit. Assess.* 79: 231-237
- Zechmeister H. G. 1994. *Biomonitoring der Schwermetalldepositionen mittels Moosen in Österreich*. Monographien des Umweltbundesamtes, Wien.
- Zechmeister H. G., Grodzińska K., Szarek-Łukaszewska G. 2003. Bryophytes. In: Markert B.A., Breure A.M., Zechmeister H.G. (eds). *Bioindicators and biomonitors*. Elsevier Sciences, Amsterdam: 329-375.
- Żarnowiecki K. 1988. Analiza skażeń promieniotwórczych i zagrożenia radiologicznego w Polsce po awarii elektrowni jądrowej w Czarnobylu. Raport CLOR, nr 120/D (msc.).

Summary

Since the 1970s, environmental contamination by heavy metals and radioactive cesium (Cs^{137}) has been assessed in the national parks, while concentrations of tropospheric ozone have been measured in the mountain national parks since the mid 1990s.

A degree of contamination of 12 national parks by heavy metals was determined using the moss *Pleurozium schreberi*, in 1975, 1986, 1990, 1995, and 2004. The most contaminated parks were (and still are) those of the southern, most industrialized part of Poland (Ojców NP, Tatra NP, and Babia Góra NP), while least contaminated were parks in the northern and eastern regions (Słowiński NP, Wolin NP,

Białowieża NP) (Fig. 1). The concentration of heavy metals in the mosses of national parks has gradually declined during the past 3 decades (Fig. 2), which was clearly the result of a decrease in the emissions of pollutants by Polish industry.

The concentration of radioactive cesium (Cs^{137}) was determined, in mosses collected after the explosion of a nuclear reactor in Czarnobyl in 1986. The highest concentrations of cesium were found in mosses growing in southern and north-eastern Poland, whilst the lowest were in the Wolin NP, Wielkopolska NP, Kampinos NP and Roztocze NP (Fig. 3), which corresponded with the direction of radioactive clouds and atmospheric precipitation in Poland, during the first few days following the catastrophe in Czarnobyl, and also with different dust levels in the country.

Measurements of a level of tropospheric ozone, conducted in several national parks in Poland (Babia Góra NP, Tatra NP, Pieniny NP, Bieszczady NP) in the years 1996-1999, showed that the concentration of ozone was high (70-100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ on average). In the Tatra NP the amount of ozone measured during the 5 last years exceeded 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$; this represents a level above which damage to plants is observed (Fig. 4). Ozone-damaged leaves were observed in many plants growing in the Polish national parks (among others *Ranunculus repens*, *R. lanuginous*, *Senecio subalpinus*, *Vaccinium myrtillus*, *Sambucus racemosa*, *Sorbus aucuparia*, *Alnus incana*, and *Pinus cembra*).

Threats to the environment of the national parks posed by the action of heavy metals or SO_2 are currently small. However, it has been found that the amounts of nitrogen compounds, trace metals and carbon dioxide increases in emissions released by industrial sources and motor vehicles. Therefore, long term and well-integrated programs involving the permanent monitoring of contamination of the environment of valuable natural areas, including national parks, are undoubtedly needed as never before.