

Grażyna Szarek-Łukaszewska

DOPLÝW BIOGENÓW I ZANIECZYSZCZEŃ
DO EKOSYSTEMU LEŚNEGO
NA POGÓRZU WIELICKIM

Praca doktorska

wykonana w Zakładzie Ekologii Instytutu Botaniki im. W. Szafera PAN

pod kierunkiem prof. dr hab. Krystyny Grodzińskiej

Kraków 1997

Grażyna Szarek-Łukaszewska

DOPIŁYW BIOGENÓW I ZANIECZYSZCZEŃ
DO EKOSYSTEMU LEŚNEGO
NA POGÓRZU WIELICKIM

Praca doktorska

wykonana w Zakładzie Ekologii Instytutu Botaniki im. W. Szafera PAN

pod kierunkiem prof. dr hab. Krystyny Grodzińskiej

Kraków 1997



95653

Serdecznie dziękuję Pani Profesor Krystynie Grodzińskiej za opiekę i cenne rady w trakcie przygotowywania tej pracy.

Moim Koleżankom i Kolegom z Zakładu Ekologii IB PAN oraz z Zakładu Ekologii Ekosystemów Instytutu Biologii Środowiskowej UJ, którzy przyczynili się do powstania tej pracy serdecznie dziękuję. Szczególnie serdeczne podziękowania składam dr hab. Ryszardowi Laskowskiemu, który nie szczędził mi czasu na dyskusję i rady.

Spis treści

1. Wstęp
 2. Teren badań
 3. Materiał i metody
 - 3.1. Materiał
 - 3.2. Metody
 - 3.2.1. Metody terenowe
 - 3.2.2. Metody analiz chemicznych
 - 3.2.3. Metody statystyczne
 4. Wyniki
 - 4.1. Stężenia jonów w wodach opadowych
 - 4.2. Dopływ wody i jonów pierwiastków do lasu
 - 4.3 Dopływ pierwiastków z opadem ściółki
 5. Dyskusja
 - 5.1. Czynniki wpływające na wielkość opadu podkoronowego
 - 5.2. Skład chemiczny opadów atmosferycznych a źródła zanieczyszczeń powietrza
 - 5.3. Przyczyny zmienności chemizmu opadu podkoronowego
 - 5.4. Dopływ pierwiastków z wodami opadowymi do lasów różnych obszarów
 - 5.5. Dopływ pierwiastków z opadem ściółki do dna lasów w różnych obszarach
 - 5.6. Skutki nadmiernego atmosferycznego dopływu pierwiastków do lasu w zlewni Ratanicy
 6. Wnioski
 7. Streszczenie
 8. Literatura
- Rysunki i tabele

1. Wstęp

Do zrozumienia funkcjonowania ekosystemów leśnych niezbędne jest poznanie wielkości i jakości atmosferycznego dopływu pierwiastków. Atmosfera bowiem jest obok gleby głównym źródłem pierwiastków odżywczych, takich jak węgiel, azot i siarka, a obecnie także szeregu pierwiastków ksenobiotycznych. Ilości substancji pochodzenia antropogenicznego znacznie wzrosły w atmosferze w ostatnich 5-ciu dekadach w wyniku silnego rozwoju przemysłu, motoryzacji, a także intensywnej produkcji rolnej.

Roczna światowa emisja siarki ze źródeł przemysłowych wynosi około $93 \times 10^{12} \text{g rok}^{-1}$ (Schlesinger 1991). Jest ona tego samego rzędu co emisja ze źródeł naturalnych (Dixon i Wiśniewski w druku). W Europie natomiast aż 90% atmosferycznej siarki jest pochodzenia antropogenicznego, a jej emisja, głównie w formie SO_2 , wynosi tu aktualnie około $20 \times 10^{12} \text{g rok}^{-1}$ (Hultberg i in. 1994). W Polsce emisja SO_2 jest jedną z najwyższych w Europie. W latach 1993 - 1995 wynosiła ona około $2.7 \times 10^{12} \text{g rok}^{-1}$ (GUS 1996).

Roczna światowa emisja azotu, głównie w formie NO_x i NO_3^- , ze źródeł przemysłowych i motoryzacji wynosi około $100 \times 10^{12} \text{g}$ (Schlesinger 1991). W Europie emisja NO_x szacowana jest na około $22 \times 10^{12} \text{g rok}^{-1}$. W Polsce całkowita emisja azotu w formie dwutlenku wynosiła około $1.3 \times 10^{12} \text{g rok}^{-1}$ (GUS 1996). Ostatnio problemem dla środowiska staje się również emisja amoniaku, powstająca w wyniku produkcji rolnej (Sutton i in. 1991). Chociaż amoniak jest podstawowym gazem neutralizującym kwaśne związki w atmosferze, to jego nadmiar może mieć szkodliwy wpływ na ekosystemy (Rosen i in. 1992).

Znaczna emisja gazów (SO_2 , NO_x) prowadzi do zakwaszenia opadów atmosferycznych i do zwiększonego, w stosunku do naturalnego, depozytu jonów wodoru. W wyniku naturalnej produkcji kwasu węglowego (z CO_2 i wody deszczowej) depozycja wodoru powinna wynosić około $1.24 \times 10^{12} \text{mol rok}^{-1}$ (Schlesinger 1991). Antropogeniczna produkcja tlenków siarki i azotu zwiększa tę depozycję do $7.4 \times 10^{12} \text{mol rok}^{-1}$. Jest to wielkość porównywalna do depozycji uzyskanej z sumy naturalnych emisji kwaśnych związków (wybuchy wulkanów, oceany, emisja biogeniczna) (Schlesinger 1991). W Polsce, mimo wysokiej emisji

prekursorów kwasów, odczyn (pH) opadów atmosferycznych dzięki znacznej emisji związków neutralizujących (pyły, amoniak), jest wysoki (Vogt 1996). Pyły emitowane przez przemysł do atmosfery to jednak nie tylko kationy alkaliczne, ale również metale śladowe. W skali globu, tylko w wyniku spalania węgla i paliw płynnych, dostaje się do atmosfery około 0.4×10^{12} g tych pierwiastków (Kabata-Pendias i Pendias 1993). Emisja antropogeniczna metali śladowych przewyższa wielokrotnie ich emisję naturalną (Ross 1990, Driscoll i in. 1994). Jest ona głównym źródłem zanieczyszczenia ekosystemów takimi pierwiastkami jak kadm (Cd) i ołów (Pb) (Legge i Krupa 1986, Lum i Kokotich 1987).

Lasy są bardzo wydajnymi filtrami zanieczyszczeń docierających do nich z powietrza. Tym samym są one narażone na nadmierny dopływ z atmosfery takich pierwiastków jak wodór, azot, siarka i metale ciężkie. Może to prowadzić do zaburzeń w prawidłowym funkcjonowaniu ekosystemów leśnych, a w konsekwencji do zamierania lasów (*forest decline*). Obniżenie odczynu opadów atmosferycznych (pH) tylko o jednostkę oznacza około 10-krotne zwiększenie dopływu jonów wodorowych. W Europie środkowej i północno-zachodniej kwaśna depozycja jest obecnie około 20-krotnie wyższa niż krytyczny dopływ jonów zakwaszających. Za dopływ taki uważa się najwyższą depozycję związków zakwaszających, która nie powoduje zmian prowadzących do długotrwałych szkodliwych oddziaływań na strukturę i funkcjonowanie ekosystemów (Hettlingh i in. 1992). Potencjalne oddziaływanie nadmiernego dopływu jonów H^+ na las jest dość dobrze poznane (Legge i Krupa 1986, Lucier i Haines 1990, Tomlinson 1990, Johnson i Lindberg 1991). Kwaśne opady o pH 2 - 3.6 uszkadzają powierzchnię liści (Legge i Krupa 1986), zaś długotrwała ekspozycja liści na mniejsze dawki jonów H^+ powoduje erozję kutikuli (Huttunen i Leine 1983). W ekosystemie leśnym nadmiar jonu H^+ może prowadzić m.in. do przyspieszenia wypłukiwania jonów alkalicznych z listowia i gleby, wzrostu mobilności w glebie glinu i innych metali, zwolnienia procesów dekompozycji materii organicznej, deficytu pierwiastków odżywczych (np. Ca i Mg), zakłóceń w gospodarce pierwiastkami odżywczymi, obniżenia tolerancji na naturalne czynniki stresogenne (m.in. Zottl 1985, Schulze 1989, Parker 1990, Johnson i Lindberg 1991).

Emisja siarki do atmosfery w ostatnich latach ulega redukcji (Meesenburg i in. 1995, Skjelkvale i Henriksen 1995), natomiast obserwuje się wzrost emisji azotu i to zarówno ze źródeł przemysłowych i motoryzacji (NO_x), jak i ze źródeł rolniczych (głównie w formie NH_3) (Sutton i in. 1991, Heinsdorf 1993). Azot jest uważany za czynnik limitujący wzrost lasów strefy umiarkowanej. Długotrwały dopływ z atmosfery dodatkowych jego ilości może jednak prowadzić do wielu niekorzystnych zmian. Jedną z hipotez tłumaczących przyczyny zamierania lasów jest właśnie wysycenie azotem ekosystemów leśnych (*N saturation*) tj. stan, w którym ilość dostępnego azotu przewyższa zdolność jego przyswajania przez rośliny i glebę (Boring i in. 1988, de Vries 1991, Aber 1992, Rosen i in 1992). Jest to proces stopniowy. Na początku wzrasta produkcja, później nieco następują zmiany składu gatunkowego ekosystemu - zastępowanie gatunków przystosowanych do siedliska ubogiego w azot przez gatunki azotolubne (nitrofile). Jeśli dopływ azotu trwa nadal i zaczyna przewyższać zdolność jego przyswajania przez rośliny i glebę, pojawiają się zaburzenia w gospodarce pierwiastkami odżywczymi, tak w glebie, jak i w roślinach - maleje przyswajalność kationów (Ca^{+2} , Mg^{+2} , K^+), zwiększa się natomiast ilość przyswajalnego glinu. W tych warunkach czynnikami limitującymi wzrost lasu stają się np. woda lub inne substancje odżywcze (Sutton i in. 1991).

Lasy bardzo wydajnie przechwytyją z powietrza także pyły zawierające metale ciężkie (Lindberg i Turner 1988). W krajach o niskim standardzie technologii przemysłowych emisje pyłowe zawierają znaczne ilości metali ciężkich. W ekosystemie leśnym następuje akumulacja metali zarówno w glebie jak i w biomase roślinnej. Przy obniżeniu odczynu (pH) gleby w wyniku kwaśnych opadów następuje uwolnienie znacznych ilości metali ciężkich z puli nagromadzonej w glebie i tym samym zwiększenie ich szkodliwości dla ekosystemu (Tyler i in. 1989, Vernet 1991, Kabata-Pendias i Pendias 1993). Efektem toksycznego ich działania na organizmy glebowe jest zwolnienie tempa dekompozycji ściółki i tym samym wielokierunkowe zaburzenia w gospodarce mineralnej roślin (Grodziński i in. 1990, Laskowski i in. 1994).

Substancje chemiczne z atmosfery docierają do ekosystemu leśnego w postaci opadu mokrego, opadu suchego oraz na drodze depozycji poziomej. Opad mokry (deszcz, śnieg) wnosi do ekosystemu rozpuszczone w wodzie substancje

gazowe (np. SO_2 , NO_x) oraz pyły i aerozole wymywane przez opady z atmosfery zawierające bardzo różne, w zależności od źródeł emisji, pierwiastki. Dopływ substancji chemicznych z opadami atmosferycznymi oraz pyłami na ogół określany jest łącznie jako tzw. opad bezpośredni (*bulk precipitation*). Opad suchy obejmuje pyły docierające do lasu w procesie sedymentacji oraz substancje gazowe nierozpuszczone w wodzie (Legge i Krupa 1986, Parker 1990). Depozycja pozioma nazywana również wyczesywaniem zawiera substancje chemiczne osadzone na powierzchni koron drzew za pośrednictwem mgieł i chmur (Lovett i Kinsman 1990). W obszarach silnie zanieczyszczonych znaczną część całkowitej depozycji z atmosfery do lasów stanowi opad suchy (Johnson i Lindberg 1991), a w obszarach górskich opad (depozycja) poziomy (Lovett i Kinsman 1990). Wielkość całkowitego dopływu substancji chemicznych z atmosfery zależy od wielu czynników m.in. od odległości od źródeł emisji, ukształtowania terenu, typu roślinności. Całkowita depozycja pierwiastków do lasów strefy umiarkowanej jest różnej wielkości, w przypadku siarki waha się od 1 - 2 $\text{kg ha}^{-1}\text{rok}^{-1}$ do 120 $\text{kg ha}^{-1}\text{rok}^{-1}$ (Hultberg i in. 1994), w wypadku azotu natomiast od ponad 5 $\text{kg ha}^{-1}\text{rok}^{-1}$ do ponad 100 $\text{kg ha}^{-1}\text{rok}^{-1}$ (Gundersen i Baskhin 1994).

Opad podkoronowy (*throughfall*) obejmuje część opadu atmosferycznego bezpośredniego, który przeszedł przez korony drzew i dodatkowo splukał z ich powierzchni substancje chemiczne pozostałe tam z opadu suchego oraz wypłukał także substancje z wnętrza tkanek (listowia) (Parker 1990, Hambucker i Remacle 1993). Niewielka część opadu atmosferycznego bezpośredniego jest przechwytywana przez korony drzew, a także tracona przez ewaporację (Parker 1990, Mc Cune i Boyce 1992). Opad podkoronowy jest na ogół bogatszy w substancje chemiczne niż opad bezpośredni. Dopływ pierwiastków mobilnych (K, Mn, Mg) z opadem podkoronowym może być kilkakrotnie większy niż z opadem bezpośrednim (Parker 1990, Ross i Lindberg 1994). Natomiast dla jonu wodorowego i azotu może następować w opadzie podkoronowym redukcja ich stężeń (Ross i Lindberg 1994).

Do dna lasu (gleby) pierwiastki docierają z wodą jako opad podkoronowy i spływ po pniach (*stemflow*) oraz jako opad ściółki (*litterfall*). Zależnie od typu drzewostanu opad podkoronowy może stanowić 60% do 95% opadu

atmosferycznego bezpośredniego, a spływ po pniach od 0% do 35% (Parker 1990).

Niniejsza praca jest częścią badań ekologicznych prowadzonych w zlewni podgórskiej w południowej Polsce (por. Grodzińska i Laskowski 1996 i cytowana tam literatura). Jej celem stało się określenie (1) wielkości atmosferycznego dopływu pierwiastków - zarówno odżywczych jak i zanieczyszczeń do lasu zlewni Ratanicy, (2) zmienności czasowej i przestrzennej tego dopływu oraz (3) kondycji lasu znajdującego się w obszarze średnich lecz chronicznych dawek zanieczyszczeń.

2. Teren badań

Obiektem badań był kompleks leśny zlewni potoku Ratanica położonej w południowej Polsce (49°51'N, 20°02'E) w zachodniej części Pogórza Wielickiego (tab. 2.1) (Starkel 1991, Grodzińska i Szarek 1995). Zlewnia znajduje się w granicach województwa krakowskiego, około 40 km na południe od Krakowa, parę kilometrów od Myślenic i Dobczyc (rys. 2.1). Otoczona jest ona licznymi wsiami. Główny potok zlewni jest jednym z wielu potoków wpływających do zbiornika dobczyckiego, który powstał w 1986 roku i stanowi źródło wody pitnej dla części Krakowa.

Las pokrywa w zlewni Ratanicy około 88 ha. Teren ten ma urozmaiconą rzeźbę; charakteryzują ją typowe dla pogórza spłaszczone grzbiety wzgórz, strome zbocza, wąskie i głębokie doliny małych potoków. Większość obszaru Ratanicy leży między 330 i 390 m n.p.m., z najniższym punktem 270 m i najwyższym 427 m n.p.m.

Podłoże zlewni jest typowe dla zachodniej części Pogórza Wielickiego. Reprezentują je trzeciorzędowe utwory fliszowe (piaskowce, zlepieńce, łupki ilaste warstw istebniańskich), a na niewielkich połaciach także okrywa czwartorzędowych osadów lessopodobnych (Adamczyk i in 1989). Na podłożu tym rozwinęły się kwaśne, na ogół ubogie w składniki pokarmowe gleby. Dominują gleby bielcowe i bielice oraz gleby brunatne bielcowane i płowe bielcowane z kwaśną próchnicą

nadkładową typu mor. Według klasyfikacji FAO są to gleby typu Orthic Podzols oraz Haplic i Stagnic Luvisols (Skiba 1992).

Gleby leśne zlewni Ratanicy mają miąższość od około 30 - 50 cm do około 150 - 200 cm w rejonach z okrywą utworów lessopodobnych. Są one kwaśne o pH H₂O od 3.4 do 4.3 (Adamczyk i in. 1989). Najniższy odczyn stwierdzono w warstwie A₁ (pH H₂O = 3.9). Wraz z głębokością odczyn wzrasta, by na głębokości około 150 cm osiągnąć średnio pH 6.4 (Grodzińska i Laskowski 1996). Gleby charakteryzuje średnia do wysokiej efektywna pojemność kationo-wymienna (CEC_E). W glebach lasu Ratanicy stwierdzono niskie zawartości metali ciężkich. Wyjątek stanowił ołów, którego zawartość była podwyższona w powierzchniowych warstwach (Grodzińska i Laskowski 1996).

Zlewnia Ratanicy znajduje się w umiarkowanym, ciepłym piętrze klimatycznym Karpat (Obrębska-Starkłowa i in. 1995). Średnia roczna temperatura powietrza w zlewni w latach 1991 - 1995 wynosiła około 8°C. Lata, w których prowadzono badania były cieplejsze niż poprzednie, ze średnią temperaturą roczną wyższą niż w wieloleciu 1954 - 1987 (7.4°C) (Suliński i Kucza 1993). Okres wegetacyjny trwał około 217 dni. Średnia roczna suma opadów w zlewni w latach 1991 - 1995 wynosiła około 688 mm (mierzona standardowymi metodami stosowanymi w meteorologii) (Suliński i Sułkowski 1996). Około 30% - 40% dni w roku było bez opadu. Wyjątkiem był 1995 rok, kiedy takich dni było około 70%. Śnieg tworzył około 13% opadów rocznych. Lata badań były latami suchymi, ze średnimi opadami niższymi o około 110 mm od średnich w wieloleciu (Suliński i Kucza 1993).

Roślinność leśna zlewni Ratanicy jest typowa dla Pogórza Karpackiego (Róžański i in. 1993). Las ma charakter antropogeniczny. Dominują w nim sosna zwyczajna (*Pinus sylvestris* L.) oraz buk (*Fagus sylvatica* L.), znacznie rzadziej modrzew (*Larix decidua* Mill.), w domieszce występują natomiast świerk (*Picea abies* (L.) Karst), jodła (*Abies alba* Mill.), dęby (*Quercus robur* L., *Q. petraea* (Matt) Liebl.), jesion (*Fraxinus excelsior* L.), olcha czarna (*Alnus glutinosa* (L.) Gaertn.) i grab (*Carpinus betulus* L.) (rys. 2.2). Spotyka się tu również, chociaż rzadko, gatunki introdukowane: sosnę czarną (*Pinus nigra* Arnold), daglezień zieloną (*Pseudotsuga taxifolia* Bitton) i dąb czerwony (*Quercus rubra* L.).

W dolinie Ratanicy panują drzewostany sosnowo-bukowe, w ich piętrze górnym dominuje starsza sosna, w dolnym znacznie młodszy buk (Róžański i in. 1993). Gdziekolwiek można spotkać drzewostany modrzewiowo-bukowo-sosnowe. Wiek drzewostanu wynosi od 40 do 80 lat, przy czym drzew w górnej granicy wiekowej jest niewiele. Najbardziej dynamicznym gatunkiem w zlewni jest buk (Róžański i in. 1993).

Panującym zespołem leśnym, występującym na 90% powierzchni zlewni jest bór mieszany (*Pino-Quercetum*) w podzespole uboższym (*P.-Q. typicum*) z panującą w runie borówką (*Vaccinium myrtillus* L.) i podzespole bogatszym (*P.-Q. rubetosum hirti*) z jeżyną (*Rubus hirtus* W.K.) (rys. 2.3) (Róžański i in. 1993). Podzespół z jeżyną, specyficzny dla Pogórza Karpackiego, rozwinął się częściowo na siedliskach zdegradowanych grądów. Niewielkie powierzchnie zajmuje las grądowy (*Tilio-Carpinetum*), acidofilna buczyna (*Luzulo-nemorosae-Fagetum*) oraz fragmenty zespołu łęgowego (*Carici remotae-Fraxinetum*).

Zlewnia od wielu lat znajduje się pod wpływem średnich, ale chronicznych dawek zanieczyszczeń. Gazy i pyły docierają tutaj z odległych ośrodków przemysłowych - z Okręgu Śląsko-Krakowskiego i Ostrawskiego w Czechach (Tomaszewska i Walczewski 1992). Istotne znaczenie mają również emisje z lokalnych, węglowych palenisk domowych w otaczających zlewnię wsiach. Dodatkowe źródła zanieczyszczeń stwarza intensywna gospodarka rolna.

Zanieczyszczenie powietrza (SO_2 , NO_x , pył zawieszony) w zlewni było mierzone w terenie w latach 1991 - 1995 w sposób ciągły (Grodzińska i Laskowski 1996). Stężenie SO_2 wynosiło średnio około $20 \mu\text{g m}^{-3}$, NO_2 $8.1 \mu\text{g m}^{-3}$, a pyłu zawieszonego $15.9 \mu\text{g m}^{-3}$ (tab. 2.2). Wartości te nie przekraczają średniorocznej polskiej normy ($32 \mu\text{g m}^{-3}$ SO_2 , $50 \mu\text{g m}^{-3}$ NO_2 , $50 \mu\text{g m}^{-3}$ pył zawieszony) i są zbliżone do stężeń podawanych dla górskich rejonów kraju (Vogt i in. 1994). W stosunku do stężeń stwierdzonych w różnych leśnych zlewniach w Europie, poziom SO_2 w Ratanicy należy uznać za średni (Szarek 1995). Opad pyłu w latach prowadzonych badań (1991 - 1995) nie był określany. W latach 80-tych wynosił on natomiast od 35 do 48 t km^{-2} . Jego skład świadczył o antropogenicznym, głównie przemysłowym pochodzeniu (Manecki i Tarkowski 1993).

3. Materiał i metody

3.1. Materiał

W pracy analizowano atmosferyczny dopływ pierwiastków w lesie mieszanym sosnowo - bukowym w zlewni Ratanicy w latach 1991 - 1995. Na atmosferyczny dopływ pierwiastków składał się dopływ z opadem bezpośrednim (deszcz, śnieg) oraz z opadem podkoronowym (deszcz i śnieg po przejściu przez korony drzew). W dopływie pierwiastków do dna lasu, oprócz opadu podkoronowego badano opad ściółki (opad martwych części roślin - liście, igły, gałązki, kora, kwiaty, owoce, nasiona).

Do analizy statystycznej wykorzystano także dane z innych pomiarów prowadzonych w zlewni w latach 1991 - 1995: dane meteorologiczne (temperatura powietrza, liczba dni bez opadu atmosferycznego w ciągu każdego miesiąca), dane o zanieczyszczeniu powietrza (stężenia SO_2 , NO_2 i pyłu zawieszonego), dane fitosocjologiczne z 29 stanowisk transektowych (tab. 3.1) (Grodzińska i Laskowski 1996).

3.2. Metody

3.2.1. Metody terenowe

W kompleksie leśnym zlewni Ratanicy mierzono opad bezpośredni (OB) w 2 - 4 punktach usytuowanych poza lasem, przy jego granicy (ryc. 3.1). Pomiary opadu podkoronowego (OP) i opadu ściółki (OŚ) prowadzone były w 29 stanowiskach pomiarowych rozmieszczonych w 3 transektach przecinających kompleks leśny zlewni (ryc. 3.1).

Chwytnice - "deszczomierze" (OB i OP) stanowiły plastikowe białe lejki (odpowiednio o średnicy 21 i 14 cm) umieszczone w bezbarwnych polietylenowych pojemnikach zabezpieczonych przed dostępem światła folią aluminiową. Chwytnicami śniegu były plastikowe wiadra o średnicy 24 cm z wymiennymi bezbarwnymi workami foliowymi (fot. 1). Chwytnice opadu bezpośredniego umieszczone były na wysokości 2.5 m, a opadu podkoronowego 0.5 m nad powierzchnią gruntu. Chwytnice opadu ściółki zbudowane były z metalowej

obręczy o średnicy 23 cm z naciągniętym styronowym workiem o oczkach 1 mm i umieszczone na wysokości 1 m od gruntu (fot. 1).

Od listopada 1991 do października 1995 roku, mierzono w terenie ilość opadu (wody) bezpośredniego (OB) i podkoronowego (OP) w odstępach dwutygodniowych, a wielkość opadu ściółki (OŚ) w odstępach miesięcznych. Pomiary wykonywano osobno dla każdego łapacza ($n = 29$ OP, OŚ, $n = 2-4$ OB). W próbach OP po jednej na transekt ($n = 3$) i w każdej próbie OB ($n=4$) analizowano pH oraz stężenie 14 jonów ($N-NH_4^+$, $N-NO_3^-$, $S-SO_4^{2-}$, $P-PO_4^{3-}$, Cl^- , Na^+ , K^+ , Mg^{+2} , Ca^{+2} , Mn^{+2} , Zn^{+2} , Cu^{+2} , Pb^{+2} , Cd^{+2}). Miesięczne próby opadu ściółki (OŚ) po wysuszeniu do stałej wagi i zważeniu, łączono podobnie jak próby opadu podkoronowego. W trzech mieszanych próbach określano stężenia 12 pierwiastków (N, S, P, Na, K, Mg, Ca, Mn, Zn, Cu, Pb, Cd).

3.2.2. Metody analiz chemicznych

W analizie chemicznej zastosowano następujące metody:

roztwory wodne:

pH - pH-metr cyfrowy Elmetron CP-211

$N-NH_4^+$ - metoda kolorymetryczna z odczynnikiem Nesslera (Specol 220)

$N-NO_3^-$, $S-SO_4^{2-}$, Cl^- - chromatografia jonowa (Dionex 100)

$P-PO_4^{3-}$ - kolorymetryczna z chlorkiem cynawym ($SnCl_2$)

Na^+ , K^+ , Ca^{+2} - emisyjna spektrofotometria atomowa (Flapho 4)

Mg^{+2} , Zn^{+2} , Mn^{+2} - absorpcyjna spektrofotometria atomowa (Varian 20 BQ)

Cu^{+2} , Pb^{+2} , Cd^{+2} - inwersyjna woltoamperometria anodowa (MAW-4)

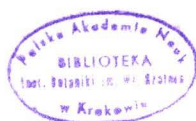
opad ściółki:

N - metoda Kjeldahla

S - metoda nefelometryczna Buttersa-Chenery'ego

P - metoda wanado-molibdenianowa

Ca, Mg, Na, K, Zn, Cu, Pb, Cd - mineralizacja materiału na mokro w mieszaninie kwasów ($HClO_4$ i HNO_3 1:4 obj.) i płomieniowa absorpcyjna spektrofotometria atomowa (Varian 20 BQ)



3.2.3. Metody statystyczne

Do analizy statystycznej wykorzystano miesięczne stężenia i miesięczne dopływy pierwiastków w formie jonowej (OB, OP) i w formie całkowitej (OŚ) (n=60). Dopływ liczony był jako iloczyn stężenia pierwiastka i ilości wody (OB, OP) lub materii organicznej (OŚ) w danym miesiącu. Wyniki przedstawione jako średnie są średnimi ważonymi objętościowo przez ilość wody (OB, OP) lub wagowo przez masę ściółki (OŚ).

W opracowaniu danych stosowano analizę korelacji, analizę czynników głównych (*factor analysis*), prostą i wieloczynnikową regresję, test nieparametryczny różnicowy dla par (test Wilcozona) oraz wygładzanie metodą ruchomej średniej (*moving average*) (Sokal i Rohlf 1981). W teście korelacji stosowano poziom istotności po poprawce Dunn-Sidak (Sokal i Rohlf 1981), a w pozostałych testach poziom istotności 0.05. Do obliczeń wykorzystano pakiet statystyczny Statgraphics 5.0.

Przy pomocy analizy korelacji poszukiwano możliwych związków między stężeniami jonów w opadzie bezpośrednim i podkoronowym, a wybranymi parametrami powietrza (średnie miesięczne stężenia SO₂, NO₂ i pyłu zawieszonego, temperatura powietrza, wielkość opadu atmosferycznego i liczba dni w miesiącu bez opadu).

Analizę czynników głównych z rotacją Equimax zastosowano do określenia najważniejszych czynników wpływających na stężenia jonów w opadzie bezpośrednim i podkoronowym.

Prostą analizą regresji określano zależność dopływu pierwiastków od ilości wody (opad bezpośredni) lub ilości materii organicznej (opad ściółki).

Wieloczynnikową analizą regresji badano zależność dopływu jonów z opadem podkoronowym od ilości dopływającej wody oraz ilości jonów dostarczanych do lasu a opadem bezpośrednim. Analizę regresji wieloczynnikowej zastosowano również do testowania zależności wielkości dopływu wody oraz materii organicznej do dna lasu od charakteryzującego dany punkt pomiarowy wzniesienia n.p.m., nachylenia oraz pokrycia warstwy drzew (a1 i a2).

Test nieparametryczny dla dwóch prób zależnych (Wilcoxon) zastosowano do porównania wielkości dopływów pierwiastków do lasu z opadem bezpośrednim i opadem podkoronowym.

Czasową zmienność stężeń i dopływu jonów (5 lat) przedstawiono na wykresach po wygładzeniu metodą ruchomej średniej z istotnością trendu analizowaną prostą regresją.

4. Wyniki

4.1. Stężenia jonów w wodach opadowych

Średnie roczne pH opadu bezpośredniego w Ratanicy w latach 1991 - 1995 wynosiło 4.39 (H^+ 0.041 mg l⁻¹), a opadu podkoronowego około 4.31 (H^+ 0.056 mg l⁻¹) (tab. 4.1). Średnie roczne stężenia jonów w opadzie bezpośrednim (OB) osiągały kolejno mg l⁻¹: 2.11 N-NH₄⁺, 0.76 N-NO₃⁻, 2.36 S-SO₄⁻², 0.10 P-PO₄⁻³, 1.75 Cl⁻, 0.74 Na⁺, 1.10 K⁺, 0.32 Mg⁺², 1.66 Ca⁺², 0.05 Mn⁺², 0.06 Zn⁺² i µg l⁻¹: 10.12 Cu⁺², 5.06 Pb⁺² oraz 1.53 Cd⁺² (tab. 4.1). W opadzie podkoronowym (OP) stwierdzono nieco niższe stężenie Cu⁺² (7.26 µg l⁻¹), Pb⁺² (4.11 µg l⁻¹), Cd⁺² (1.09 µg l⁻¹), podobne stężenia Zn⁺² (0.06 mg l⁻¹), P-PO₄⁻³ (0.11 mg l⁻¹), Na⁺ (0.77 mg l⁻¹), N-NH₄⁺ (2.46 mg l⁻¹), nieco wyższe stężenia N-NO₃⁻ (1.15 mg l⁻¹), S-SO₄⁻² (3.66 mg l⁻¹), Cl⁻ (2.58 mg l⁻¹), Mg⁺² (0.54 mg l⁻¹), Ca⁺² (2.43 mg l⁻¹) oraz 3 - 4-krotnie wyższe stężenia K⁺ (3.38 mg l⁻¹) i Mn⁺² (0.22 mg l⁻¹).

W poszczególnych latach badań średnie roczne pH wody dopływającej do lasu (OB) wahało się od 4.37 do 4.72 (tab. 4.1). Woda dopływająca do gleby (OP) miała średnie roczne pH od 4.04 do 5.12. Średnie roczne stężenia jonów wahały się w zakresach podanych w tab. 4.1. W ciągu kolejnych lat badań malało stężenie S-SO₄⁻², Cl⁻, K⁺, Mg⁺² oraz Pb⁺² i Cd⁺² (rys. 4.1). Stężenia pozostałych jonów wahały się bez wyraźnych tendencji. W wodach opadu podkoronowego jony Pb⁺² i Cd⁺² zachowywały się podobnie jak w wodach opadu bezpośredniego natomiast stężenie jonów N-NH₄⁺ i Cu⁺² z biegiem lat malało, a stężenie N-NO₃⁻ i Na⁺ wzrastało (rys. 4.2).

Średnie miesięczne stężenia jonów w opadzie bezpośrednim i podkoronowym wykazywały dużą zmienność sezonową (rys. 4.3). Wśród badanych

jonów można wyróżnić cztery grupy o stężeniach podobnie kształtujących się w ciągu roku. Jedną z nich stanowiły jony H^+ , $N-NO_3^-$, $S-SO_4^{-2}$, Cl^- , Na^+ , Zn^{+2} i Pb^{+2} . Ich stężenia były wysokie zimą, a niskie latem. Do tej grupy można zaliczyć również Mg^{+2} i Ca^{+2} , lecz ich zmienność w ciągu roku była mniej wyraźna, szczególnie w opadzie podkoronowym. Drugą grupę stanowiły $P-PO_4^{-3}$ i Cd^{+2} , których stężenia, odwrotnie niż jonów poprzedniej grupy, były wysokie w sezonie wegetacyjnym, a niskie poza nim. Maksimum ich stężeń przypadało na sierpień (OB) lub wrzesień (OP). Trzecią z kolei grupę reprezentowały K^+ i Mn^{+2} . Stężenia tych jonów wyraźnie wzrastały jesienią (zarówno w OB jak i OP), a w opadzie podkoronowym również wiosną. Ostatnia, czwarta grupa (jony $N-NH_4^+$ i Cu^{+2}) nie wykazywała wyraźnej zmienności sezonowej.

Stężenia większości analizowanych jonów ($N-NO_3^-$, $S-SO_4^{-2}$, Cl^- , Mg^{+2} , Ca^{+2} oraz K^+ i Mn^{+2}) były wyższe w opadzie podkoronowym aniżeli w bezpośrednim; przy czym taka sytuacja utrzymywała się z reguły przez cały rok (rys. 4.3). Stężenia wodoru były natomiast w opadzie podkoronowym wyższe tylko wiosną, a niższe w większości miesięcy sezonu wegetacyjnego. Stężenia $P-PO_4^{-3}$ i Cd^{+2} wykazywały wyższe wartości w opadzie podkoronowym tylko w jesieni i zimie. Różnica w stężeniach pozostałych jonów między dwoma typami opadów również istniała, lecz ich przebieg w ciągu roku był nieregularny (rys. 4.3).

Stężenia jonów w opadach atmosferycznych (OB) były skorelowane z niektórymi parametrami powietrza (tab.4.2). Wzrost zanieczyszczeń gazowych (SO_2 , NO_2) i pyłów w powietrzu wywoływał wzrost stężeń $N-NO_3^-$, $S-SO_4^{-2}$, Cl^- , K^+ , Mg^{+2} , Mn^{+2} , Zn^{+2} , Pb^{+2} w wodach opadowych. Spadek temperatury powietrza zwiększał istotnie stężenia jonów H^+ i Cl^- w opadach. Wysoka liczba dni bez opadów wywoływała obniżenie stężeń azotu amonowego ($N-NH_4^+$), a podwyższenie stężeń Na^+ i Cd^{+2} , natomiast stężenia azotu azotanowego ($N-NO_3^-$) w opadach odwrotnie skorelowane było z ilością wody (tab. 4.3)

W opadzie podkoronowym o stężeniu jonów decydowała głównie ilość wody (tab. 4.3), a w mniejszym stopniu poziom zanieczyszczeń w powietrzu oraz temperatura.

Stosując analizę czynników głównych, do rotacji wybrano pierwsze cztery czynniki, które tłumaczyły około 80% całkowitej zmienności w opadzie

bezpośrednim (tab. 4.4). W pierwszym czynniku, wyjaśniającym około 40% zmienności, znalazły się, w kolejności udziału, jony N-NO_3^- , Pb^{+2} , S-SO_4^{-2} , Cl^- , H^+ oraz odwrotnie skorelowana z nimi woda. W czynniku drugim, głównymi jonami były Zn^{+2} , Mn^{+2} , Cu^{+2} i Na^+ , w trzecim Mg^{+2} i Ca^{+2} , Cd^{+2} , K^+ , S-SO_4^{-2} , Cl^- , a w czwartym N-NH_4^+ i P-PO_4^{-3} .

W opadzie podkoronowym około 76% całkowitej zmienności wyjaśniały trzy czynniki (tab. 4.5). Pierwszy czynnik wyjaśniał około 50% całkowitej zmienności i głównie stanowiły go jony Na^+ , Mg^{+2} , Zn^{+2} , Cl^- , Ca^{+2} , N-NO_3^- , S-SO_4^{-2} i odwrotnie z nimi skorelowana woda. Jony związane z czynnikiem drugim to głównie Pb^{+2} i Cd^{+2} oraz w mniejszym stopniu Cl^- , N-NH_4^+ , Cu^{+2} , S-SO_4^{-2} i Zn^{+2} , z trzecim natomiast mobilne jony K^+ i Mn^{+2} oraz Mg^{+2} .

4.2. Dopływ wody i jonów pierwiastków do lasu

W zlewni Ratanicy średni roczny opad bezpośredni wynosił 708 mm (tab. 4.6). Ilość wody opadu podkoronowego była niższa od opadu bezpośredniego o około 28% tj. o około 185 mm. Najmniej opadów było w 1993 roku (OB - 597 mm, OP - 413 mm), a najwięcej w 1991 roku (OB - 856 mm, OP - 615 mm). Najwyższe opady występowały w sezonie wegetacyjnym; od kwietnia do września spadło około 65% rocznej ilości wody (rys. 4.4). Maksimum opadów przypadało na sierpień (ok. 98 mm), wysokie opady rejestrowano również wiosną (ok. 70 mm). Najniższe opady charakteryzowały styczeń i luty (ok. 30 mm). Opad podkoronowy stanowił od około 59% wody opadu bezpośredniego w listopadzie do około 90% w marcu. Zależność ilości wody w opadzie podkoronowym od ilości wody w opadzie bezpośrednim opisywało równanie regresji liniowej ze współczynnikiem determinacji $R^2=0.96$ (rys. 4.5).

Ilość wody opadu podkoronowego była zróżnicowana na terenie zlewni (rys. 4.6). Średnia roczna suma opadów wynosiła od 193 mm na stanowisku pomiarowym nr 11 do 632 mm na stanowisku nr 9. Zróżnicowanie to było spowodowane różnym stopniem zwarcia koron drzew przez które docierała do gleby woda opadowa, szczególnie w okresie lata. Wzrost procentu pokrycia drzew powodował zmniejszenie dopływu wody do dna lasu. Na różny dopływ wody w

poszczególnych stanowiskach nie wpływało natomiast położenie stanowiska na różnej wysokości n.p.m. oraz nachylenie stoku (a_1 $p=0.026$, a_2 $p=0.0027$, wysokość i nachylenie $p>0.05$, $R_{adj}^2=0.32$).

Do lasu Ratanicy wraz z wodą opadu bezpośredniego dopływały średnio rocznie w formie jonowej następujące ilości pierwiastków (kg ha^{-1}): 0.29 H^+ , 15.1 N-NH_4^+ , 5.3 N-NO_3^- , 17.1 S-SO_4^{2-} , 0.69 P-PO_4^{3-} , 13.1 Cl^- , 5.3 Na^+ , 8.3 K^+ , 2.4 Mg^{+2} , 12.2 Ca^{+2} , 0.38 Mn^{+2} , 0.42 Zn^{+2} i (g ha^{-1}) 90.9 Cu^{+2} , 46.7 Pb^{+2} i 15.17 Cd^{+2} (tab. 4.6). Stosując test Wilcoxon stwierdzono, że ilość pierwiastków dostarczana do dna lasu z wodą po przejściu przez korony drzew była w stosunku do opadu bezpośredniego istotnie mniejsza w przypadku N-NH_4^+ , Na^+ , Cu^{+2} , Pb^{+2} i Cd^{+2} ($p<0.05$), porównywalna dla H^+ , P-PO_4^{3-} , Ca^{+2} , Zn^{+2} ($p>0.05$) oraz wyższa dla N-NO_3^- , S-SO_4^{2-} , Cl^- , K^+ , Mg^{+2} , Mn^{+2} ($p<0.05$) (tab. 4.6).

W trakcie pięciu lat badań istotnie zmalała ilość dopływającej do zlewni z opadem bezpośrednim siarki siarczanowej, chloru, potasu, ołowiu i kadmu, zmniejszyła się również amplituda zmienności dopływu jonów pierwiastków (rys. 4.7). Dopływ pozostałych jonów wahał się w ciągu lat bez wyraźnego kierunku. W ciągu kolejnych lat badań ilości dopływających do dna lasu z opadem podkoronowym jonów N-NH_4^+ , Cl^- , Cu^{+2} , Pb^{+2} i Cd^{+2} stopniowo malały, natomiast ilości jonów H^+ , N-NO_3^- i Na^+ wzrastały (rys. 4.8.). W przypadku Pb^{+2} , Cd^{+2} oraz Cl^- wyraźnie zmniejszyły się również miesięczne wahania dopływu (rys. 4.8).

Istniała roczna zmienność średnich miesięcznych dopływów pierwiastków do lasu (rys. 4.9). Wiosną, zarówno opad bezpośredni jak i opad podkoronowy niósł ze sobą większe ilości wodoru, magnezu i wapnia. W okresie zimy obserwowano natomiast niższy niż w pozostałej części roku dopływ jonów amonowych i fosforanowych, a także jonów Cu^{+2} , Cd^{+2} , K^+ i Mn^{+2} . Zachowanie tych dwóch ostatnich pierwiastków różni opad bezpośredni od podkoronowego. Jony K^+ i Mn^{+2} docierały do dna lasu głównie wiosną i jesienią, w opadzie bezpośrednim ich ilości są wyrównane w ciągu całego roku. W przypadku jonów Na^+ , Cl^- i N-NO_3^- dopływ z obu typami opadów nie wykazywał wielkiego sezonowego zróżnicowania.

Zależność pomiędzy ilością jonów dopływających do lasu z opadem bezpośrednim a ilością dopływającej wody badano analizą regresji (tab. 4.7). Niezależny od ilości wody był dopływ jonów azotanowych, fosforanowych oraz

jonów manganu i cynku. Ilości pozostałych pierwiastków, a szczególnie wapnia i kadmu oraz azotu w formie amonowej były wysoce zależne od ilości wody (tab. 4.7).

Na ilość jonów pierwiastków niesioną z opadem podkoronowym może wpływać zarówno ilość wody, jak i ilość jonów dostarczanych do okapu drzew z opadem bezpośrednim. Stwierdzono, że dopływ do dna lasu H^+ , K^+ , Mn^{+2} i Zn^{+2} zależny był jedynie od ilości wody (tab. 4.8), a $N-NO_3^-$, $S-SO_4^{-2}$, $P-PO_4^{-3}$, Cu^{+2} , Pb^{+2} i Cd^{+2} tylko od ilości tych jonów niesionych z opadem bezpośrednim. Na dopływ pozostałych jonów z opadem podkoronowym rzutowały oba czynniki.

4.3. Dopływ pierwiastków z opadem ściółki

Średnie roczne stężenie pierwiastków w opadzie ściółki w zlewni Ratanicy podano w tabeli 4.9. Stężenia pierwiastków wraz ze zmianą składu opadających części roślin znacznie się wahały w ciągu roku (rys. 4.10). Dla pierwiastków takich jak N, S, P, Na, Cu, Cd, Zn różnica między stężeniem minimalnym a maksymalnym była ok. 2-krotna, dla Mg ok. 3-krotna, a ok. 7 - 8-krotna dla K i Mn. Najwyższe stężenia K, Mg, Ca i Mn występowały w czasie największego opadu liści i igieł (jesień). W sezonie zimowym i wiosną stwierdzono w opadzie ściółki wysokie stężenia Pb, a dodatkowo jeszcze wiosną Cu i P.

Średnia roczna masa opadu ściółki wynosiła w lasach Ratanicy $3.82 t ha^{-1}$, wahając się w ciągu lat od 2.07 do $5.07 t ha^{-1}$. Maksymalna masa opadu przypadała na październik; jesienny (IX-XI) opad stanowił ok. 64% rocznej masy opadu (rys. 4.11).

Na terenie zlewni średnia roczna masa opadu wahała się od 1.59 (stanowisko nr 2) do $5.55 t ha^{-1}$ (stanowisko nr 18) (rys. 4.12). Mały opad ściółki poniżej $2 t ha^{-1}$ stwierdzono w stanowiskach 9 i 17, a duży powyżej $5 t ha^{-1}$ w stanowiskach nr 16 i 18. Jesienna ilość spadłej materii organicznej zależna była jedynie od wielkości pokrycia warstwy drzew, a niezależna od położenia stanowiska (wysokość n.p.m., nachylenie terenu ($a_1 p=0.04$, $a_2 p=0.04$, wysokość i nachylenie $p>0.05$, $R_{adj}^2=0.26$).

Do gleby pierwiastki docierają zarówno z opadem ściółki jak i z opadem podkoronowym wody. W całkowitym dopływie pierwiastków do gleby (opad podkoronowy + opad ściółki) opad ściółki stanowił o dopływie około 81% Mn, 77% P, 72% Ca, 63% N, 58% Pb, 50% Mg, 42% Zn, 31% Cd, 31% Cu, 15% S, 5% Na. Średni roczny dopływ pierwiastków z opadem ściółki wynosił (kg ha^{-1}): 31.8 N, 3.63 S, 1.68 P, 0.21 Na, 9.49 K, 2.81 Mg, 34.4 Ca, 4.63 Mn i (g ha^{-1}): 229 Zn, 20.8 Cu, 37.8 Pb i 3.63 Cd (tab. 4.9). Udział opadu ściółki w całkowitym dopływie pierwiastków do gleby zmieniał się w zależności od miesiąca (rys. 4.13). Większość pierwiastków dostarczana była głównie z jesiennym opadem ściółki i opad podkoronowy miał tu niewielki udział. Jesienny opad listowia dostarczał do gleby około 50-60% Cu, Pb i Cd, około 60% P, około 70% N, Na, Mg, Zn, około 80% K i Ca oraz ponad 80% Mn. W wypadku wszystkich pierwiastków wielkość ich dopływu zależna była od wielkości opadu ściółki ($p < 0.0000$, $R^2 = \text{od } 0.75 \text{ do } 0.98$). Jedynie dla S, Na i K woda stanowiła ich główny nośnik przez cały rok, a dla P natomiast głównie opad ściółki.

5. Dyskusja

5.1. Czynniki wpływające na wielkość opadu podkoronowego

Roczna dynamika opadów atmosferycznych z największymi opadami w miesiącach letnich jest typowa dla klimatu umiarkowanego. Jest więc oczywiste, że taką dynamikę reprezentowały również opady w zlewni Ratanicy. Wielkość opadu atmosferycznego w badanym terenie była podobna jak w innych częściach Pogórza Wielickiego (stacja terenowa Instytutu Geografii UJ w Łazach - Święchowicz 1995 oraz w całym regionie krakowskim - Grodzińska i in. 1996).

Ilość wody docierająca do dna lasu z opadem podkoronowym jest liniową funkcją wielkości opadu bezpośredniego pomniejszoną w stosunku do tego opadu o straty wynikające z intercepcji (wychwytywanie, ewaporacja) w koronach drzew. Wielkość intercepcji w koronach jest bardzo zróżnicowana. Waha się ona w zakresie od 5% do 35% zależąc od typu klimatu, rodzaju opadów, ilości i częstości opadów, geometrii drzew oraz gatunków tworzących kompleks leśny (Parker 1990). Według Rustaada i in. (1994) straty wody spowodowane przez intercepcję przez

korony drzew wynoszą w lasach liściastych 22%, w iglastych natomiast 34%. Wartości intercepcji przytaczane przez szereg autorów różnią się znacznie. Dane Ahmada-Shahego i Rieleya (1989) pochodzące ze środkowej Anglii wykazują również wyższą intercepcję w lasach iglastych niż liściastych. Helmisaari i Malkonen (1989) podają intercepcję dla lasu sosnowego w Finlandii wysokości 32%. Las bukowy w południowej Szwecji według Nordena (1991) zatrzymuje w koronach 34%, a las dębowy 20% - 32% opadu bezpośredniego. Hyvarinen (1990) twierdzi, że intercepcja lasów świerkowych w Finlandii wynosi 27%, sosnowych 22%, a brzożowych 15%. Ilość wody opadu podkoronowego maleje wraz z wiekiem drzewostanu co wiąże się ze wzrostem procentu pokrycia przez korony drzew (Helmissari i Malkonen 1989).

Wielkość opadu podkoronowego lasu bukowo-sosnowego zlewni Ratanicy nie odbiega od wielkości podawanych w literaturze. Przestrzenne zróżnicowanie ilości wody opadu podkoronowego na poszczególnych stanowiskach w zlewni wiązało się z różnym stopniem zwarcia koron drzew oraz z różnym składem gatunkowym.

5.2. Skład chemiczny opadów atmosferycznych a źródła zanieczyszczeń powietrza

Skład opadu bezpośredniego w zlewni Ratanicy różnił się od „naturalnego”. Było to spowodowane zanieczyszczeniem powietrza atmosferycznego w tym terenie. Potwierdza je analiza statystyczna wyników (korelacja stężeń pierwiastków (jonów) w opadzie bezpośrednim ze stężeniami zanieczyszczeń w powietrzu, sezonowa zmienność niektórych pierwiastków w opadach, analiza czynników głównych).

Zlewnia Ratanicy jest położona w terenie rolniczym i otoczona niewielkimi przysiółkami i wsiami. Mimo znacznego oddalenia od dużych ośrodków przemysłowych i miejskich stężenia zanieczyszczeń gazowych i pyłowych w powietrzu badanego obszaru reprezentują średni poziom skażenia (Szarek 1995).

Do zlewni Ratanicy docierają masy powietrza z odległych, silnie uprzemysłowionych terenów (Śląsko-Krakowski Okręg Przemysłowy, Ostrawski

Okręg Przemysłowy w Republice Czech) (Tomaszewska i Walczewski 1992). Niosą one ze sobą znaczne ilości SO_2 i NO_2 oraz pyłów zawierających zarówno metale śladowe jak i pierwiastki zasadowe (m.in. Ca, Mg) (Manecki i Tarkowski 1994, Szarek 1995).

Skład chemiczny opadów atmosferycznych odzwierciedla typ źródeł zanieczyszczeń (Borring i in. 1988, Ross i Lindberg 1994). Dane otrzymane w tej pracy wskazują, że jony H^+ , NO_3^- , SO_4^{2-} , Cl^- i Pb^{+2} pochodziły głównie z dalekiego transportu zanieczyszczeń. Wyższe stężenia tych jonów w opadach w zlewni Ratanicy w okresie zimy są wynikiem dodatkowego, lokalnego ich dopływu z wiejskich palenisk domowych oraz nasilenia emisji z miejskich elektrociepłowni.

Na wielkość dopływu pierwiastków z atmosfery rzutuje rodzaj opadów. Śnieg efektywniej wychwytuje aerozole i gazy z powietrza niż deszcz o tej samej masie (Lovett i Kisman 1990). Może to powodować zwiększenie stężeń pierwiastków w opadach atmosferycznych w zimie.

Stwierdzony w ciągu lat badań spadek stężeń oraz wielkości dopływu do lasu Ratanicy wraz z wodami opadu atmosferycznego siarczanów, chloru, ołowiu i kadmu, a w mniejszym stopniu i innych pierwiastków był spowodowany zmniejszeniem stężeń zanieczyszczeń (SO_2 , pyły) w powietrzu w zlewni. Poprawa stanu zanieczyszczenia atmosfery zlewni jest niewątpliwie wynikiem spadku produkcji przemysłowej w kraju, a zatem i spadku emisji, a także wydajniejszego systemu oczyszczania i lepszych technik produkcyjnych. W przeciwieństwie do SO_2 i pyłów poziom tlenków azotu w powietrzu Ratanicy nie uległ obniżeniu w trakcie badań. W rejonie krakowskim wykazuje on niewielką tendencję wzrostową (Turzański 1996). Można zatem spodziewać się podobnego lub zwiększonego nieco dopływu azotu, szczególnie w formie azotanowej do lasów zlewni Ratanicy.

Metale ciężkie dopływające z opadami atmosferycznymi do zlewni Ratanicy pochodziły z dwóch źródeł lokalnych: antropogenicznych oraz naturalnych. Ze źródeł pierwszych pochodziły Zn, Cd i częściowo Ca, ze źródeł drugich natomiast K, Mg, Mn i częściowo również Ca.

Źródła NH_3 i NH_4^+ w atmosferze stanowi zwykle rolnictwo - stosowanie nawozów dla użyźniania gleb oraz produkcja zwierzęca (Sutton i in. 1991, Cole

1991). Jony amonowe i fosforanowe w opadach atmosferycznych w zlewni Ratanicy pochodziły z pól i gospodarstw otaczających ten niewielki kompleks leśny.

Można zatem wyodrębnić 4 najważniejsze czynniki odpowiedzialne za zwiększony dopływ jonów do lasów Ratanicy: (1) daleki transport zanieczyszczeń niosący głównie H^+ , NO_3^- , SO_4^{2-} , Cl^- i Pb^{+2} , (2) lokalną emisję z palenisk domowych (głównie Zn^{+2} , Cd^{+2} i Ca^{+2}), (3) lokalną emisję z pyłową z pól i dróg (K^+ , Mg^{+2} , Ca^{+2}) oraz (4) rolnictwo (NH_4^+ , PO_4^{-3})

Wielkość dopływu pierwiastków do zlewni Ratanicy określono w oparciu o opad bezpośredni, stosowany powszechnie w zlewniowych badaniach biogeochemicznych. Dodatkowo istotne znaczenie dla niektórych pierwiastków może mieć sucha depozycja. Może ona stanowić około 19% - 64% całkowitej rocznej atmosferycznej depozycji Ca, Na, K i Mg oraz około 89% P (Schlesinger 1991).

W Ratanicy wielkość dopływu NO_3^- , PO_4^{-3} , Mn^{+2} i Zn^{+2} nie była związana z ilością opadów atmosferycznych. Można zatem przypuszczać, że dla tych jonów istotne znaczenie ma sucha depozycja. W obszarach wiejskich, niezanieczyszczonych azotanowa forma depozycji azotu może stanowić 1% - 9% ogólnego dopływu tego pierwiastka, natomiast w obszarach miejskich wydaje się być głównym jego źródłem (Kwiecień 1986, Lovett i Lindberg 1993).

Stosując do oszacowania całkowitej depozycji atmosferycznej opad bezpośredni jest się narażonym na błąd oszacowania suchej depozycji do lasów. Otwarte kolektory dla pomiaru opadu bezpośredniego na przestrzeni otwartej zbierają zarówno opady atmosferyczne jak i suchy opad. Ten drugi rodzaj depozycji atmosferycznej może być jednak na powierzchnię lejka inny niż na powierzchnię koron drzew. Zatem opad bezpośredni może zaniżać całkowity dopływ m.in. S, N i metali ciężkich, szczególnie w obszarach silnie zanieczyszczonych (Ross i Lindberg 1994). Szacowanie suchej depozycji jest metodycznie trudne. Dlatego do określenia suchej depozycji z atmosfery, jak również całkowitego dopływu pierwiastków (np. S) do lasu stosuje się opad podkoronowy (Ross i Lindberg 1994).

5.3. Przyczyny zmienności składu chemicznego opadu podkoronowego

Stężenia pierwiastków w wodzie opadowej po przejściu przez korony drzew ulegają z reguły zmianie, albo wzrastają albo obniżają się. Wzrost stężeń pierwiastków w opadzie podkoronowym jest spowodowany ich wyplukiwaniem z tkanek (głównie liści/igieł drzew), splukiwaniem pyłów osadzających się na drzewach na drodze suchej depozycji oraz zagęszczaniu roztworu poprzez wyparowywanie i wychwytywanie wody opadowej. Przyczyną spadku stężeń pierwiastków w opadzie podkoronowym jest z kolei pobieranie pierwiastków z roztworu w strefie koron drzew lub ich zatrzymywanie na powierzchni koron drzew.

Azot jest pierwiastkiem zatrzymywanym zazwyczaj w koronach drzew - przez liście/igły, a także przez epifity, bakterie i grzyby, które w tych koronach żyją (Fahey i in. 1988, Cole 1991, Lovet i Lindberg 1993, Bergstrom i in. 1995). Szczególnie intensywne pobieranie azotu zachodzi w lasach, w których jest on czynnikiem limitującym wzrost drzew (Hyvarinen 1990). Częściej pierwiastek ten jest pobierany przez rośliny w formie amonowej aniżeli w formie azotanowej (Lawrance i Fernandez 1991, Liechty i in. 1993, Berger i Glatzel 1994). W lasach Ratanicy z opadu podkoronowego pobierana była przez korony drzew forma amonowa azotu.

Dodatkowe w stosunku do opadu bezpośredniego ilości siarki w opadzie podkoronowym pochodzą głównie ze splukiwania z powierzchni koron drzew suchej depozycji. Depozycja ta, szczególnie ważna w obszarach silnie zanieczyszczonych, stanowić może 40% do 60% dopływu siarki z atmosfery (Johnson i Lindberg 1991). Większą rolę odgrywa ona w przypadku lasów iglastych, wydajniej zatrzymujących substancje z atmosfery, aniżeli w lasach liściastych (Ross i Lindberg 1994). W lasach Ratanicy suchy opad ma niewielki udział w dopływie tego pierwiastka. Wyplukiwanie siarki z tkanek jest zazwyczaj niewielkie, może ono stanowić 10% do 20% dopływu siarki do dna lasów (Johnson i Lindberg 1991, Mitchel i in. 1992).

Ilość jonów fosforanowych może być w opadzie podkoronowym, szczególnie w lasach liściastych, wyższa niż w opadzie bezpośrednim; może jednak być i niższa, wskutek pobierania jonu PO_4^{-3} przez korony drzew rosnących na glebach z deficytem fosforu (Norden 1991).

W koronach drzew następuje z reguły zmiana odczynu opadów atmosferycznych. Opad podkoronowy może stać się kwaśniejszy na skutek wydzielania przez korony drzew słabych kwasów organicznych lub mniej kwaśny poprzez wydzielanie z kolei jonów zasadowych w procesie wymiany z jonem wodorowym (Parker 1990). Szacuje się, że około 40% do 60% tych jonów zasadowych może pochodzić z wymiany z jonem H^+ (Lee i Weber 1982, Potter i in. 1991, Liechty i in. 1993). Wielkość zmian pH zachodzących w koronach drzew zależy od wieku i składu gatunkowego drzewostanu oraz warunków glebowych. Młode drzewostany (<60 lat) wywołują na ogół podwyższenie odczynu opadu, stare natomiast odczyn opadu podkoronowego obniżają (Parker 1990). Opad podkoronowy w drzewostanach iglastych z reguły ulega większemu zakwaszeniu aniżeli w drzewostanach liściastych (Parker 1990). W koronach drzew rosnących na glebach o dużej zawartości pierwiastków alkalicznych większa część kwaśnej depozycji ulega zbuforowaniu w strefie koron drzew (Ulrich i Matzner 1986). W lasach Ratanicy zmiana pH opadu podkoronowego w stosunku do opadu bezpośredniego była niewielka.

Silnemu wypłukiwaniu z tkanek liści/igieł podczas przepływu wody przez korony drzew podlega potas (Parker 1990, Likens i in. 1994). Jego stężenia w opadzie podkoronowym mogą być nawet do 98% wyższe niż w opadzie bezpośrednim (Norden 1991). Potas jest pierwiastkiem bardzo mobilnym, co wynika z jego funkcji pełnionej w komórkach, gdzie jest elektrolitem (Stachurski 1987, Likens i in. 1994). W mniejszym stopniu wypłukiwane z tkanek są magnez i wapń. Magnez jest składnikiem tkanek stałych i spełnia on ważną rolę w procesie fotosyntezy, wapń natomiast jest wbudowany głównie w ściany komórkowe roślin i udziału większego w procesach fizjologicznych nie bierze. Mobilnym, łatwo wypłukiwanym z listowia pierwiastkiem jest mangan (Henrichs i Mayer 1980). Wypłukiwanie może stanowić 80% zawartości tego pierwiastka w opadzie podkoronowym (Marschner i in. 1991, Berrow i Burridge 1991). Dodatkowym źródłem zwiększającym stężenia magnezu, wapnia i manganu w opadzie podkoronowym może być również splukiwanie z koron drzew osiadłych na nich pyłów (Lindberg i Turner 1988, Likens i in. 1994).

Metale ciężkie są na ogół w koronach drzew zatrzymywane, co powoduje niższe ich stężenia w opadzie podkoronowym niż bezpośrednim. Szczególnie dotyczy to miedzi, cynku i ołowiu (Henrichs i Mayer 1980, Zottl 1985, Berkvist 1987, Berrow i Burridge 1991). Część metali ciężkich jak np. Cu i Zn pełni różne funkcje w organizmach roślinnych, część natomiast jak ołów i kadm są ksenobiontami, z gleby są pobierane w niewielkich ilościach, a ich wysoka zawartość w opadającej materii organicznej przemawiać może za osadzaniem się ich na powierzchni roślin (drzew) na drodze atmosferycznej suchej depozycji.

Skład chemiczny opadu podkoronowego wykazuje znaczną zmienność sezonową. Powoduje ją zmiana rodzaju oraz wielkości mokrej i suchej depozycji w ciągu roku, różne nasilenie procesów zachodzących w strefie koron w różnych sezonach, a wreszcie różna struktura koron drzew w ciągu wiosny/lata i jesieni/zimy (Parker 1990). Wysokie stężenia jonów wodoru w opadzie podkoronowym występują zwykle wiosną, gdy śnieg zalegający w koronach drzew i akumulujący znaczne ilości pierwiastków (w tym również H^+) topnieje (Helmissari i Malkonen 1989). W okresie letnim z kolei odczyn opadu podkoronowego staje się zazwyczaj wyższy. Wiąże się to z mniejszym dopływem zanieczyszczeń (NO_3^- , SO_4^{2-} , Cl^-) z atmosfery, jak i również zwiększonymi zdolnościami do buforowania kwaśnych opadów przez liście drzew. Wzrost stężeń jonów potasu wiosną można wiązać z nasileniem depozycji pyłów z dróg i pól oraz ze wzmożonym wypłukiwaniem jonów alkalicznych podczas rozwoju liści (Likens i in. 1994), natomiast wzrost stężeń jonów potasu i manganu jesienią należy tłumaczyć zwiększonym wypłukiwaniem tych jonów ze starych i martwych tkanek drzew (Eaton i in. 1970, Likens i in. 1994). Za wyższe stężenia w opadzie podkoronowym Ca, Zn, SO_4 i PO_4 oraz Mn wiosną i jesienią odpowiedzialne są zapewne zwiększone ilości pyłu powstającego podczas prac rolnych (Ahmad-Shad i Rieley 1989). Stężenie jonów fosforanowych są zazwyczaj niskie w opadzie podkoronowym w okresie wiosny i lata, gdyż wtedy liście drzew intensywnie je absorbują (Ahmad-Shad i Rieley 1989).

O wielkości i zmienności dopływu pierwiastków (jonów) do dna lasu Ratanicy wraz z opadem podkoronowym decydowała ilość pierwiastków (jonów) w opadzie bezpośrednim oraz ilość wody. Dla jonów SO_4^{2-} , Cl^- , PO_4^{3-} , Pb^{+2} pochodzących głównie ze źródeł antropogenicznych (przemysł, rolnictwo) najważniejsza była ich

ilość docierająca z opadem bezpośrednim. Dla jonów, dla których istotne są procesy zachodzące w koronach drzew i obieg wewnątrz ekosystemu decydujące znaczenie miała ilość wody opadowej. Część tych jonów mogła jednak pochodzić również z zanieczyszczeń atmosferycznych modyfikujących ich krążenie w ekosystemie.

5.4. Dopływ pierwiastków z wodami opadowymi do lasów różnych obszarów

Naturalny odczyn opadów atmosferycznych, wynikający z naturalnej produkcji kwasu węglowego, powinien wynosić około 5.6 pH (Schlesinger 1991). Niższe pH jest spowodowane głównie występowaniem w atmosferze silnych kwasów (H_2SO_4 , HNO_3 , HCl) pochodzących w większości ze źródeł antropogenicznych, a w niewielkim tylko stopniu ze źródeł naturalnych. Przyjmuje się, że przed okresem przemysłowym średni odczyn opadów wynosił około 5.0 pH (Ulrich i Matzner 1986). Od wielu lat obserwuje się w obszarach uprzemysłowionych na całym świecie rosnące zakwaszenie opadów (Grennfelt i in. 1996). Ze względu na dopływ zanieczyszczeń pH opadów atmosferycznych w zlewni Ratanicy było stosunkowo niskie, i to szczególnie w okresie zimowym.

W stosunku do danych z innych terenów, zarówno Polski jak i Europy dopływ jonu wodorowego do lasu Ratanicy był raczej średniej wielkości (tab. 5.1). W Szwecji (tab. 5.1) i Norwegii (Vogt i in. 1994) na terenach leśnych średnie roczne pH wód opadowych wynosiło 4.32 - 4.89. W silnie zanieczyszczonej zlewni Solling w Niemczech wahało się ono od 4.7 w 1971 roku do 4.3 w 1991 roku. W lasach Bułgarii przy znacznym opadzie pyłów pH wody opadów atmosferycznych wynosiło około 5.36 (tab. 5.1). W Chinach na terenach silnie zanieczyszczonych emisjami gazowymi i pyłowymi pochodzącymi ze spalania węgla odczyn opadu bezpośredniego wahał się w latach 90-tych od 4.28 (na obszarze miejskim) do 4.33 (na obszarze wiejskim) (Seip i in 1995). Odczyn opadu bezpośredniego w kilku zlewniach leśnych Polski południowej wynosił w latach 90-tych od 4.19 w Karkonoszach (Czerniawka koło Szklarskiej Poręby) przez 4.40 w Beskidzie Śląskim (Brenna) do 4.55 w Janowie koło Lublina (Vogt i in. 1994). W lasach

północno-zachodniej Polski (Człuchów) opady były słabiej zakwaszone (pH 4.83) (Tarabuła 1995). W Puszczy Niepołomickiej pod koniec lat 80-tych pH opadów wynosiło 5.20 latem i 4.90 zimą (Turzański 1991), a na terenie Ojcowskiego Parku Narodowego około 5.0 (Zajac i in. 1990). Na terenie województwa krakowskiego pH opadów wahało się od 4.51 do 6.18 w okresie ostatnich kilku lat (Grodzińska i in. 1996).

Dopływ siarki siarczanowej z atmosfery do lasu Ratanicy należał do średnich w stosunku do dopływów stwierdzanych na terenie Europy (tab. 5.1). Był on znacznie niższy niż w lasach silnie zanieczyszczonej zlewni Solling, czy lasach w okolicy Berlina, wyższy natomiast niż w Skandynawii (tab. 5.1). W stosunku do innych części Polski dopływ siarki do zlewni Ratanicy należy uznać za średniej wielkości. Był on większy od dopływu tego pierwiastka do lasów w okolicach Warszawy (Puszcza Kampinoska) i lasów w północnej Polsce (okolice Mikołajek), a także od dopływu siarki do lasów karkonoskich, mimo, że leżą one w obszarze na który docierają znaczne emisje pochodzące zarówno z okręgów przemysłowych Polski, jak i Republiki Czech (Zimka i Stachurski 1996). Ten niski dopływ siarki do zlewni w Karkonoszach jest najpewniej spowodowany jej położeniem lokalnym - w miejscach osłoniętych od głównego kierunku napływu zanieczyszczonych mas powietrza (Vogt i in. 1994).

Obecny dopływ siarki z wodami opadowymi do zlewni Ratanicy był znacznie niższy niż stwierdzony w latach 70-tych i 80-tych w lasach Karpat i na ich przedpolu (tab. 5.1), a także niż aktualny dopływ tego pierwiastka na terenie województwa krakowskiego (Grodzińska i in. 1996).

Dopływ azotu do ekosystemów następuje w dwóch formach: amonowej i azotanowej. W obszarach narażonych na wysoki dopływ azotu przeważa forma amonowa, natomiast w terenach relatywnie „czystych” forma azotanowa (Gundersen 1995). W zlewni Ratanicy stwierdzono wysoki dopływ formy amonowej azotu, natomiast średni formy azotanowej (tab. 5.1). W stosunku do lasów Europy północnej dopływ obu form azotu do lasów Ratanicy był wyższy. Był on natomiast znacznie niższy w porównaniu z lasami zanieczyszczonych terenów Niemiec i Holandii (tab. 5.1).

Źródłem chloru w atmosferze jest spalanie węgla, odpadów przemysłowych i miejskich (np. PCV) (Graedel i in. w druku). Dopływ chloru do lasów Ratanicy, podobnie jak siarki, był stosunkowo wysoki jeżeli porównać go do danych z większości lasów Europy (tab. 5.1). Był on jednak niższy niż w silnie zanieczyszczonych lasach Niemiec w okolicy Getyngi (tab. 5.1). Wysokie wartości dopływu chloru, a także sodu występujące w niektórych lasach Skandynawii pochodzą głównie z dopływu aerozoli morskiej wody. W lasach Polski środkowej (Puszcza Kampinoska, okolice Mikołajek) dopływ chloru był podobny jak w Ratanicy, a w Karkonoszach był on nieco wyższy (tab. 5.1). W Karpatach w latach 70-tych i 80-tych stwierdzono znacznie wyższe dopływy Cl⁻ niż aktualnie w Ratanicy (tab. 4.10) i w województwie krakowskim (14.3 - 65.8 kg ha⁻¹rok⁻¹) (Grodzińska i in. 1996).

Ilość kationów alkalicznych (Ca⁺², Mg⁺², K⁺) w opadzie bezpośrednim była w lasach Ratanicy w większości przypadków podobna jak w lasach w innych częściach Polski i Europy (tab. 5.1). W latach 70-tych i 80-tych dopływ kationów alkalicznych do lasów w Karpatach i na jego przedpolu był znacznie wyższy niż aktualnie w lasach Ratanicy i w województwie krakowskim (Grodzińska i in. 1996)

Dopływ manganu w lasach Ratanicy był wysoki, a miedzi, ołowiu, cynku i kadmu przeciętny, malejący w ciągu lat badań. W stosunku do mało zanieczyszczonych pyłami lasów Skandynawii dopływ metali w Ratanicy był wyższy, natomiast w stosunku do silnie zanieczyszczonych lasów Solling w Niemczech niższy (tab. 5.1). W stosunku do średnio i słabo zanieczyszczonych lasów w Niemczech wody opadu bezpośredniego w lasach Ratanicy zawierały średnie ilości Cu⁺², wyższe ilości Zn⁺² i Pb⁺² oraz podobne ilości Cd⁺² (tab. 5.1). W Karkonoszach dopływ Cu⁺², Zn⁺² i Pb⁺² był nieco niższy, a w przypadku Cd⁺² kilkakrotnie niższy (Zimka i Stachurski 1996).

5.5. Dopływ pierwiastków z opadem ściółki do dna lasów w różnych obszarach

W wewnętrznym obiegu pierwiastków w ekosystemie opad ściółki jest drogą powrotu pierwiastków do gleby. Ich ilość zależna jest oczywiście od wielkości opadu

ściółki. Produkcja ściółki natomiast zależna jest od wielu czynników m.in. klimatu, warunków meteorologicznych, własności siedliska oraz składu gatunkowego i wieku drzewostanu. Wielkość jej opadu może się znacznie wahać w kolejnych latach (Bray i Gornham 1964, Rodin i Bazilevich 1967, Obmiński 1978). Dla lasów klimatu umiarkowanego produkcja ściółki wynosi od 2 do 10 t ha⁻¹rok⁻¹, dla lasów środkowo-europejskich 3 - 4.5 t ha⁻¹rok⁻¹. Masa opadu ściółki stanowi 1.5% - 2% materii organicznej zawartej w roślinnej biomacie, przy czym dla młodych drzewostanów procent ten jest wyższy (Rodin i Bazilevich 1967). Największy opad ściółki jest charakterystyczny dla drzewostanów w wieku 40 - 50 lat (Rodin i Bazilevich 1967). Ilość opadającej ściółki w mieszanych lasach z gatunkami iglastymi i liściastymi jest zwykle większa niż w lasach czysto iglastych. I tak - las bukowo-sosnowy osiąga 4.7 t ha⁻¹rok⁻¹, las sosnowy 3.0 t ha⁻¹rok⁻¹ (Rodin i Bazilevich 1967). Średnia roczna produkcja ściółki w lasach Ratanicy nie odbiega od wartości podawanych dla innych terenów.

Wielkość opadu ściółki podlega zmienności sezonowej, typowej dla lasów półkuli północnej. Zależy ona od warunków meteorologicznych (silne wiatry, niska temperatura, susza), a także od gradacji owadów, pojawów grzybów pasożytniczych (Bray i Gornham 1964). Najwięcej ściółki pojawia się jesienią o czym decydują masowo opadające liście i igły drzew. Skład ściółki również zmienia się w ciągu roku. W okresie zimy przeważają w opadzie kora i gałązki, w okresie wiosny i lata kwiatostany, owoce, nasiona, a jesienią liście/igły drzew (Gosz i in. 1972, Szarek i Braniewski 1996).

Istnieje również zmienność stężeń pierwiastków w opadzie ściółki. Wynika ona przede wszystkim z różnego udziału w nim poszczególnych części roślin, które różnie gromadzą pierwiastki. W listowiu, w stosunku do innych części drzew, występują w znacznych ilościach makro i mikropierwiastki (z wyjątkiem Ca i Pb) (Szarek i in. 1994). Zawartość tych pierwiastków w opadających liściach zależna jest od siedliska, gatunku i tempa ich retranslokacji (Zimka 1989). Tempo procesu retranslokacji pierwiastków decyduje w znacznym stopniu o jakości opadającej ściółki i ogólnej ilości pierwiastków wprowadzanych do obiegu z opadem listowia (Zimka 1989). Według Mitchella i in. (1992) około 30% - 60% zapotrzebowania azotu u drzew pochodzi z retranslokacji tego pierwiastka. W zależności od proporcji

w drzewostanie gatunków silnie i słabo wycofujących pierwiastki do obiegu, mogą być do niego wprowadzane różne ich ilości. Sosna i buk silniej wycofują z liści/igieł pierwiastki niż świerk i olcha (Zimka 1989). Na ogół gatunki iglaste drzew wycofują większe ilości pierwiastków z igliwia przed jego opadem. Wynika to z większej wydajności drzew iglastych w wykorzystywaniu pierwiastków odżywczych (Vitousek 1982). Na nasilenie procesu retranslokacji ma również wpływ poziom pierwiastka w roślinie. Wyższe stężenia fosforu w listowiu powodują spadek nasilenia wycofywania tego pierwiastka (Zimka 1989).

Roślinność najsilniej wycofuje N, P i K, słabiej Mg i Ca, natomiast mikroelementy nie są z reguły wycofywane, a nawet obserwuje się tendencję do wzbogacania opadającego listowia w te pierwiastki (Zimka 1989). Wzór stężeń magnezu i wapnia w opadzie ściółki w Ratanicy związany był z opadaniem starzejącego się listowia, które zawiera znaczne ilości tego pierwiastka (stężenia Ca, Mg w zielonym listowiu wzrastały wraz z wiekiem) oraz możliwego wzbogacania listowia w te pierwiastki przed opadem ściółki. W przypadku Mn i K wczesną jesienią może następować silniejsze wypłukiwanie ze starzejących się tkanek tych mobilnych pierwiastków. Niskie stężenia fosforu w jesiennym opadzie ściółki (listowiu) mogą świadczyć o wycofywaniu tego deficytowego pierwiastka przed opadem. Miedź jest pierwiastkiem, który może podlegać retranslokacji przed jesiennym opadem (Henrichs i Mayer 1980). Z depozycji atmosferycznej przede wszystkim pochodzi ołów, który może osadzać się na powierzchni listowia, gałązek i pni. Jego wysokie stężenia w opadzie zimowym ściółki związane były prawdopodobnie z dużym udziałem w tym czasie kory i gałązek w opadzie.

Ilość pierwiastków w opadzie ściółki lasu Ratanicy mieści się w zakresie zmienności dla lasów innych terenów półkuli północnej (tab. 5.2). Dla różnych lasów w USA dopływ azotu z opadem ściółki waha się od 7 do 80 kg ha⁻¹ rok⁻¹, w przeglądzie lasów Europy Gundersen (1995) podaje dopływ azotu z opadem ściółki od 80 do 140 kg ha⁻¹rok⁻¹. Dopływ azotu z materią organiczną do gleby lasów iglastych, reprezentujących oligotroficzny system przekazywania pierwiastków, wynosi według Zimki (1989) około 14 kg ha⁻¹rok⁻¹, a dla lasów liściastych, z eutroficznym przekazywaniem pierwiastków, 86 kg ha⁻¹ rok⁻¹. Dopływ fosforu z opadem ściółki był w lasach Ratanicy niski, podobny jak w lasach Finlandii,

natomiast dopływ wapnia stosunkowo wysoki (tab. 5.2). Ilość metali, szczególnie ołowiu, przekazywanych z biomasy roślinnej w lasach Ratanicy była stosunkowo wysoka.

W ekosystemach leśnych przekazywanie pierwiastków takich jak N, Ca, Mg i Mn jest kontrolowane przez roślinność i przekazywane do obiegu głównie w formie opadu ściółki, natomiast przekazywanie do gleby Na, Zn i w dużym stopniu także K następuje z wodami opadów atmosferycznych (Stachurski 1987). W lasach Ratanicy opad ściółki stanowi główną drogę przekazywania do obiegu N, P, Ca i Mn, a opad podkoronowy wody - S, K, Na, Zn, Cu, Cd. Obiema drogami dostarczane były do gleby Mg i Pb. Ołów był pierwiastkiem, którego przekazywanie do gleby w wielu innych lasach jest podobne jak w lasach Ratanicy (Berkvist 1987, Henrichs i Mayer 1980, Zotl 1985).

5.6. Skutki nadmiernego atmosferycznego dopływu pierwiastków do lasu w zlewni Ratanicy

Z badań Milla i in. (1994) wynika, że dla ekosystemów leśnych na Pogórzu Karpackim za krytyczny dopływ siarki z atmosfery należy uznać wartość około 16 - 32 kg ha⁻¹rok⁻¹, a za krytyczny dopływ azotu około 14 - 28 kg ha⁻¹rok⁻¹. W przypadku obu tych pierwiastków atmosferyczny dopływ w lasach Ratanicy nie przekracza krytycznych wartości.

Długi okres oddziaływania średniej wielkości zanieczyszczeń na ekosystem leśny zlewni Ratanicy był najpewniej odpowiedzialny za zmiany w nim zachodzące.

Badania J. Kiszki prowadzone w zlewni Ratanicy w latach 90-tych (Grodzińska i Laskowski 1996) wykazały ubóstwo flory porostów, dominację gatunków odpornych na zanieczyszczenia oraz częstą degradację plech gatunków wrażliwych na skażenie powietrza. Na tej podstawie zlewnia Ratanicy została zaliczona przez J. Kizkę do trzeciej strefy lichenoindykacyjnej.

Badania bioindykacyjne obejmujące wskaźniki typu akumulacyjnego wykazały wysokie poziomy metali ciężkich w mchu *Pleurozium schreberi*, a siarki i metali ciężkich w igłach sosny zwyczajnej - typowe dla terenów znajdujących się pod znaczną presją emisji przemysłowych (Grodzińska i Laskowski 1996).

Stopień uszkodzenia wosku epikutikularnego na powierzchni igieł sosny zwyczajnej, obecność cząstek pyłów na igłach i wewnątrz komór szparkowych, jak również stan zdrowotny drzew - sosny zwyczajnej klasyfikuje zlewnię Ratanicy jako obszar znacznie zdegradowany (Grodzińska i Laskowski 1996).

Ustępowanie sosny zwyczajnej i gatunków kwasolubnych (*Vaccinium myrtillus*), a ekspansja buka i gatunków typowych dla lasów liściastych tłumaczy duży dopływ azotu oraz typ gospodarki leśnej w zlewni Ratanicy (Grodzińska i Laskowski 1996).

W Ratanicy stwierdzono kwaśne opady atmosferyczne. Ze względu jednak na wysoką pojemność buforową podłoża kwaśny odczyn wody neutralizowany był w dolnych warstwach gleby (Grodzińska i Laskowski 1996). Nie obserwowano zatem zakwaszenia wód powierzchniowych. Jednak w górnych warstwach gleb Ratanicy stwierdzono postępujący stopniowo proces ich zakwaszenia. Poprzez ciągły dopływ z atmosfery tu też akumulowane były w ciągu lat metale ciężkie. Kwaśne opady i znaczne ilości metali ciężkich mogą stanowić potencjalne źródło zagrożenia dla ekosystemu leśnego. Wskutek spadku odczynu gleby tylko o pół jednostki (aktualne pH 3.99) może nastąpić przejście do roztworu glebowego takich ilości metali, które będą toksyczne zarówno dla mikroorganizmów glebowych, jak i roślin (Laskowski i in. 1994).

6. Wnioski

* Dopływ pierwiastków odżywczych i zanieczyszczeń w lasach zlewni Ratanicy wynikał z oddziaływania na ten obszar zanieczyszczeń pochodzących zarówno ze źródeł przemysłowych jak i rolniczych, z dalekiego transportu jak i lokalnego

* Dopływ pierwiastków do lasów należy uznać za średni, nie przekraczający dopływów krytycznych

* Dopływ takich pierwiastków jak S i metale ciężkie w ciągu lat stopniowo malał, ze względu na obniżenie się emisji gazowych i pyłowych

* Dalsze oddziaływanie kwaśnych opadów, prowadzące do zakwaszenia gleb z równoczesną stopniową akumulacją toksycznych pierwiastków w górnych warstwach gleby stanowi potencjalne zagrożenie dla ekosystemu

7. Streszczenie

Do zrozumienia funkcjonowania ekosystemów leśnych niezbędne jest poznanie wielkości i jakości atmosferycznego dopływu pierwiastków. Nadmierny dopływ pierwiastków z atmosfery może być przyczyną zaburzeń w prawidłowym funkcjonowaniu ekosystemów leśnych.

Substancje chemiczne z atmosfery docierają do lasu w postaci opadu suchego, mokrego i depozycji poziomej. Do dna lasu pierwiastki niesione są z opadem podkoronowym oraz z opadem ściółki. Opad podkoronowy na ogół jest bogatszy w substancje chemiczne niż opad bezpośredni. Stanowi on tę część opadu bezpośredniego, która przeszła przez korony drzew, wypłukując i splukując z ich powierzchni różne substancje.

Celem pracy było określenie wielkości, zmienności czasowej i przestrzennej atmosferycznego dopływu pierwiastków do lasu niewielkiej, podgórskiej zlewni.

Teren badań obejmował około 88 ha lasu zlewni potoku Ratanica (Pogórze Wielickie, Polska południowa). Zlewnia oddalona jest od ośrodków przemysłowych o około 40 km (rys. 2.1, tab. 2.1). Podłoże zlewni jest typowe dla zachodniej części Pogórza Wielickiego (trzeciorzędowe utwory fliszowe). Gleby (głównie bielcowe i bielice) są ubogie w składniki pokarmowe. Charakteryzuje je wysoka efektywna pojemność kationo-wymienna. Odczyn gleb waha się od pH 3.9 w górnych warstwach do pH 6.4 na głębokości około 150 cm. Zlewnia znajduje się w umiarkowanym, ciepłym piętrze klimatycznym Karpat. Roślinność jest typowa dla Pogórza Karpackiego. Las ma charakter antropogeniczny, dominuje w nim sosna zwyczajna oraz buk (rys. 2.2) tworząc drzewostany sosnowo-bukowe; panującym zespołem jest bór mieszany w podzespole uboższym z panującą w runie borówką oraz bogatszym z panującą jeżyną (rys. 2.3). Zlewnia od lat znajduje się pod wpływem średnich ale chronicznych zanieczyszczeń (tab. 2.2).

W pracy analizowano atmosferyczny dopływ pierwiastków do lasu sosnowo-bukowego zlewni Ratanicy w latach 1991 - 1995. Na ten dopływ składał się opad bezpośredni (OB), opad podkoronowy (OP) oraz opad ściółki (OŚ) (rys. 3.1). Opad bezpośredni mierzono na 4 stanowiskach poza obszarem lasu, a opad podkoronowy i opad ściółki na 29 stanowiskach przebiegających w trzech transektach przez zlewnię (rys. 3.1, tab. 3.1, fot.1). Mierzono ilość wody, materii organicznej oraz zawartość pierwiastków: w roztworach wodnych N-NH_4^+ , N-NO_3^- , S-SO_4^{-2} , P-PO_4^{-3} , Cl^- , Na^+ , K^+ , Mg^{+2} , Ca^{+2} , Mn^{+2} , Zn^{+2} , Cu^{+2} , Pb^{+2} , Cd^{+2} , a w opadzie ściółki całkowite formy N, S, P, Na, K, Mg, Ca, Mn, Zn, Cu, Pb, Cd.

Wielkość opadu atmosferycznego na terenie zlewni Ratanicy w latach 1991 - 1995 (tab. 4.6, rys. 4.4) była podobna jak w innych częściach Pogórza Wielickiego oraz w regionie krakowskim. Ilość wody docierająca do dna lasu z opadem podkoronowym była liniową funkcją wielkości opadu bezpośredniego (rys. 4.5). Była ona niższa od opadu bezpośredniego o około 28% (rys. 4.4) i nie odbiegała od wielkości podawanych w literaturze. Przestrzenne zróżnicowanie ilości wody opadu podkoronowego na terenie zlewni (rys. 4.6) wiązało się z różnym stopniem zwarcia koron drzew oraz różnym składem gatunkowym.

Skład opadu atmosferycznego (tab. 4.1) świadczył o pozostawaniu zlewni w zasięgu oddziaływania zanieczyszczeń powietrza (tab. 4.2, 4.3). Do Ratanicy docierają masy powietrza z oddalonych ośrodków przemysłowych (Śląsko-Krakowski, Ostrawski). Niosą one znaczne ilości SO_2 , NO_x i pyłów zawierających metale. Wysokie stężenia jonów w okresie zimy (rys. 4.3) były wynikiem dodatkowego oddziaływania lokalnych źródeł zanieczyszczeń oraz nasilenia emisji z elektrociepłowni. Stwierdzony w ciągu lat badań spadek stężeń i dopływu niektórych jonów (SO_4^{-2} , Cl^- , Pb^{+2} , Cd^{+2}) (rys. 4.1, 4.2, 4.7, 4.8) do lasu Ratanicy spowodowany był obniżeniem się stężeń zanieczyszczeń w powietrzu w zlewni i w całym rejonie krakowskim. Wyodrębniono cztery czynniki odpowiedzialne za zwiększony dopływ jonów do lasu Ratanicy (1) daleki transport zanieczyszczeń niosący głównie H^+ , NO_3^- , SO_4^{-2} , Cl^- i Pb^{+2} , (2) lokalną emisję z palenisk domowych (głównie Zn^{+2} , Cd^{+2} i Ca^{+2}), (3) lokalną emisję pyłową z pól i dróg (K^+ , Mg^{+2} , Ca^{+2}) oraz (4) rolnictwo (NH_4^+ , PO_4^{-3}) (tab. 4. 4). Dopływ jonów z opadem bezpośrednim zależny był z reguły od ilości wody (tab. 4.7).

Stężenia pierwiastków w wodzie opadowej po przejściu przez korony drzew (opad podkoronowy) ulegają z reguły zmianie, albo wzrastają albo obniżają się. Wzrost stężeń pierwiastków w opadzie podkoronowym jest spowodowany ich wyłukiwaniem z tkanek (głównie liści/igieł drzew), splukiwaniem pyłów osadzających się na drzewach na drodze suchej depozycji oraz zagęszczaniu roztworu poprzez wyparowywanie i wychwytywanie wody opadowej. Przyczyną spadku stężeń pierwiastków w opadzie podkoronowym jest z kolei pobieranie pierwiastków z roztworu w strefie koron drzew lub ich zatrzymywanie na powierzchni koron drzew. W lesie Ratanicy azot amonowy, fosfor oraz metale ciężkie były zatrzymywane w koronach drzew (tab. 4.1). Podczas przepływu wody przez korony, wyłukiwaniu z liści/igieł podlegał głównie potas i mangan. Na drodze suchej depozycji na powierzchni drzew osadzał się głównie ołów. W lasach Ratanicy zmiana pH opadu podkoronowego w stosunku do opadu bezpośredniego była niewielka. Na ilość jonów niesioną z opadem podkoronowym wpływały zarówno ilość wody, jak i ilość jonów dostarczanych do koron drzew (tab. 4.8).

Skład chemiczny opadu podkoronowego wykazywał zmienność sezonową (rys. 4.3, 4.9). Powodują ją różne rodzaje oraz wielkości mokrej i suchej depozycji w ciągu roku, różne nasilenie procesów zachodzących w strefie koron w różnych sezonach, a wreszcie różna struktura koron drzew w ciągu wiosny/lata i jesieni/zimy. Stwierdzono wysokie stężenia w wodach opadu podkoronowego, wiosną wodoru i potasu, jesienią potasu i manganu, a w całym okresie wegetacyjnym niskie stężenia fosforu.

Dopływ pierwiastków z opadem atmosferycznym w zlewni Ratanicy był średni, z reguły mniejszy niż w lasach z zanieczyszczonych terenów Europy (Niemcy), a wyższy niż w lasach z terenów relatywnie czystych (Skandynawia) (tab. 5.1). W stosunku do innych lasów w Polsce środkowej i północnej dopływ pierwiastków w badanym lesie był z reguły większy. Dopływ siarki i azotu do lasu Ratanicy nie przekraczał wartości krytycznych dla obszaru Pogórza.

Wielkość opadu ściółki i dopływ z nim pierwiastków w lesie Ratanicy nie odbiegały od wielkości podawanych dla innych lasów (tab. 4.9, 5.2). Jesienny opad stanowił około 64% rocznej masy opadu ściółki (rys. 4.11). Na terenie zlewni masa opadu wahała się (rys. 4.12), będąc zależną od wielkości zwarcia koron drzew.

Sezonowa zmienność stężeń pierwiastków w opadzie ściółki (rys. 4.10) wynikała przede wszystkim z różnego udziału w nim poszczególnych części roślin, które różnie gromadzą pierwiastki. Z dwóch dróg dochodzenia pierwiastków do gleby (opad ściółki i opad podkoronowy), w lesie Ratanicy opad ściółki stanowił główną drogę przekazywania N, P, Ca i Mn, a opad podkoronowy wody S, K, Na, Zn, Cu i Cd. Obiema drogami dostarczane były do gleby Mg i Pb (rys. 4.13).

Długi (chroniczny) okres oddziaływania średniej wielkości zanieczyszczeń na ekosystem lasu zlewni Ratanicy był najpewniej odpowiedzialny za zmiany tu obserwowane. Skład gatunkowy porostów oraz obfitość i żywotność ich plech świadczy o znacznym zdegradowaniu badanego terenu (III-cia strefa lichenindykacyjna wg. Kiszki 1990). Stężenie metali ciężkich (Cd, Pb, Cr, Zn, Fe, Ni, Cu i V) w mchu *Pleurozium schreberi*, stężenie siarki w igłach sosny zwyczajnej, znaczna erozja wosku epikutikularnego pokrywającego igły sosny oraz stan zdrowotny sosny zwyczajnej wskazywały również na pozostawanie lasów zlewni Ratanicy pod działaniem zanieczyszczeń tak ze źródeł odległych, jak i lokalnych. Za ustępowanie sosny zwyczajnej i gatunków kwasolubnych, wzrost roli buka i roślin typowych dla lasów liściastych odpowiedzialny był zapewne znaczny dopływ azotu ze źródeł lokalnych (głównie rolnictwo) oraz typ gospodarki leśnej. Stwierdzony postępujący proces zakwaszenia górnych warstw gleby Ratanicy oraz akumulacja w nich metali ciężkich może stanowić potencjalne źródło zagrożenia dla ekosystemu leśnego.

8. Literatura

1. Aber J.D. 1992. Nitrogen cycling and nitrogen saturation in temperate forest ecosystems. *Tree* 7: 220-222
2. Adamczyk B., Niemyska-Łukaszuk L., Drożdż-Hara H. 1989. Rola gleb w zabezpieczeniu czystości wód zbiornika wodnego w Dobczycach. Cz. I. Typologia i ogólna charakterystyka gleb zlewni Ratanicy. *Acta Agrar. Silv. s. Silv.* 28: 125-146

3. Ahmad-Shah A., Rieley J.O. 1989. Influence of tree canopies on the quantity of water and amount of chemical elements reaching the peat surface of a basin mire in the midlands of England. *J. Ecol.* 77: 357-370
4. Berger T.W., Glatzel G. 1994. Deposition of atmospheric constituents and its impact on nutrient budgets of oak forests (*Q. petraea* and *Q. robur*) in Lower Austria *Forest Ecology and Management* 70: 183-193
5. Bergstrom J., Makela K., Starr M. (red.) 1995. Integrated Monitoring Programme in Finland. First National Report 1995. The Finnish Ministry of the Environment, 138 str.
6. Berkvist B. 1987. Soil solution chemistry and metal budgets of spruce forest ecosystem in S Sweden. *Water, Air and Soil Pollut.* 33: 131-154
7. Berkvist B., Folkesson L. 1992. Soil acidification and element fluxes of a *Fagus sylvatica* forest as influenced by simulated nitrogen deposition. *Water, Air and Soil Pollut.* 65: 111-133
8. Berrow M.L., Burridge J.C. 1991. Uptake, distribution, and effects of metal compounds on plants. W: Herian F. (red.) *Metals and their compounds in the environment.* 1991, 399-410
9. 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, and Soil Pollut.* 69: 1-20
10. Boring R.L., Swank W.T., Waide J.B., Hendersson G.S. 1988. Sources, fates and impacts of nitrogen inputs to terrestrial ecosystems: review and synthesis. *Biogeochemistry* 6: 119-159
11. Bray J.R., Gornham E. 1964. Litter production of the world. *Adv. Ecol. Kos.* 2: 111-174
12. Cole D.W. 1991. Nitrogen chemistry, deposition and cycling in forests. W: Johnson D.W., Lindberg S.E. (red.). *Atmospheric deposition and forest nutrient cycling.* Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg, 152-213
13. de Vries W. 1991. Average critical loads for nitrogen and sulfur and its use in acidification abatement policy in the Netherlands. *Water, Air and Soil Pollut.* 68: 400-434

14. Dixon R.K., Wiśniewski J. w druku. Global forest systems: an uncertain response to atmospheric pollutants and global climate change? *Water, Air and Soil Pollut.*
15. Driscoll C.T., Otton J.K., Iverfeldt A. 1994. Trace metal speciation and cycling. W: Moldan B., Cerny J. (red.). *Biogeochemistry of small catchments. A tool for environmental research.* Wiley & Sons. Chichester-New York-Brisbane - Toronto-Singapur, 299-322
16. Drużkowski M., Szczepanowicz B. 1988. Migracja pierwiastków w wodach powierzchniowych i opadach atmosferycznych na obszarze małej zlewni Pogórza Karpackiego - *Folia Geogr. ser. Geogr.-Physica* 20: 101-120
17. Erisman J.W. 1993. Acid deposition onto nature areas in the Netherlands: part II. Throughfall measurements compared to deposition estimates. *Water, Air and Soil Pollut.* 71: 81-99
18. Eaton J.S., Likens G.E., Bormann F.H. 1970. Throughfall and stemflow chemistry in a northern hardwood forest. 495-507
19. Fahey T.J., Yavitt J.B., Joyce G. 1988. Precipitation and throughfall chemistry in *Pinus contorta* ssp. *latifolia* ecosystems, southeastern Wyoming. *Can. J. For. Res.* 18: 337-345
20. Gosz J.K., Likens G.E., Borman F.H. 1972. Nutrient content of litter fall on the Hubbard Brook experimental forest, New Hampshire. *Ecology* 53: 769-784
21. Grennfelt P., Rodhe H., Thornelof E., Wiśniewski J. (red.). 1995. Acid reign '95. Proceedings from 5th International Conference on Acid deposition: science and policy. Goteborg, Sweden 26-30 June 1995. *Water, Air and Soil Pollut.* 85.
22. Grodzińska K., Godzik B., Braniewski S., Chrzanowska E., Szarek G., Pawłowska B., Budziakowska E. 1996. Zakwaszenie i skład chemiczny opadów atmosferycznych w województwie krakowskim. Sprawozdanie z badań wykonanych w roku 1996. Kraków luty 1997.
23. Grodzińska K., Laskowski R. 1996. Ocena stanu środowiska i procesów zachodzących w lasach zlewni potoku Ratanica (Pogórze Wielickie, Polska południowa). PIOŚ, Warszawa, 143 str.

24. Grodzińska K., Szarek G. 1995. Ecological studies in the Ratanica catchment (Carpathian Foothills, S. Poland) - An overview. *Water, Air and Soil Pollut.* 85: 1635-1640
25. Grodziński W., Greszta J., Laskowski R., Maryński M., Rozen A. 1990. Effect of the chemical composition of industrial dusts on forest floor organic matter accumulation. *Water, Air and Soil Pollut.* 53: 169-178
26. Groedel T.E., Benkovitz C.H., Keene W.C., Lee D.S., Marland G. w druku. Global emissions inventories of acid - related compounds. *Water, Air and Soil Pollut.*
27. Gundersen P. 1995. Nitrogen deposition and leaching in European forests - preliminary results from a data compilation. *Water, Air, and Soil Pollut.* 85: 1179-1184
28. Gundersen P., Baskhin L.N. 1994. Nitrogen cycling. W: Moldan B., Cerny J. (red.). *Biogeochemistry of small catchments. A tool for environmental research.* Wiley & Sons. Chichester-New York-Brisbane -Toronto-Singapur, 255-284.
29. GUS 1996. *Ochrona Środowiska 1996.* Warszawa, 490 str.
30. Hambucker A., Ramacle J. 1993. Relative importance of factors controlling the leaching and uptake of inorganic ions in canopy of spruce forest. *Biogeochemistry* 23: 99-117
31. Hantschel R., Kaupenjohann M., Horn R., Zech W. 1990. Water nutrient and pollutant budgets in damaged Norway spruce stands in NE Bavaria (F.R.G.) and their changes after different fertilization treatments. *Water, Air and Soil Pollut.* 49: 273-297
32. Heinsdorf D. 1993. The role of nitrogen in declining Scots pine forest (*Pinus sylvestris*) in the lowland of East Germany. *Water, Air and Soil Pollut.* 69: 21-35
33. Helmisaari H-S. 1995. Nutrient cycling in *Pinus sylvestris* stands in eastern Finland. *Plant and Soil* 168-169: 327-336
34. Helmisaari M.-S., Malkonen F.I. 1989. Acidity and nutrient content of throughfall and soil leachate in tree *Pinus sylvestris* stands. *Scan. For. Res.* 4: 13-28
35. Henrichs H., Mayer R. 1980. The role of forest vegetation in the biogeochemical cycle of heavy metals. *J. Environ. Qual.* 9: 111-118

- 36.Hettelingh J.A., Downing R.J., de Smet P.A.M. 1992. The critical loads concept for the control of acidification. W: Schneider T. (red.). Acidification research, evaluation and policy application. Elsevier Science Publishers, New York-Toronto, 161-174
- 37.Hornung M., Roda F., Langan S.J. (red.). 1992. A review of small catchment studies in western Europe producing hydrochemical budgets. Commission of the European communities. Report 28, 186 str.
- 38.Hultberg M., Apsimon H., Church R.M., Grennfelt P., Mitchell M.J. Moldan F., Ross H.B. 1994. Sulphur. W: Moldan B., Cerny J. (red.). Biogeochemistry of small catchments. A tool for environmental research. Wiley & Sons. Chichester-New York-Brisbane -Toronto-Singapur. 229-254
- 39.Huttunen S., Leine K. 1983. Effects of airborne pollutants on the surface of wax structure of *Pinus sylvestris* needles. Ann. Bot. Fenn. 20: 79-86
- 40.Hyvarinen A. 1990. Deposition on forest soils - effect of tree canopy of throughfall. W: Kauppi P., Antilla P., Kouttamies K. (red.) Acidification in Finland. Springer Verlag, Berlin-Heidelberg, 200-213
- 41.Ignatova N. 1995. Changes in crown leaching composition induced by a sudden increase in atmospheric deposition. A case study in South-Western Bulgaria. Plant and Soil 168-169: 373-382
- 42.Johnson D., Lindberg S.E. (red.) 1991. Atmospheric deposition and forest nutrient cycling. Springer Verlag, New York-Berlin-London-Paris, 688 str.
- 43.Kabata-Pendias A., Pendias H. 1993. Biochemia pierwiastków śladowych. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa, 364 str.
- 44.Kasza H. 1979. Wody opadów atmosferycznych jako źródło składników biogennych dla zbiornika goczałkowickiego. Acta Hydrobiol. 21 (3): 279-289
- 45.Kleemola S., Forsius M. (red.). 1996. 5th annual report 1996. UNECE Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution. International Co-operative Programme on Integrated Monitoring of Air Pollution Effects on Ecosystems. Finish Environment Institute, Helsinki 1996, 82 str.
- 46.Kwiecień M. 1986. Role of industrial dusts in the determination of atmospheric nitrogen input in the Rybnik Coal Region. Ekol. pol. 34: 265-283

- 47.Laskowski R., Maryański M., Niklińska M. 1994. Effects of heavy metals and mineral nutrients on forest litter respiration rate. *Environ. Pollut.* 84: 97-102
- 48.Lawrance G.B., Fernandez I.J. 1991. Biogeochemical interactions between acidic deposition and a low-elevation spruce-fir stand in Howland, Maine. *Can. J. For. Res.* 21: 867-875
- 49.Lee J.J., Weber D.E. 1982. Effects of sulphuric acid rain and major cation and sulphate concentrations of water percolating through two model hardwood forests. *J. Environ. Qual.* 11: 57-64
- 50.Legge A.H., Krupa S. V. (red.) 1986. Air pollutants and their effects on the terrestrial ecosystems. A Wiley - Interscience Publication. John Wiley & Sons, New York - Chichester - Brisbane - Toronto - Singapore, 661 str.
- 51.Liechty M.O., Mroz G.D., Reed D.D. 1993. Cation and anion fluxes in northern hardwood throughfall along an acidic deposition gradient. *Can. J. For. Res.* 23: 457-467
- 52.Likens G.E., Driscoll C.T., Brusco D.C., Siccama T.G., Johnson C.E., Lovett G.M., Ryan D.F., Fahey T., Reiners W.A. 1994. The biogeochemistry of potassium of Hubbard Brook. *Biogeochemistry* 25: 61-125
- 53.Lindberg S.E., Turner R.R. 1988. Factors influencing atmospheric deposition, stream export, and landscape accumulation of trace metals in forested watersheds. *Water, Air and Soil Pollut.* 39: 123-156
- 54.Logren S., Kvarnas H. 1995. Ion mass balance for tree small forested catchment in Sweden. *Water, Air and Soil Pollut.* 85: 529-534
- 55.Lovett G.M., Kinsman J.D. 1990. Atmospheric pollutant deposition to high-elevation ecosystem. *Atmospheric Environment* 24: 2767-2786
- 56.Lovett G.M., Lindberg S.E. 1993. Atmospheric deposition and canopy interactions of nitrogen in forests. *Can. J. For. Res.* 23: 1603-1616
- 57.Lucier A.A., Haines S.G. (red.) 1990. Mechanisms of forest response to acid deposition. Springer - Verlag, New York - Berlin - Heidelberg - London -Paris - Hong Kong, 245 str.
- 58.Lum K.R., Kokotich E.A. 1987. Bioavailable Cd, Pb and Zn in wet and dry deposition. *The Science of the Total Environment* 63: 161-173

59. Manderscheid B., Matzner E., Meiwes K.-J., Xu Y. 1995. Long - term development of element budgets in Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) forest of the Germany Solling area. W: Cerny J., Novak M., Paces T (red.) Biogeochemical monitoring in small catchments. Kluwer Academic Publishers, Dordrech -Boston - London, 1-3
60. Manecki A., Tarkowski J. 1993. Mineralogical-chemical characteristics of atmospheric dust pollution in the surroundings of Dobczyce reservoir supplying drinking water for the city of Cracow. Ecol. pol. 3-4: 289-307
61. Marschner B., Stahr K., Renger M. 1991. Element input and canopy interactions in two pine forest ecosystems in Berlin, Germany. Z. Pflanzenernahr. Bodenk. 154: 147-151
62. McCune D.C., Boyce R.L. 1992. Precipitation and transfer of water, nutrients and pollutants in tree canopies. Tree 7: 4-7
63. Meesenburg M., Meiwes K.J., Rademacher P. 1995. Long term trends in atmospheric deposition and seepage output in Northwest German forest ecosystems. Water, Air, and Soil Pollut. 85: 611-616
64. Mill W., Wójcik A., Rzychoń D. 1994. Mapy krytycznych ładunków kwaśnych dla ekosystemów glebowo-leśnych Polski (wg metodyki EKG/ONZ). PIOŚ, Warszawa, 29 str.
65. Mitchell M.J., Burke M.K., Shepard J.P. 1992. Seasonal and spatial patterns of S, Ca and N dynamics of a Northern hardwood forest ecosystem. Biogeochemistry 17: 165-189
66. Norden U. 1991. Acid deposition and throughfall fluxes of elements as related to tree species in deciduous forests of South Sweden. Water, Air, and Soil Pollut. 60: 203-230
67. Obmiński Z. 1978. Ekologia lasu. PWN. Warszawa , 481 str.
68. Obrębska-Starkłowa B., Hess M., Olecki Z., Trepńska J., Kowanetz Z. 1995. Klimat. W: Warzyńska (red.): Karpaty polskie - Przyroda, człowiek i jego działalność. UJ, Kraków, 31-43
69. Parker G.G. 1990. Evaluation of dry deposition, pollutant damage, and forest health with throughfall studies. W: Lucier A.A., Haines S.G. (red.) 1990.

- Mechanisms of forest response to acid deposition. Springer - Verlag, New York - Berlin - Heidelberg - London - Paris - Hong Kong, 5-32
- 70.Pawlik-Dobrowolski J. 1983. Zmiany składu chemicznego wód powierzchniowych pod wpływem zanieczyszczeń obszarowych (w Karpatach Zachodnich). Rozprawa habilitacyjna IMUZ, Falenty, 143 str.
- 71.Potter C.S., Ragsdale H.L., Swank W.T. 1991. Atmospheric deposition and foliar leaching in regenerating southern Appalachian forest canopy. *J Ecol.* 79: 97-115
- 72.Probst A., Viville D., Fritz B., Ambroise B., Dambrine E. 1992. Hydrochemical budgets of a small forested granitic catchment exposed to acid deposition the Strengbach catchment case study (Vasges Massif, France) *Water, Air and Soil Pollut.* 62: 337-347
- 73.Rodin L.E. , Bazilewicz N.I. 1967. Production and mineral cycling in terrestrial vegetation. Oliver and Boyd Ltd., Edinburgh i London, 288 str.
- 74.Rosen K., Gundersen P., Tegnhammar L., Johansson M., Frogner T. 1992. Nitrogen enrichment of Nordic forest ecosystems. The concept of critical loads. *Ambio* 21: 362-368
- 75.Ross H.B. 1990. Trace metal wet deposition in Sweden: insight gained from daily wet only collection. *Atmospheric Environment* 24: 1929-1938
- 76.Ross H.B., Lindberg S.F. 1994. Atmospheric chemical input to small catchments. W: Moldan B., Cerny J. (red.). *Biogeochemistry of small catchments. A tool for environmental research.* Wiley & Sons. Chichester-New York-Brisbane -Toronto-Singapore, 55-84
- 77.Róžański W., Pancer-Kotejowa E., Grodzińska K. 1993. Vegetation of the Ratanica watershed (Carpathian Foothills, Southern Poland) *Ekol. pol.* 41: 347-374
- 78.Rustaad L.E., Kahl J.S., Norton S.A., Fernandez I.J. 1994. Underestimation of dry deposition by throughfall in mixed northern hardwood forests. *J. Hydrology* 16: 319-336
- 79.Schlesinger W.H. 1991. *Biogeochemistry. An analysis of global change.* Academic Press INC Harcourt Brace Jovanovich, Publishers. San Diego-New York-Boston-London-Toronto. 443 str.

- 80.Schulze E.D. 1989. Air pollution and forest decline in a spruce (*Picea abies*) forest. Science. 244: 776-783
- 81.Seip M.H., Dianwu Z., Jiling X., Larssen D.T., Bohan L., Vogt R.D. 1995. Acid deposition and its effects in southwestern China. Water, Air and Soil Pollut. 85: 2301-2306
- 82.Skiba S. 1992. Gleby zlewni Starej Rzeki na Pogórzu Wielickim. Zesz. Nauk. UJ, Prace geogr. 88: 39-47
- 83.Skjelkvale B.L., Henriksen A. 1995. Acidification in Norway - status and trends. Surface and ground water. Water, Air and Soil Pollut. 85: 629-634
- 84.Sokal R.R., Rohlf F.J. 1969. Biometry. Freeman and Company, San Francisco, 776 str.
- 85.Stachurski A. 1987. Nutrient control in throughfall waters of forest ecosystem. Ekol. pol. 35: 3-69
- 86.Starkel L. (red.). 1991. Geografia Polski - środowisko przyrodnicze, PWN, Warszawa, 669 str.
- 87.Suliński J., Kucza J. 1993. Elements of the geographical environment and water balance of the Ratanica stream (Carpathian Foothills, Southern Poland) Ekol. pol. 41: 331-346
- 88.Suliński J., Sułkowski S. 1996. Bilans wodny potoku Ratanica. Sprawozdanie z prac za rok 1996.
- 89.Sutton M.A., Fowler D., Moncrieff J.B. 1991. The dry deposition of atmospheric ammonia. W: Anagnostopoulou A., Day P. (red.). Proceedings of the Second International Conference on Environmental Pollution, Thessaloniki, Univ. of Thessaloniki, Greece, 119-129
- 90.Szarek G. 1995. Sulphur and nitrogen input to the Ratanica forested catchment (Carpathian Foothills, S Poland). Water, Air and Soil Pollut. 85: 1765-1770
- 91.Szarek G., Braniewski S. 1996. Metale ciężkie w opadzie ściółki lasu mieszanego zlewni potoku Ratanica. Sylwan 4: 53-62
- 92.Szarek G., Braniewski S., Chrzanowska E., Rieger R., Rutkowska L. 1994. Nutrients and pollutants in forest vegetation of the Ratanica watershed (Carpathian Foothills, Southern Poland). Ekol. pol. 3-4: 375-393

- 93.Świąchowicz J. 1995. Opady atmosferyczne w rejonie Łazów na Pogórzu Karpackim. W: Kaszowski L. (red.). Dynamika i antropogeniczne przeobrażenia środowiska przyrodniczego progó Karpat pomiędzy Rabą i Uszwicą. Instytut Geografii UJ, Kraków, 99-107
- 94.Tarabuła T. 1995. Preliminary results of studies on effects of chemical soil treatment on element flux in rain water in Scots pine forest. Folia Forestalia Polonica, ser A - Forestry 37: 73-88
- 95.Tomaszewska M., Walczewski J. 1992. Zasięg smug dymowych widocznych na zdjęciach satelitarnych, a stan równowagi atmosfery. Zesz. nauk. AGH 1440, Sozologia, Sozotechnika 35:35-59
- 96.Tomlinson G. H. (red.) 1990. Effects of acid deposition on the forests of Europe and North America. CRC Press, Boston, 281 str.
- 97.Turzański K.P. 1991. Zanieczyszczenie wód opadowych południowej Polski. Kwaśne deszcze i ich monitoring. Sozologia i Sozotechnika 34, 106 str.
- 98.Turzański P.K. (red.) 1996. Raport o stanie środowiska w województwie krakowskim w 1995 roku. PIOŚ, Kraków, 1-287.
- 99.Tyler G., Balsberg-Pahlsson, G., Bengtsson, E. Baath, Tranvik L. 1989. Heavy metal ecology of terrestrial plants, microorganisms and invertebrates. Water, Air, and Soil Pollut. 47: 189-215
- 100.Ulrich B., Matzner E. 1986. Anthropogenic and natural acidification in the terrestrial ecosystems. Experimentia 42: 344-350
- 101.Vernet J.-P. 1991. Heavy metals in the environment. Elsevier, Amsterdam-London-Tokio, 405 str.
- 102.Vitousek P. 1982. Nutrient cycling and nutrient use efficiency. The American Naturalist 119: 553-572
- 103.Vogt R.D. 1996. Soil water chemistry in acid soils under different environmental conditions. Dept. of Chemistry, University of Oslo, praca doktorska, 62 str.
- 104.Vogt R.D., Godzik S., Kotowski M., Niklińska M., Pawłowski L., Seip H.M., Sienkiewicz J., Skotte G., Staszewski T., Szarek G., Tyszka J., Aagaard P. 1994. Soil, soil water and stream water chemistry at same Polish sites with varying acid deposition. J. Ecol. Chem. 3: 325-356

105. Welc A. 1985. Zmienność denudacji chemicznej w Karpatach fliszowych (na przykładzie zlewni potoku Bystrzanka). Dokum. Geogr. 5. 102 str.
106. Zając K.P., Bik A., Zawodny Z. 1990. Zanieczyszczenie wód opadowych na terenie Ojcowskiego Parku Narodowego. Ochrona Powietrza 5: 3-6
107. Zimka J., Stachurski A. 1996. Forest decline in Karkonosze (Poland). Part II. An analysis of acidity and chemistry of atmospheric precipitation, throughfall and forest stream waters. Ekol. pol. 44: 153-177
108. Zimka J.R. 1989. Analysis of processes of element transfer in forest ecosystems. Polish Ecol. Studies 15: 135-212
109. Zottl H. 1985. Heavy metal levels and cycling in forest ecosystems. Experimentia 41: 1104-1113

Tab. 2.1. Ogólna charakterystyka zlewni Ratanicy

Położenie	49°51'N 20°02'E Pogórze Wielickie, woj. krakowskie
Powierzchnia	88 ha
Wzniesienie n.p.m	270 - 427 m
Podłoże	flisz karpacki, warstwy istebniańskie
Gleba	bielicowa, brunatno-bielicowana (Orthic Podzols, Haplic i Stagnic Luvisols)
Opady atmosferyczne (średnia z 1954 - 1987)	803 mm
Temperatura (średnia z 1954 - 1987)	+7.4 °C
Okres wegetacyjny	218 dni
Roślinność	głównie lasy sosnowo - bukowe (<i>Pino - Quercetum</i>)

Tab. 2.2. Stężenia SO₂, NO₂ i pyłu zawieszonego w powietrzu w zlewni Ratanicy w latach 1991 - 1995 (Grodzińska i Laskowski 1996)

		SO ₂	NO ₂	Pył zawieszony
		μg m ⁻³		
1991	Średnia	36.2	7.3	31.3
	Mediana	30.5	7.7	22.5
1992	Średnia	18.6	12.7	14.4
	Mediana	11.9	10.9	8.6
1993	Średnia	15.8	9.5	10.3
	Mediana	11.3	7.8	5.2
1994	Średnia	13.3	4.5	14.9
	Mediana	9.0	1.8	8.1
1995	Średnia	16.1	6.3	8.1
	Mediana	11.8	5.1	4.6
Rok	Średnia	20.1	8.1	15.9
	Mediana	13.5	6.7	8.4
Półrocze letnie	Średnia	14.8	6.1	8.6
	Mediana	11.8	5.7	5.2
Półrocze zimowe	Średnia	25.7	10.7	23.6
	Mediana	17.9	9.0	15.2

Tab. 3.1. Charakterystyka fitosocjologiczna powierzchni transektowych w zlewni Ratanicy

Nr zdjęcia	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
Wysokość n.p.m. m	390	380	360	340	345	365	375	385	395	395	400	360	380	385
Ekspozycja	N	N	NE	N	SW	SW	SW	SW	SW	SW	-	W	W	W
Nachylenie (°)	5	15	20	25	10	8	5	5	10	5	-	8	5	3
Pokrycie a ₁ (%)	.	20	30	40	10	10	95	.	.	20	40	40	50	20
Pokrycie a ₂ (%)	70	60	40	.	95	95	.	95	60	20	90	90	95	20
Pokrycie b ₂ (%)	40	30	70	60	15	.	.	<10	40	30	10	10	.	<5
Pokrycie c (%)	90	80	70	70	95	80	30	50	90	100	50	15	30	65
Pokrycie d (%)	5	10	10	.	.	.	10	.	.	.	10	.	.	10
Powierzchnia (m ²)	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
Drzewa:														
<i>Fagus sylvatica</i> a ₂	3	3	.	.	5	5	5	5	2	.	5	5	5	2
b	.	2	1	+	.	.	.	+	.	+	.	+	.	+
c	.	.	.	+	+	.	+	.
<i>Pinus sylvestris</i> a ₁	.	2	2	2	+	+	.	+	.	+	2	3	2	.
b
c	+	+	+
<i>Larix decidua</i> a ₁	1	.	.	2
b	+
c	+
<i>Abies alba</i> a ₂	.	.	3	3
b	2	2	3	3	2	.	.	1	2
c	+	.	.	.	+
<i>Quercus robur</i> a ₂	1	2	+	.
b	1	2	1	+	.	.	+	.	.
c	.	+	+	+
<i>Betula pendula</i> a ₂
b	.	.	+	+
<i>Sorbus aucuparia</i> a ₂
b	.	1	+	+	.	+	+	.	.
c	+	.	.	+	+	.	.	.	+	.	+	.	+	+
Krzewy:														
<i>Frangula alnus</i> b	.	2	3	+	2	2	1	1	.	.
c	.	.	2	.	.	+	.	+	.	.	1	.	.	.
Rośliny runa:														
<i>Rubus hirtus</i>	5	4	4	4	5	3	1	3	4	4	2	+	2	3
<i>Vaccinium myrtillus</i>	.	2	2	2	.	.	+	+	+	.	.	+	+	1
<i>Athyrium filix-femina</i>	+	.	+	.	2	1	+	1	+	+	+	.	+	.
<i>Dryopteris carthusiana</i>	+	+	1	1	.	.	.	+	+	.	.	.	+	+
<i>Pteridium aquilinum</i>	5	5	.	+	+	2
<i>Maianthemum bifolium</i>	.	.	.	+	.	.	2	1	.	.	+	.	.	+
<i>Luzula luzuloides</i>	1	1	.	1	2	+	.	+
<i>Luzula pilosa</i>	+	.	+	+	.	.	1	+
<i>Carex digitata</i>	.	1	+	.	.	.	+	.	.	+
<i>Oxalis acetosella</i>	+	.	.	.	+	2	1	1	.	.	+	.	.	.

Gatunki sporadyczne. Drzewa: *Alnus glutinosa* a+b+(10); *Picea abies* a2(21), b1(4, 21), +(15, 17, 27); *Quercus robur* a2, b2(1); *Salix caprea* a+(9), b+(25); *Carpinus betulus* b+(18); *Fraxinus excelsior* b+(4). Krzewy: *Populus tremula* b+(17), b1(25), *Sambucus nigra* c+(b). Rośliny runa: *Trientalis europaea* 1(2, 10), +(9, 23), *Agrostis vulgaris* +(1, 2, 25), 1(11); *Carex brizoides* +(1, 5, 9, 10); *Dryopteris filix-mas* +(1, 10, 12, 25); *Calluna vulgaris* +(14), 1(25, 26), *Juncus effusus* +(2, 15, 25), *Anemone nemorosa* +(11, 16); *Hedera helix* 2(5), 3(6); *Molinia coerulea arundinacea* +(26, 28); *Rubus idaeus* 1(1), +(9), *Sieglingia decumbens* +(5, 25); *Blechnum spicant* +(12); *Convallaria majalis* +(27), *Lamium galeobdolon* +(6); *Galeopsis* sp. +(16); *Gentiana asclepiadea* +(11); *Melampyrum pratense* +(14); *Polygonatum verticillatum* +(8); *Potentilla erecta* +(25); *Rumex acetosella* +(2); *Sarothamnus scoparius* +(1); *Senecio fuchsii* +(9); *Solidago virga-aurea* +(12); *Tussilago farfara* +(2). Mchy: *Leucobryum glaucum* +(17, 26, 27); *Polytrichum attenuatum* 2(25), +(26).

14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	Frekwencja
385	385	385	390	380	360	340	330	320	305	330	350	365	390	400	400	
W	-	W	.	E	E	E	E	E	SW	SW	S	W	W	SW	S	
3	-	2	.	15	15	10	8	8	15	5	8	15	15	7	5	
20	60	30	.	30	40	50	40	30	50	90	.	.	95	95	95	
20	80	90	80	90	95	90	70	90	
<5	5	5	40	30	5	10	20	10	70	10	80	40	10	70	30	
65	70	70	90	50	20	30	60	60	70	20	80	80	60	60	60	
10	5	.	5	10	20	10	<10	<10	.	
100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	
2	5	5	4	5	5	5	.	5	.	5	.	.	5	5	5	75
+	+	+	2	.	.	.	+	7	2	.	1	2	+	3	2	62
.	.	.	1	1	1	.	.	24
.	2	2	2	.	3	.	+	.	.	+	.	55
+	.	.	+	+	.	2	1	.	.	.	10
2	3	1	+	2	2	3	.	2	.	.	.	1	.	.	+	20
.	.	.	+	2	+	.	.	.	31
.	+	.	.	.	13
.	6
.	.	.	.	3	+	+	2	+	3	.	1	.	.	+	2	13
.	55
.	10
.	.	1	13
.	.	.	+	1	.	+	+	.	.	.	31
+	.	.	.	+	1	.	+	+	.	.	+	27
.	.	.	+	2	.	3	+	.	.	.	3
.	.	.	+	+	24
.	.	.	+	+	3
+	+	+	.	.	+	.	+	+	1	.	27
.	+	.	.	.	44
.	.	.	2	.	.	.	+	.	1	+	2	3	1	3	.	51
.	.	.	2	1	+	2	1	.	.	31
3	3	4	.	3	2	2	3	3	+	1	3	1	.	2	+	93
1	+	.	4	+	.	.	1	.	4	1	3	4	3	3	3	68
.	+	.	.	+	.	+	1	.	+	.	.	51
+	+	.	.	+	.	.	1	1	+	.	37
2	.	.	3	1	+	1	3	3	2	1	37
+	+	.	2	.	.	+	+	1	1	.	+	+	.	.	.	34
+	.	.	+	31
.	1	+	27
+	.	1	+	.	.	+	.	24
.	+	24

b+(4). Krzewy:
 2, 25); *Calluna*
 25); *Blechnum*
 a +(25); *Rumex*

Tab. 4.1. Średnie roczne pH oraz stężenia jonów w wodach opadu bezpośredniego oraz opadu podkoronowego w lasach zlewni Ratanicy w latach 1991 - 1995

Rok	pH	H ⁺	N-NH ₄ ⁺	N-NO ₃ ⁻	S-SO ₄ ⁻²	P-PO ₄ ⁻³	Cl ⁻	Na ⁺	K ⁺	Mg ⁺²	Ca ⁺²	Mn ⁺²	Zn ⁺²	Cu ⁺²	Pb ⁺²	Cd ⁺²
	mg l ⁻¹													μg l ⁻¹		
	Opad bezpośredni															
1991	4.72	0.027	1.92	0.36	2.39	0.04	2.92	0.55	1.66	0.41	1.89	0.08	0.06	10.93	8.63	4.42
1992	4.41	0.047	2.71	1.23	3.96	0.08	2.09	0.78	1.36	0.23	1.41	0.03	0.05	12.81	7.62	1.07
1993	4.37	0.054	2.76	0.75	1.96	0.15	1.58	0.58	0.7	0.31	1.15	0.02	0.05	11.12	3.63	0.07
1994	4.49	0.041	2.15	0.75	1.80	0.13	0.97	0.85	0.99	0.41	2.07	0.07	0.07	14.22	3.95	1.10
1995	4.44	0.042	1.02	0.79	1.59	-	0.85	0.98	0.58	0.21	1.60	0.04	0.05	-	-	-
Średnia	4.39	0.041	2.11	0.76	2.36	0.10	1.75	0.74	1.10	0.32	1.66	0.05	0.06	10.12	5.06	1.53
Opad podkoronowy																
1991	4.58	0.026	2.89	0.38	4.42	0.05	3.21	0.44	2.90	0.45	2.26	0.24	0.07	10.80	8.79	2.72
1992	5.12	0.041	2.93	1.49	4.43	0.20	3.15	0.76	3.83	0.47	2.16	0.26	0.05	15.44	7.14	2.01
1993	4.04	0.090	3.27	1.48	3.90	0.12	2.47	0.86	2.17	0.54	1.99	0.16	0.07	10.74	3.98	0.34
1994	4.25	0.056	2.18	1.20	3.16	0.05	1.87	0.91	3.33	0.75	2.90	0.15	0.05	0.02	0	0
1995	4.10	0.079	1.09	1.43	3.23	-	2.12	0.94	4.60	0.49	2.73	0.26	0.07	-	-	-
Średnia	4.31	0.056	2.46	1.15	3.66	0.11	2.58	0.77	3.38	0.54	2.43	0.22	0.06	7.26	4.11	1.09

Tab. 4.2. Korelacja stężeń jonów w opadzie bezpośrednim z wybranymi charakterystykami powietrza (wielkość opadów - H₂O, liczba dni bez opadu, średnia miesięczna temperatura - temp., stężenie SO₂, NO₂ i pyłu zawieszony w powietrzu). Podano współczynnik korelacji dla poziomu istotności p<0.05 oraz z poprawką Dunn-Sidak p<0.0024 (poziom istotności w nawiasach)

Jon	H ₂ O	Liczba dni bez opadu	Temp.	SO ₂	NO ₂	Pył zawieszony
H ⁺	-0.31 (0.0182)		-0.46 (0.0003)			
N-NH ₄ ⁺	-0.31 (0.0177)	-0.40 (0.0017)				
N-NO ₃ ⁻	-0.41 (0.0009)		-0.33 (0.0107)		0.42 (0.0016)	
S-SO ₄ ⁻²			-0.26 (0.0456)	0.35 (0.0065)	0.42 (0.0016)	0.38 (0.0026)
P-PO ₄ ⁻³			0.37 (0.0087)	-0.33 (0.0229)		-0.33 (0.0224)
Cl ⁻	-0.34 (0.0085)		-0.52 (<0.0000)	0.60 (<0.0000)	0.34 (0.0100)	0.71 (<0.0000)
Na ⁺	-0.38 (0.0026)	0.38 (0.00024)	-0.28 (0.0326)			
K ⁺			-0.27 (0.0366)	0.38 (0.0035)		0.44 (0.0005)
Mg ⁺²	-0.29 (0.0261)		-0.32 (0.0136)	0.49 (0.0001)		0.50 (<0.0000)
Ca ⁺²			-0.29 (0.0247)	0.34 (0.0084)		0.37 (0.0041)
Mn ⁺²			-0.29 (0.0255)			0.48 (0.0001)
Zn ⁺²	-0.31 (0.0161)		-0.39 (0.0024)			0.43 (0.0007)
Cu ⁺²						0.31 (0.0332)
Pb ⁺²			-0.33 (0.0197)			0.48 (0.0006)
Cd ⁺²		0.36 (0.0100)				

Tab. 4.3. Korelacja stężeń jonów w opadzie podkoronowym z wybranymi charakterystykami powietrza (wielkość opadu - H₂O, liczba dni bez opadu, średnia miesięczna temperatura powietrza - temp., stężenie SO₂, NO₂ i pyłu zawieszonego w powietrzu). Podano współczynnik korelacji dla poziomu istotności p<0.05 oraz z poprawką Dunn-Sidaka p<0.0024 (poziom istotności w nawiasach)

Jon	H ₂ O	Liczba dni bez opadu	Temp.	SO ₂	NO ₂	Pył zawieszony
H ⁺	-0.28 (0.0274)		-0.32 (0.0129)			
N-NH ₄ ⁺	-0.43 (0.0006)	-0.29 (0.0226)				0.29 (0.0235)
N-NO ₃ ⁻	-0.52 (<0.0000)	0.28 (0.0330)		-0.28 (0.0281)		
S-SO ₄ ⁻²	-0.43 (0.0005)					
P-PO ₄ ⁻³		-0.51 (0.0002)				
Cl ⁻	-0.58 (<0.0000)		-0.45 (0.0003)	0.33 (0.0097)		0.46 (0.0002)
Na ⁺	-0.51 (<0.0000)	0.27 (0.0394)	-0.37 (0.0033)			
K ⁺		0.42 (0.0007)				
Mg ⁺²	-0.43 (0.0006)	0.30 (0.0200)			-0.29 (0.0330)	
Ca ⁺²	-0.44 (<0.0000)	0.44 (0.0004)				
Mn ⁺²	-0.36 (0.0041)					
Zn ⁺²	-0.52 (<0.0000)		-0.37 (0.0039)	0.29 (0.0227)		0.39 (0.0018)
Cu ⁺²					0.42 (0.0045)	
Pb ⁺²	-0.31 (0.0295)			-0.53 (0.0001)	0.41 (0.0060)	0.64 (<0.0000)
Cd ⁺²						

Tab. 4.4. Tabela czynników głównych (rotacja Equimax) dla stężeń jonów w opadzie bezpośrednim. W nawiasach podano procent całkowitej zmienności wyjaśniony przez dany czynnik

Jon	Czynnik 1 (40%)	Czynnik 2 (16%)	Czynnik 3 (13%)	Czynnik 4 (11%)
H ₂ O	-0.45	-0.36	0.01	-0.37
H ⁺	0.50	0.02	-0.08	-0.11
N-NH ₄ ⁺	0.04	0.08	0.08	0.75
N-NO ₃ ⁻	0.76	0.00	0.03	0.25
S-SO ₄ ⁻²	0.58	-0.03	0.43	0.04
P-PO ₄ ⁻³	-0.11	-0.30	-0.06	0.60
Cl	0.58	0.24	0.43	-0.10
Na ⁺	0.39	0.50	0.09	0.01
K ⁺	0.00	0.29	0.60	0.30
Mg ⁺²	0.07	0.36	0.64	0.02
Ca ⁺²	0.35	0.04	0.64	0.08
Mn ⁺²	-0.13	0.73	0.30	0.04
Zn ⁺²	0.09	0.84	0.11	0.02
Cu ⁺²	0.10	0.55	0.04	-0.20
Pb ⁺²	0.60	0.28	0.27	-0.25
Cd ⁺²	-0.06	-0.00	0.62	-0.13

Tab. 4.5. Tabela czynników głównych (rotacja Equimax) dla stężeń jonów w opadzie podkoronowym. W nawiasach podano procent całkowitej zmienności wyjaśniony przez dany czynnik

Jon	Czynnik 1 (47%)	Czynnik 2 (16%)	Czynnik 3 (13%)
H ₂ O	-0.59	-0.20	-0.14
H ⁺	0.42	-0.12	-0.31
N-NH ₄ ⁺	0.18	0.51	0.23
N-NO ₃ ⁻	0.61	-0.20	0.08
S-SO ₄ ⁻²	0.53	0.42	0.08
P-PO ₄ ⁻³	-0.06	0.28	0.02
Cl ⁻	0.67	0.52	0.19
Na ⁺	0.82	-0.04	0.27
K ⁺	-0.10	0.00	0.84
Mg ⁺²	0.71	-0.04	0.58
Ca ⁺²	0.64	0.27	0.39
Mn ⁺²	0.34	0.14	0.73
Zn ⁺²	0.71	0.43	-0.08
Cu ⁺²	-0.20	0.48	0.00
Pb ⁺²	0.33	0.78	-0.11
Cd ⁺²	0.19	0.68	0.17

Tab. 4.6. Średni roczny dopływ jonów z opadem bezpośrednim oraz z opadem podkoronowym do lasu zlewni Ratanicy w latach 1991 - 1995

Rok	H ₂ O	H ⁺	N-NH ₄ ⁺	N-NO ₃ ⁻	S-SO ₄ ⁻²	P-PO ₄ ⁻³	Cl	Na ⁺	K ⁺	Mg ⁺²	Ca ⁺²	Mn ⁺²	Zn ⁺²	Cu ⁺²	Pb ⁺²	Cd ⁺²
	mm	kg ha ⁻¹ rok ⁻¹												g ha ⁻¹ rok ⁻¹		
Opad bezpośredni																
1991	856	0.23	16.4	3.1	20.5	0.37	25.0	4.7	14.2	3.5	16.2	0.66	0.53	93.5	73.8	37.8
1992	696	0.32	18.9	8.6	27.6	0.59	14.6	5.5	9.5	1.6	9.8	0.18	0.32	89.2	53.1	7.44
1993	597	0.32	16.5	4.5	11.7	0.92	9.4	3.5	4.2	1.8	6.8	0.12	0.32	66.4	21.7	0.43
1994	765	0.32	16.4	5.8	13.8	0.98	7.4	6.5	7.6	3.2	1.6	0.57	0.55	108.8	30.2	8.48
1995	623	0.26	6.3	4.9	9.9	-	5.3	6.1	3.6	1.3	9.9	0.26	0.31	-	-	-
Średnia	708	0.29	15.1	5.3	17.11	0.69	13.1	5.3	8.3	2.4	12.2	0.38	0.42	90.9	46.7	15.17
Opad podkoronowy																
1991	615	0.16	17.8	2.3	30.0	0.30	19.8	2.7	17.9	2.8	13.9	1.45	0.40	66.4	54.0	16.72
1992	488	0.31	14.3	7.3	21.7	0.99	15.4	3.7	18.7	2.3	10.6	1.29	0.26	75.4	34.9	9.80
1993	413	0.37	13.5	6.1	14.8	0.49	10.2	3.5	9.0	2.2	8.2	0.65	0.30	44.4	16.5	1.41
1994	566	0.32	12.3	6.8	17.9	0.30	10.6	5.2	18.8	4.2	16.4	0.85	0.27	0.1	0.03	0.01
1995	485	0.38	5.3	6.9	15.6	-	10.3	4.5	22.3	2.4	13.2	1.28	0.35	-	-	-
Średnia	513	0.25	12.7	5.7	19.2	0.50	13.6	3.9	17.6	2.8	12.8	1.13	0.32	46.1	27.4	7.52

Tab. 4.7. Zależność ilości jonów (y) w opadzie bezpośrednim od ilości wody (x).
 Podano równanie regresji ($y=a+bx$), współczynniki R^2 dla $p<0.05$

Jon	$y=a+bx$	p	R^2
H^+	$14.90+0.16x$	0.0248	0.08
$N-NH_4^+$	$517.2+12.43x$	<0.00001	0.34
$N-NO_3^-$	-	>0.05	-
$S-SO_4^{-2}$	$428.0+20.01x$	0.0059	0.13
$P-PO_4^{-3}$	-	>0.05	-
Cl^-	$411.5+10.60x$	0.0012	0.17
Na^+	$300.9+2.40x$	0.0222	0.09
K^+	$220.4+7.36x$	0.0021	0.15
Mg^{+2}	$96.8+1.60x$	0.0016	0.16
Ca^{+2}	$263.6+12.18x$	<0.00001	0.43
Mn^{+2}	-	>0.05	-
Zn^{+2}	-	>0.05	-
Cu^{+2}	$2.8+0.08x$	0.0003	0.25
Pb^{+2}	$0.71+0.05x$	0.0015	0.20
Cd^{+2}	$-0.87+0.03x$	<0.00001	0.31

Tab. 4.8. Regresja wieloczynnikowa (p - poziom istotności, współczynnik R_{adj}^2) dla zależności ilości jonów w opadzie podkoronowym od ilości wody (H_2O) oraz ilości jonów dopływających z opadem bezpośrednim (OB)

Jon	H ₂ O	OB	R_{adj}^2	Model
	p			p
H ⁺	<0.00001	>0.05	0.42	<0.00001
N-NH ₄ ⁺	0.0013	0.0002	0.50	<0.00001
N-NO ₃ ⁻	>0.05	<0.00001	0.35	<0.00001
S-SO ₄ ⁻²	>0.05	<0.00001	0.75	<0.00001
P-PO ₄ ⁻³	>0.05	0.021	0.15	0.0100
Cl ⁻	0.0300	<0.00001	0.60	0.0001
Na ⁺	0.0480	0.025	0.16	0.0023
K ⁺	<0.00001	>0.05	0.39	<0.00001
Mg ⁺²	0.0001	0.0001	0.51	<0.00001
Ca ⁺²	<0.00001	<0.00001	0.72	0.006
Mn ⁺²	0.0240	>0.05	0.16	0.0077
Zn ⁺²	0.0008	>0.05	0.23	0.0030
Cu ⁺²	>0.05	0.022	0.24	0.0007
Pb ⁺²	>0.05	<0.00001	0.40	<0.00001
Cd ⁺²	>0.05	<0.00001	0.39	<0.00001

Tab. 4.9. Średnie stężenie oraz dopływ pierwiastków z opadem ściółki w lesie zlewni Ratanicy w latach 1991 - 1995

	Masa	N	S	P	Na	K	Mg	Ca	Mn	Zn	Cu	Pb	Cd	
		mg g ⁻¹									μg g ⁻¹			
Średnia		8.33	0.95	0.44	0.05	2.48	0.74	8.31	1.21	60	5.3	10.2	0.98	
Minimum		5.85	0.61	0.39	0.04	0.61	0.32	3.12	0.29	31	4.5	7.0	0.76	
Maksimum		10.03	1.38	0.74	0.07	4.04	0.90	10.36	2.24	74	8.5	21.9	1.61	
	t ha ⁻¹	kg ha ⁻¹									g ha ⁻¹			
Średnia	3.82	31.8	3.63	1.68	0.21	9.49	2.81	34.4	4.63	229	20.8	37.8	3.63	
Minimum	0.04	0.37	0.05	0.003	0.07	0.02	0.22	0.02	2	0.36	1.14	0.06	0.06	
Maksimum	1.16	11.61	1.18	0.45	0.059	4.68	1.03	13.98	1.91	63	5.23	8.05	0.90	

Tab. 5.1. Dopływ jonów z atmosfery (opad bezpośredni) do lasów w różnych rejonach Europy - przegląd literatury

Teren	H ⁺	S-SO ₄ ⁻²	N-NO ₃	N-NH ₄ ⁺	P-PO ₄ ⁻³	Cl
	kg ha ⁻¹ rok ⁻¹					
Ratanica	0.29	17.1	5.3	15.1	0.69	13.1
(1) Europa, bez państw wschodnich, lata 80-te	-	2.8 - 26.9	2.5 - 10.6	2.9 - 21.7	-	2.6 - 138
(2) Europa, IM, z państwami wschodnimi, lata 90-te	-	-	0.4 - 7.6	0.2 - 7.1	-	-
(3) Płd. Szwecja, las bukowy	-	12.3	7.8	9.9	0.29	-
(4) Płd. Szwecja, las świerko-sosnowy	4.32 - 4.89 pH	2.6 - 10.9	1.0 - 6.7	1.0 - 7.1	-	0.7 - 24.8
(5) Płd. Szwecja, las liściasty (grab, dąb, buk)	0.33 - 0.47	13.5 - 15.9	5.3 - 6.9	7.1 - 9.7	0.02 - 0.03	11.5 - 12.9
(6) Szwecja, Gardsjon, las świerkowo - sosnowy	4.37 pH	-	-	-	-	-
(7) Wsch. Finlandia, las sosnowy	-	6.8	1.83	1.25	0.002	-
(8) Wlk. Brytania, las mieszany	-	-	2.2 - 3.0	4.5	0.20 - 1.00	-
(9) Płn. - Wsch. Francja, las świerkowy	-	10.0	N - 10.2	-	-	8.2
(10) Francja, las świerkowy, znaczny napływ N i S	-	-	8.0	20.1	-	-
(11) Niemcy, okolice Berlina, las sosnowo-dębowy	0.34	24.2	-	-	-	8.2
(12) Płn.-Zach. Niemcy, zlewnia Solling, las świerkowy, znaczny napływ zanieczyszczeń, badania od 1973 do 1991 roku	4.3 - 4.7 pH	86.4 - 48.1	16.7 - 15.0	27.6 - 31.3	-	54.4 - 31.9
(13) Niemcy, różne stanowiska ze świerkiem	0.15 - 0.79	15 - 28	N - 5.5 - 24.3	-	-	-
(14) Niemcy, las iglasty i liściasty, badania 1981 - 1994	0.22 - 0.54	26.9 - 34.0	7.1 - 8.1	8.2 - 9.7	-	10.5 - 23.1
(15) Holandia, różne lasy	-	-	3.8 - 5.8	5.7 - 23.5	-	-
(16) Płd.-Zach. Bułgaria, las z świerkiem i sosną	5.36 pH	28.6	2.2	2.5	-	28.5
(17) Austria, las dębowy	0.023 - 0.139	8.7 - 11.3	2.7 - 6.1	8.7 - 11.3	-	3.3 - 5.6
Polska						
(18) Kampinoski PN, różne lasy	-	12.6	N-10.0	-	0.40	14.3
(19) Mikołajki, różne lasy	-	8.36	N-17.7	-	0.28	13.6
(20) Karkonosze, las świerkowy z bukiem	0.55	9.54	3.71	4.37	1.06	8.34
Rejon Karpat i przedpoła						
(21) Goczałkowice, badania 1973 - 1975	-	-	1.3	11.7	0.23	14.3
(22) Szymbark, badania 1975 - 1978.	-	41.4	2.3	9.8	-	45.0
(23) Karpaty, badania 1977 - 1979 r.	-	43.4	5.7	10.5	0.59	47.4
(24) Dobczyce, badania 1987 - 1989 r.	-	24.0	2.0	8.2	-	19.0
(25) Beski Mały, badania 1987 - 1989 r.	-	26.8	4.4	11.6	-	41.0
(26) Polanka Haller, badania 1984 - 1986 r.	-	44.6	1.4	20.2	0.46	65.8

Tab. 5.1. Cd.

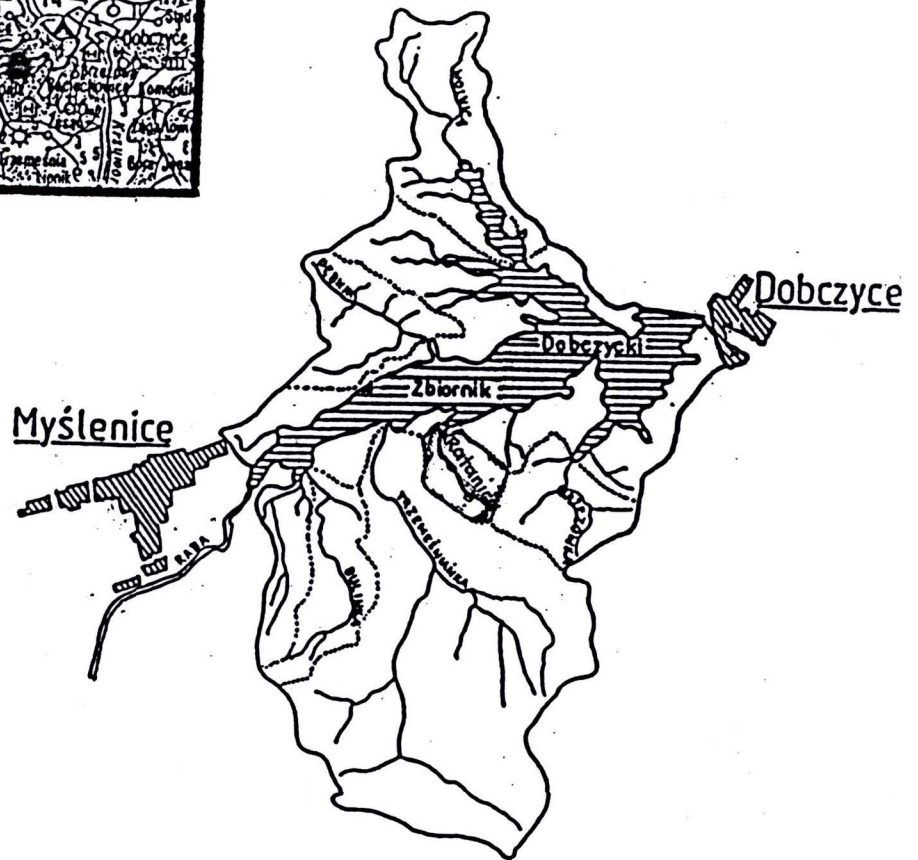
Teren	Na ⁺	K ⁺	Mg ⁺²	Ca ⁺²	Mn ⁺²	Zn ⁺²	Cu ⁺²	Pb ⁺²	Cd ⁺²
	kg ha ⁻¹ rok ⁻¹						g ha ⁻¹ rok ⁻¹		
Ratanica	5.3	8.3	2.4	12.1	0.38	0.42	90.9	46.7	15.2
(1) Europa, bez państw wschodnich, lata 80-te	15 - 81	0.71 - 4.8	0.7 - 9.7	1.2 - 13.3	-	-	-	-	-
(2) Europa, IM, z państwami wschodnimi, lata 90-te	-	-	-	-	-	-	-	-	-
(3) Płd. Szwecja, las bukowy	26.0	4.2	2.4	3.3	0.008	0.14	36.6	-	1.14
(4) Płd. Szwecja, las świerko-sosnowy	0.5 - 13.1	0.4 - 0.8	0.1 - 1.7	0.4 - 1.4	-	-	-	-	-
(5) Płd. Szwecja, las liściasty (grab, dąb, buk)	6.2 - 8.4	2.0 - 6.5	1.8 - 5.3	5.2 - 17.4	-	-	-	-	-
(6) Szwecja, Gardsjon, las świerkowo - sosnowy	40.5	2.9	6.4	3.0	0.01	0.33	9.0	77	3.2
(7) Wsch. Finlandia, las sosnowy	-	1.43	0.2	1.1	0.028	0.057	19	-	-
(8) Wlk. Brytania, las mieszany	10.4 - 34.5	2.3 - 6.5	1.9 - 5.3	5.2 - 17.4	-	-	-	-	-
(9) Płn. - Wsch. Francja, las świerkowy	4.3	1.5	0.9	4.0	-	-	-	-	-
(10) Francja, las świerkowy, znaczny napływ N i S	-	-	-	-	-	-	-	-	-
(11) Niemcy, okolice Berlina, las sosnowo-dębowy	4.1	1.9	1.4	12.7	0.24	-	-	71.6	2.7
(12) Płn.-Zach. Niemcy, zlewnia Solling, las świerkowy, znaczny napływ zanieczyszczeń, badania od 1973 do 1991 roku	-	-	4.3 - 2.5	15.9 - 9.2	0.37*	1.89*	350*	310*	35*
(13) Niemcy, różne stanowiska ze świerkiem	2.1 - 7.2	-	0.6 - 1.8	3.5 - 10.0	-	0.005 - 0.138	27 - 711	11.6 - 28.5	2 - 16
(14) Niemcy, las iglasty i liściasty, badania 1981 - 1994	-	-	-	-	-	-	-	-	-
(15) Holandia, różne lasy	-	-	-	-	-	-	-	-	-
(16) Płd.-Zach. Bułgaria, las z świerkiem i sosną	17.4	9.0	2.5	23.5	-	-	-	-	-
(17) Austria, las dębowy	1.0 - 2.0	0.9 - 1.6	0.6 - 1.0	4 - 14	-	-	-	-	-
Polska									
(18) Kampinoski PN, różne lasy	3.4	4.6	1.7	15.1	0.100	-	-	-	-
(19) Mikołajki, różne lasy	7.4	3.6	1.2	7.7	0.090	-	-	-	-
(20) Karkonosze, las świerkowy z bukiem	3.7	2.1	1.1	9.5	-	0.30	40.0	38.0	5.3
Rejon Karpat i przedpola									
(21) Goczałkowice, badania 1973 - 1975	3.4	3.4	11.5	24.1	-	-	-	-	-
(22) Szymbark, badania 1975 - 1978.	5.2	4.3	3.8	26.6	-	-	-	-	-
(23) Karpaty, badania 1977 - 1979 r.	8.8	11.2	3.7	40.0	-	-	-	-	-
(24) Dobczyce, badania 1987 - 1989 r.	1.8	2.6	1.8	11.0	-	-	-	-	-
(25) Beski Mały, badania 1987 - 1989 r.	5.1	6.1	3.5	22.5	-	-	-	-	-
(26) Polanka Haller, badania 1984 - 1986 r.	7.3	5.2	3.3	61.5	-	-	-	-	-

(1) Hornung i in. 1992, (2) Kleemola i Forsius 1996, (3) Berkvist i Folkenson 1992, (4) Logren i Kvarnas 1995, (6) Berkvist 1987, (7) Helmisaari 1995, (8) Ahmad-Shah i Rieley 1989, (9) Probst i in. 1992, (10) Bonneau i Nys 1993, (11) Marschner i in. 1991, (12) Manderscheid i in. 1995, (12*) Henrichs i Mayer 1980, (13) Hantschel i in. 1990, (14) Meesenburg i in. 1995, (15) Erisman 1993, (16) Ignatova 1995, (17) Berger i Glatzel 1994, (18,19) Zimka 1989, (20) Zimka i Stachurski 1996 (21) Kasza 1979, (22) Welc 1985, (23) Pawlik-Dobrowolski 1983, (24, 25) Turzański 1991, (26) Drużkowski i Szczepanowicz 1988

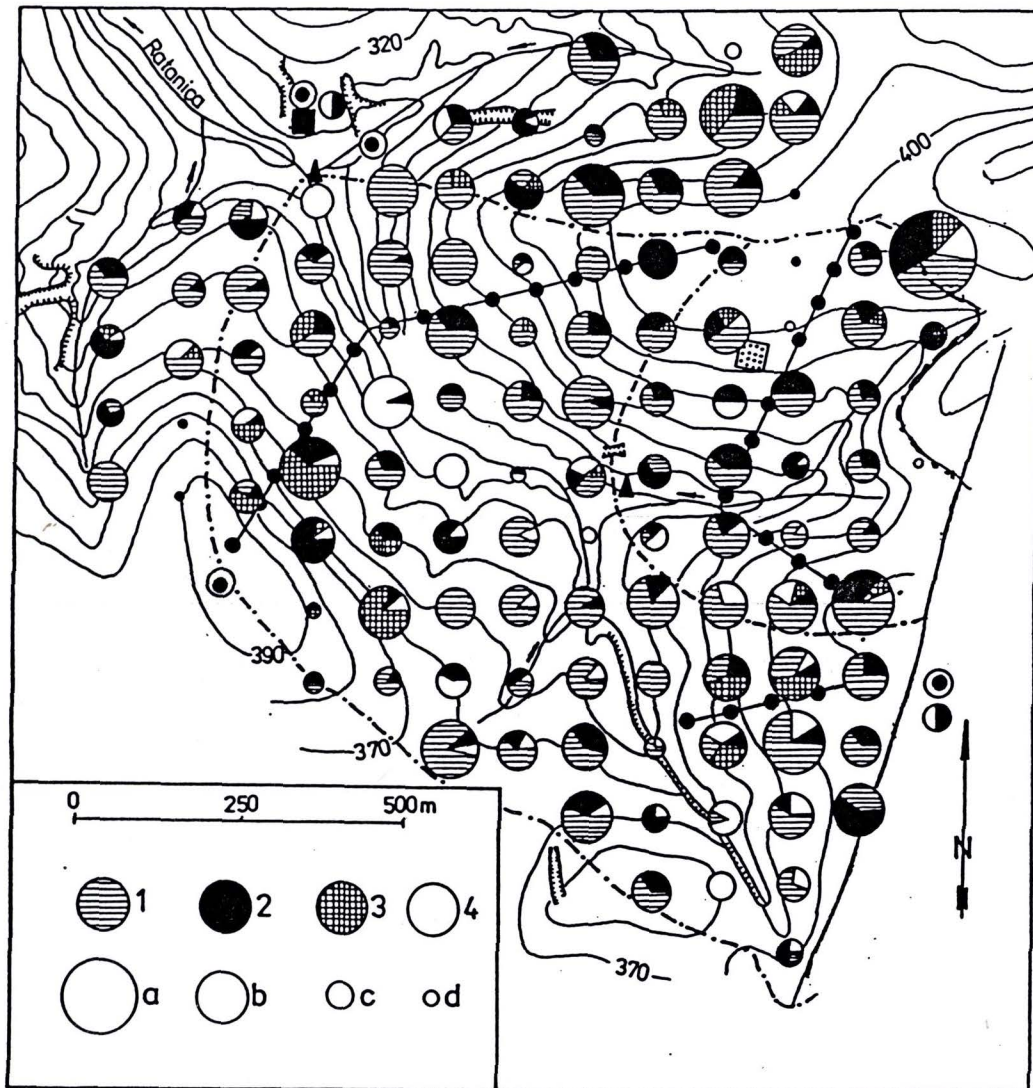
Tab. 5.2. Ilość pierwiastków w opadzie ściółki w różnych lasach

Teren	N	P	S	Ca	Mg	Na	K	Mn	Zn	Cu	Pb	Cd
	kg ha ⁻¹ rok ⁻¹									g ha ⁻¹ rok ⁻¹		
Ratanica	31.8	1.68	3.6	34.4	2.8	0.21	9.5	4.6	0.23	21	38	3.63
(1) Finlandia, przegląd lasów	5 - 10	0.49 - 0.98	-	3.9 - 11.2	0.7 - 3.0	0.02 - 0.43	-	-	0.05 - 0.11	30 - 70	2 - 7	<1
(2) Szwecja, mieszany las iglasty	-	-	-	29.0	2.0	-	6.1	5.3	0.21	17	-	0.70
(3) Szwecja, las bukowy	49.6	5.1	4.9	46.6	4.7	1.17	13.1	8.9	0.14	20	-	0.50
(4) USA, przegląd lasów	7 - 80	0.6 - 6.2	0.9 - 6	5.4 - 45.0	0.7 - 6.7	-	1.3 - 18.6	-	-	-	-	-
(5) Polska, lasy iglaste liściaste	13.9 86.3	1.2 4.0	- -	- -	1.2 11.7	- -	2.9 10.7	- -	- -	- -	- -	- -

(1) Bergstrom i in. 1995, (2) Berkvist 1987, (3) Berkvist i Folkenson 1992, (4) Henrichs i Mayer 1980, (5) Johnson i Lindberg 1991, (6) Zimka 1989

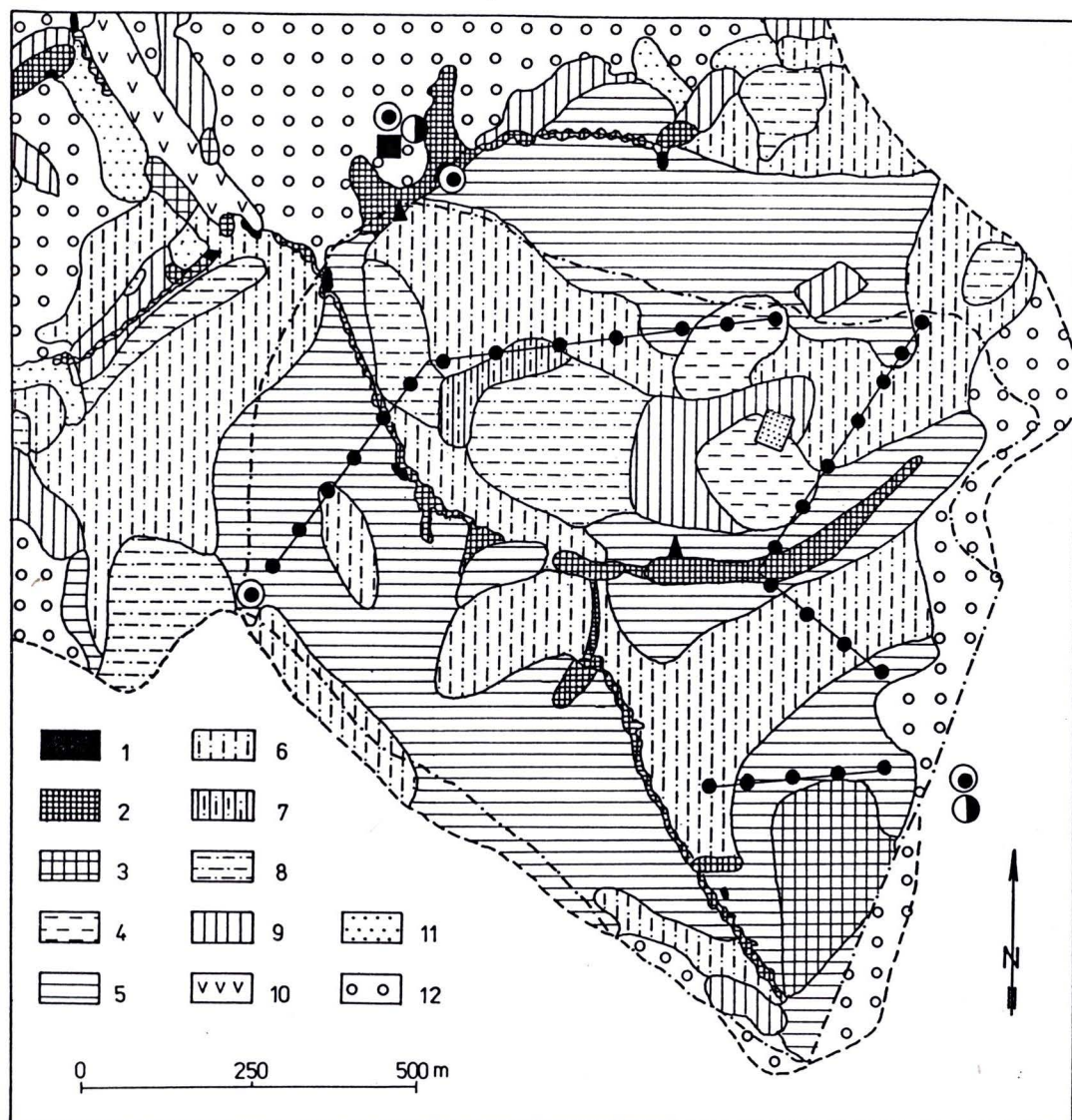


Rys. 2.1. Położenie zlewni potoku Ratanica



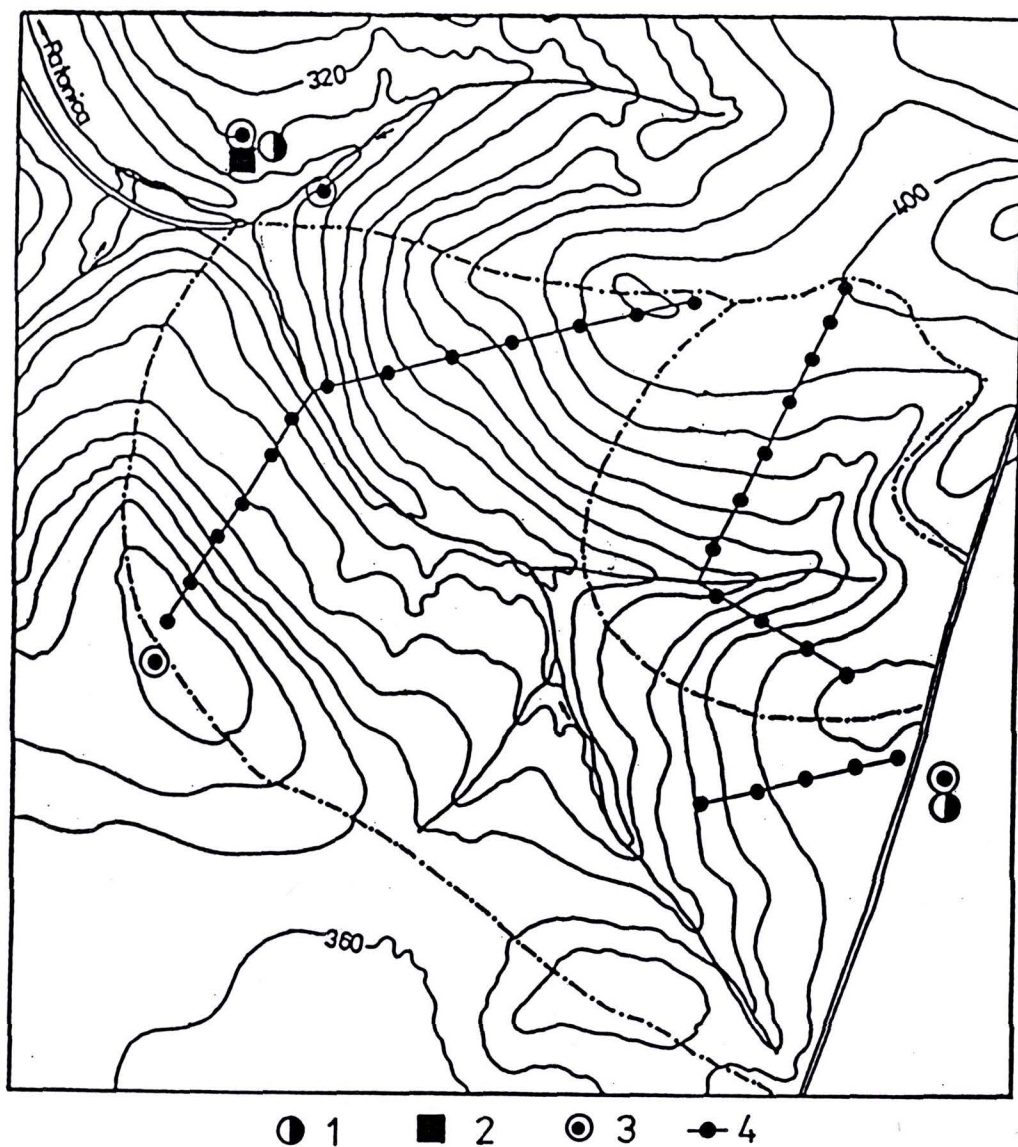
Rys. 2.2. Skład gatunkowy drzewostanów w zlewni Ratanicy.

1 - *Pinus sylvestris*, 2 - *Fagus sylvatica*, 3 - *Larix decidua*, 4 - inne gatunki; suma przekroju pierśnicowego: a - $62 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-2}$, b - $40 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-2}$, c - $20 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-2}$, d - $4 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-2}$ (Róžański i in. 1993)

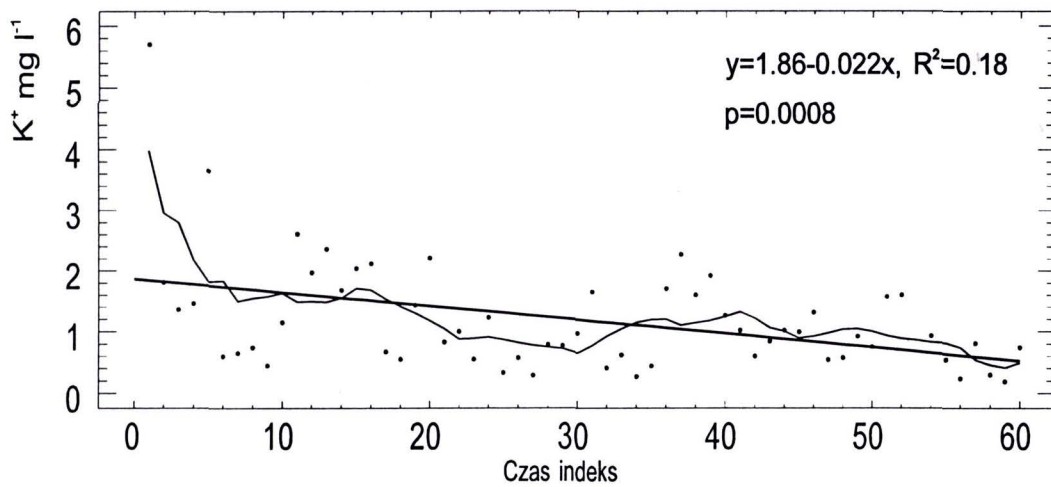
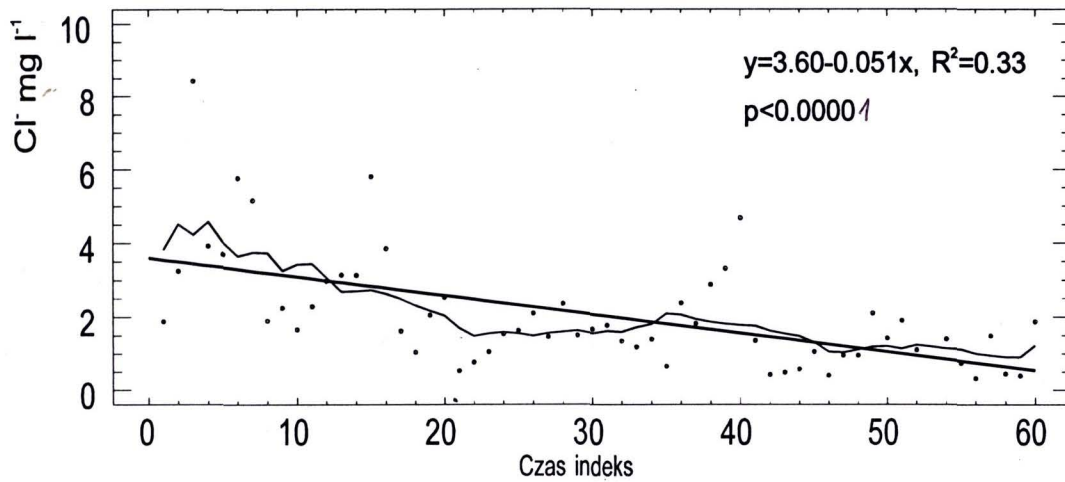
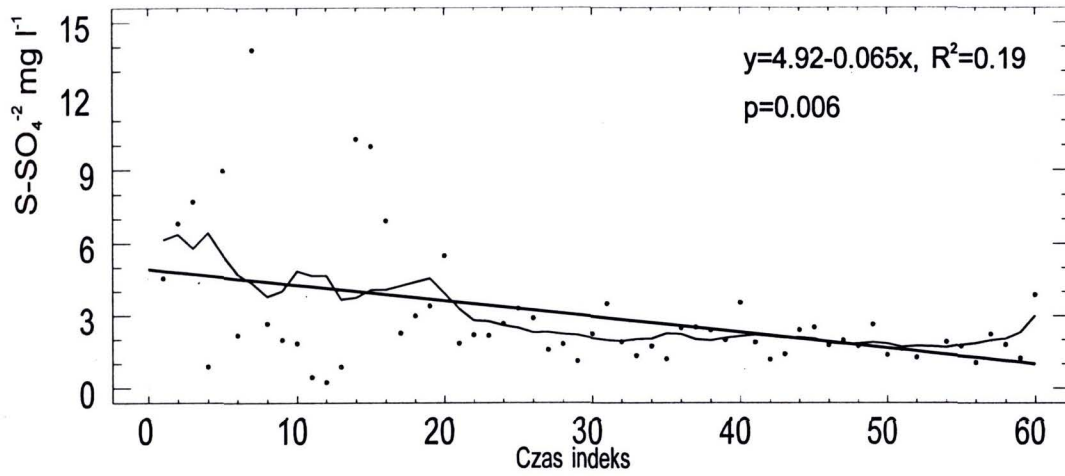


Rys. 2.3. Zbiorowiska roślinne doliny Ratanicy.

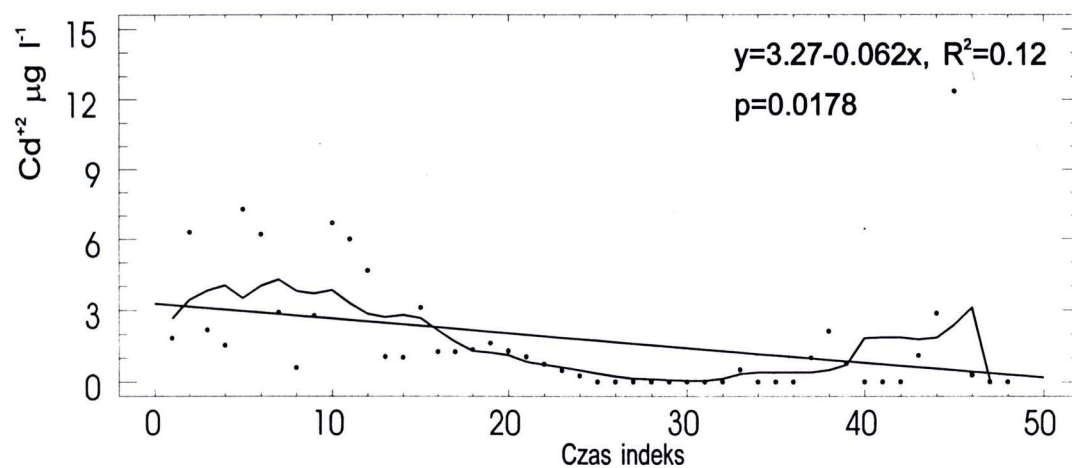
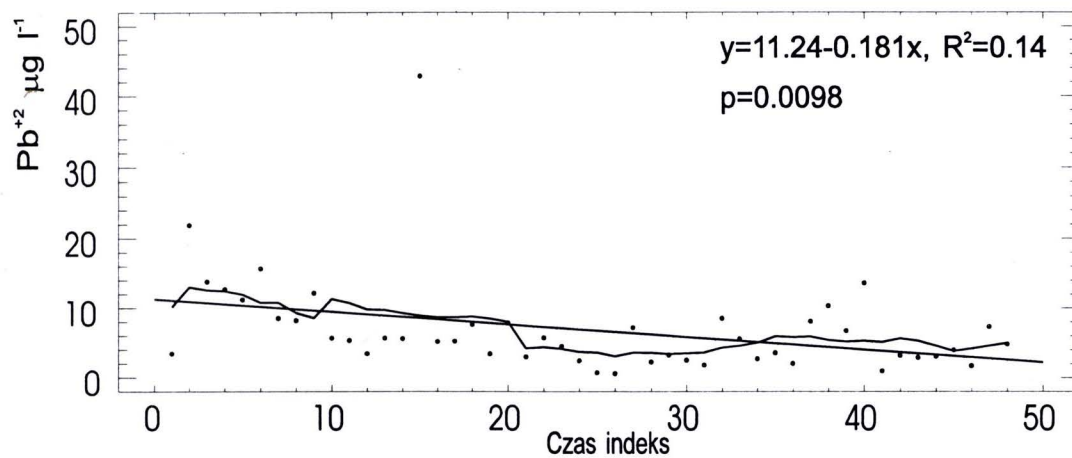
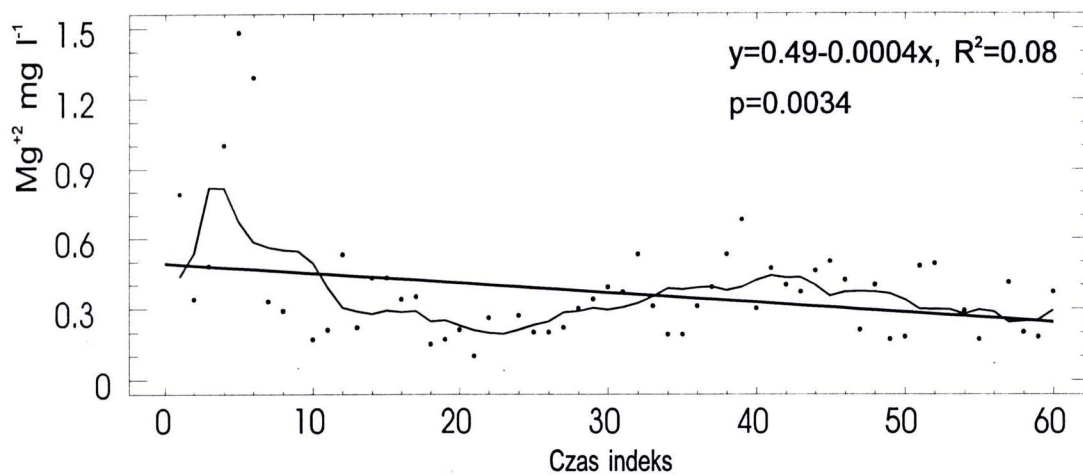
1 - *Alno-Padion*, 2 - *Fagus sylvatica-Hedera helix*, 3 - *Tilio-Carpinetum* (fragm.), 4 - *Luzulo nemorosae-Fagetum*, 5 - *Pino-Quercetum rubetosum* var. *Fagus sylvatica*, 6 - *Pino-Quercetum rubetosum* var. *typicum*, 7 - płyty przejściowe między *P.-Q. rubetosum* var. *typicum* i *P.-Q. typicum*, 8 - *Pino-Quercetum typicum*, 9 - *Pino-Quercetum s.l.*, 10 - *Molinietalia*, 11 - *Arrhenatheretalia*, 12 - *Secali-Violetalia*, (Róžański i in. 1993)



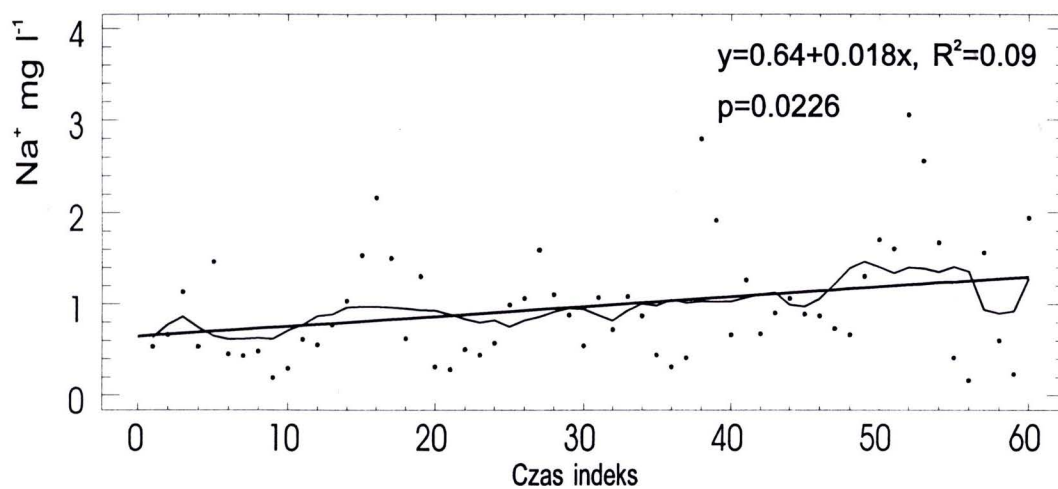
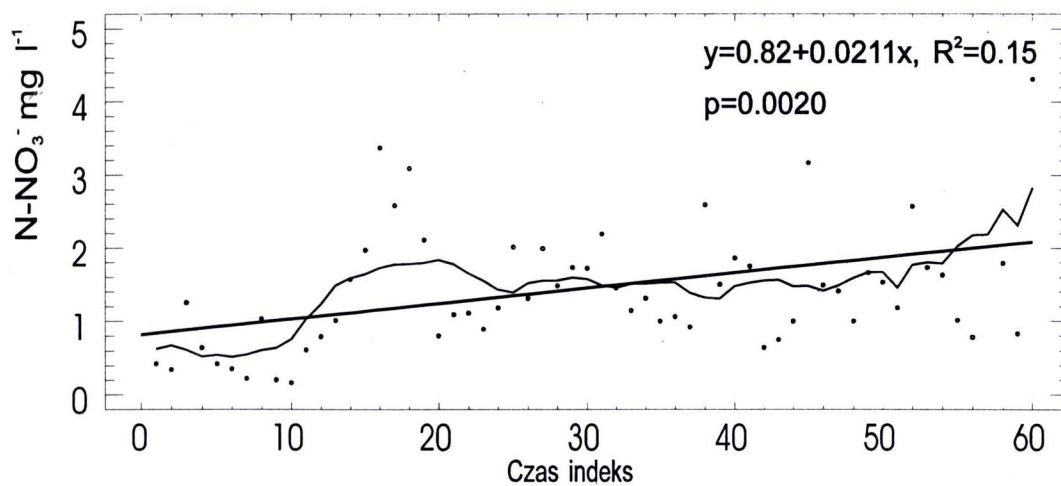
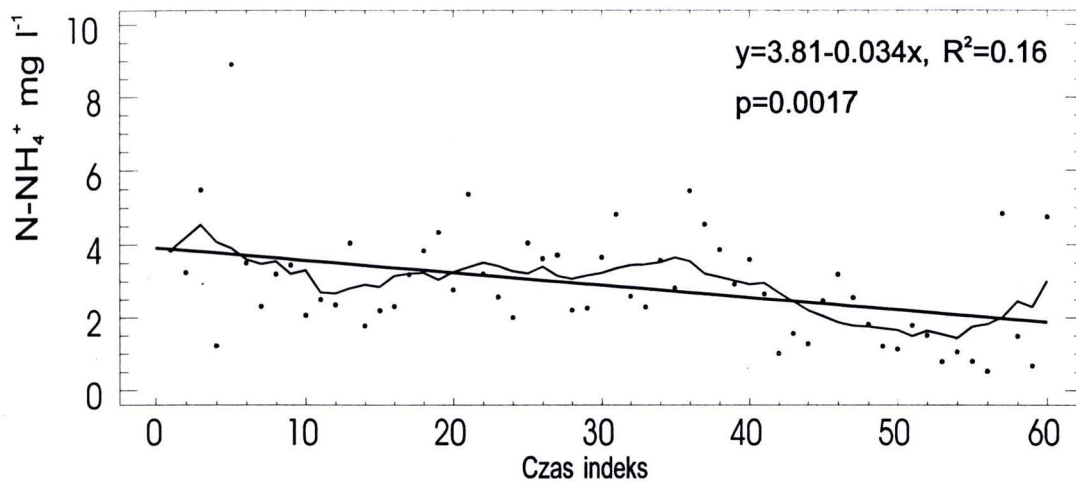
Rys. 3.1. Rozmieszczenie punktów pomiarowych w zlewni Ratanicy. 1 - stacja meteorologiczna, 2 - analizatory stężeń SO₂, NO₂ i pyłu zawieszonego, 3 - łapacze opadu bezpośredniego, 4 - łapacze opadu podkoronowego i opadu ściółki



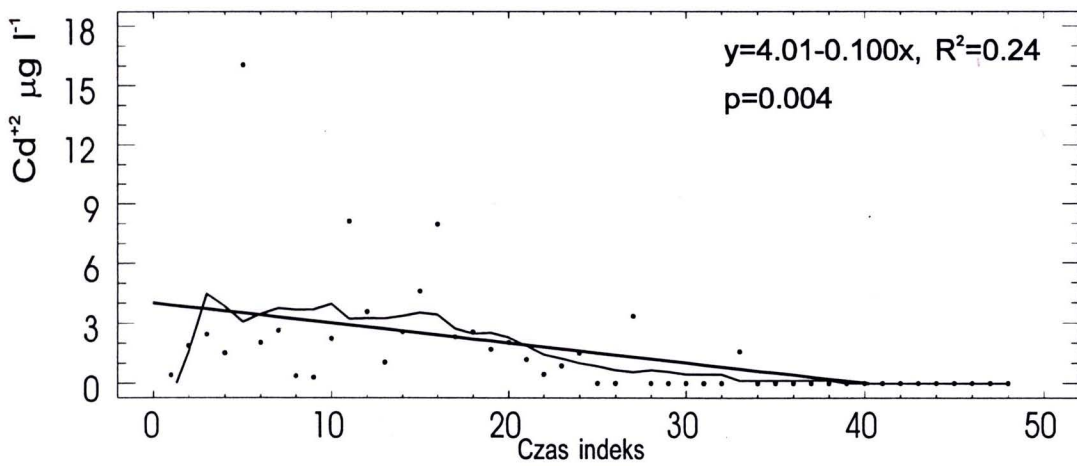
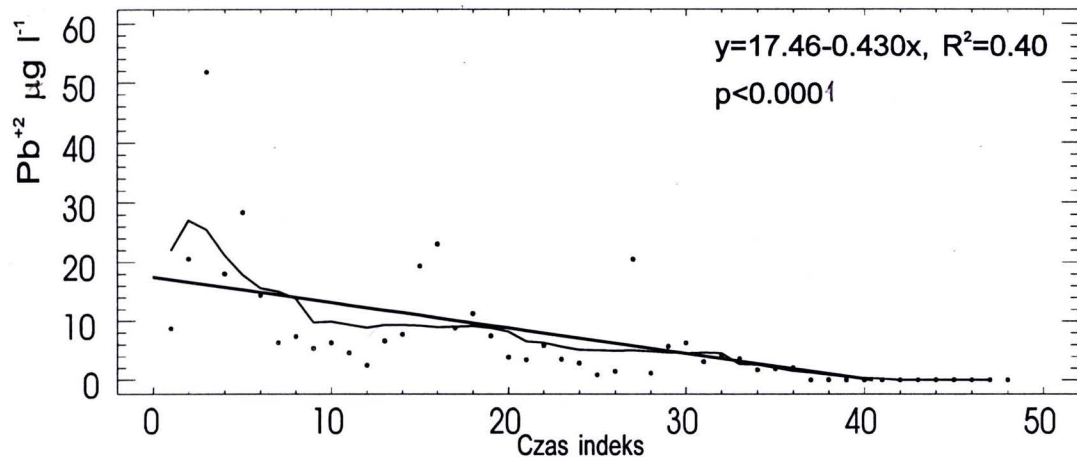
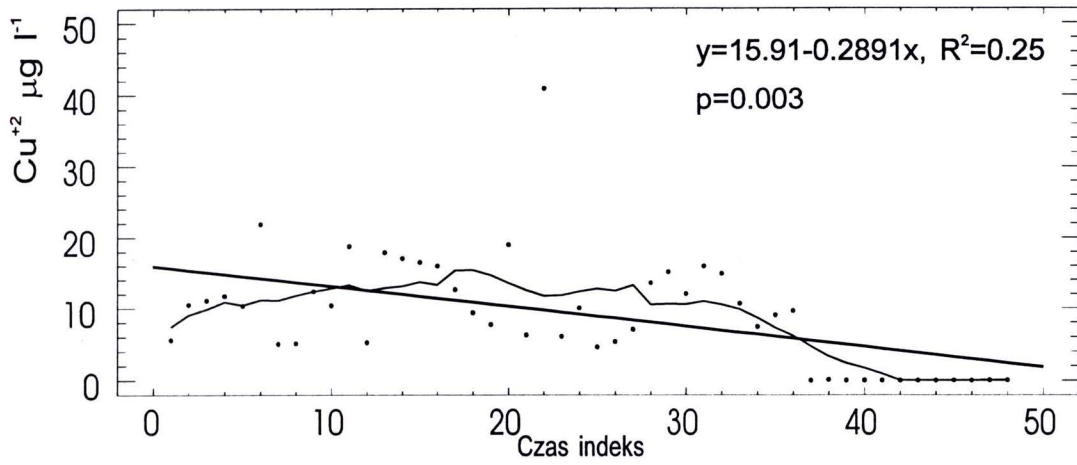
Rys. 4.1. Zmienność stężeń jonów w opadzie bezpośrednim w okresie od listopada 1991 do października 1995. Na rysunku podano równanie regresji linii kierunku zmiany stężeń jonów



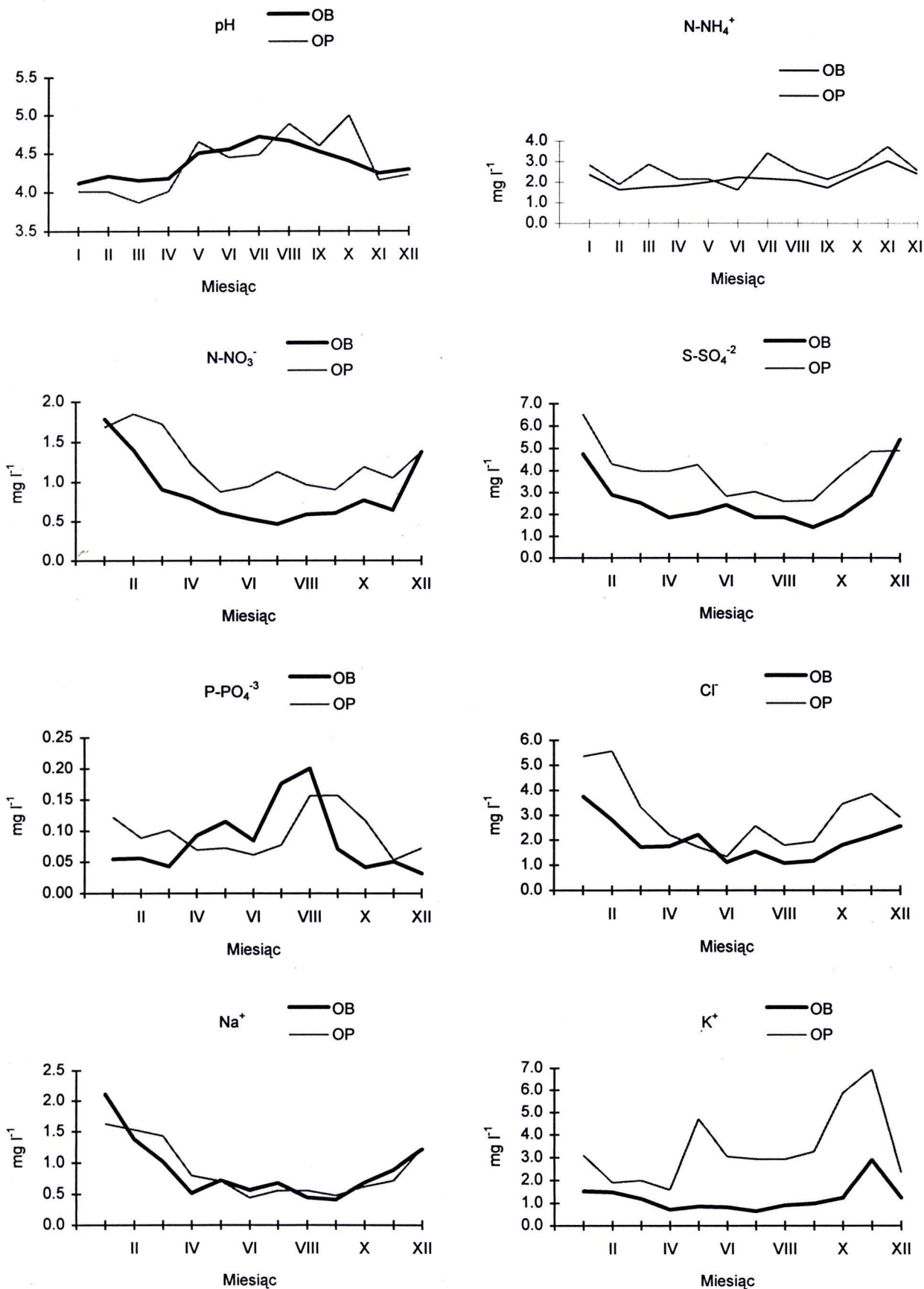
Rys. 4.1. Cd.



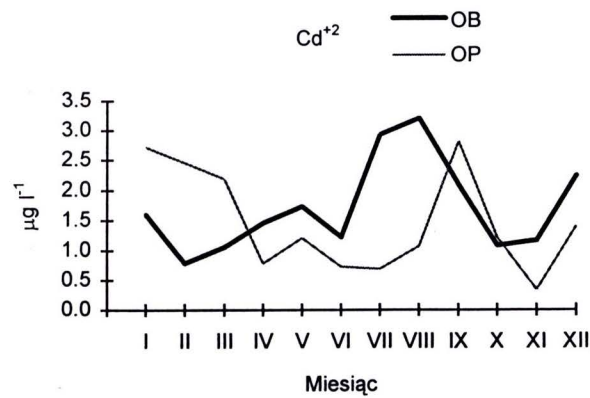
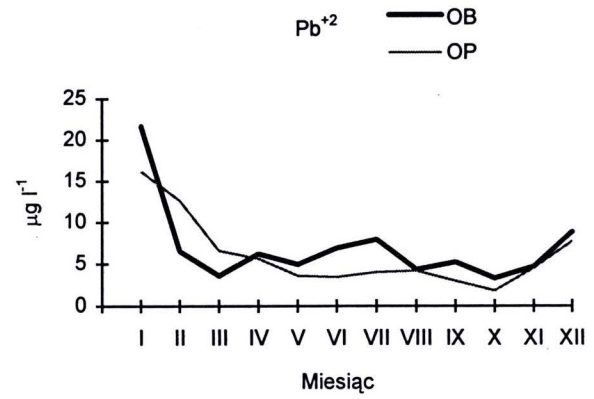
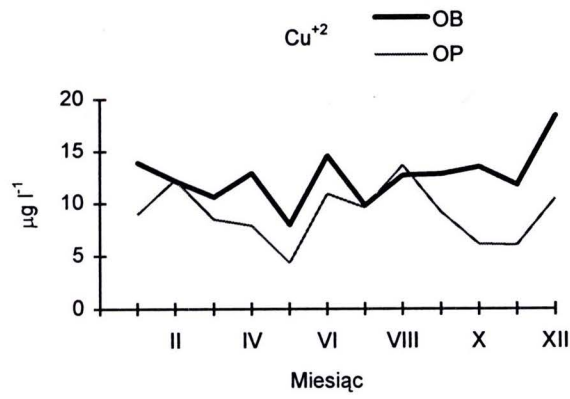
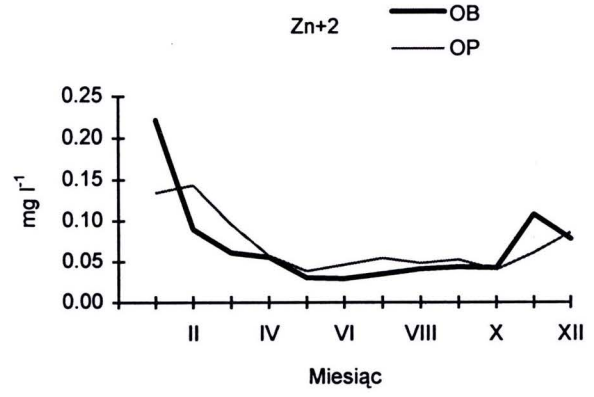
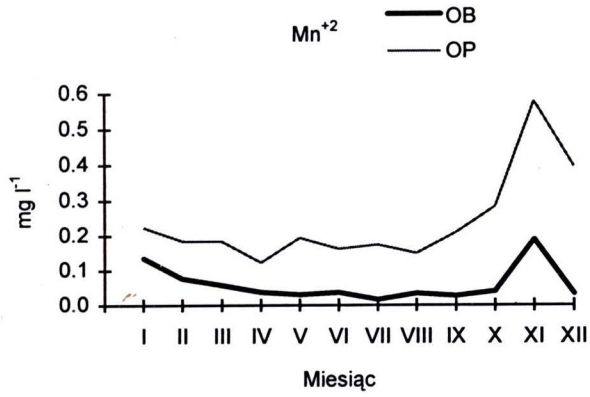
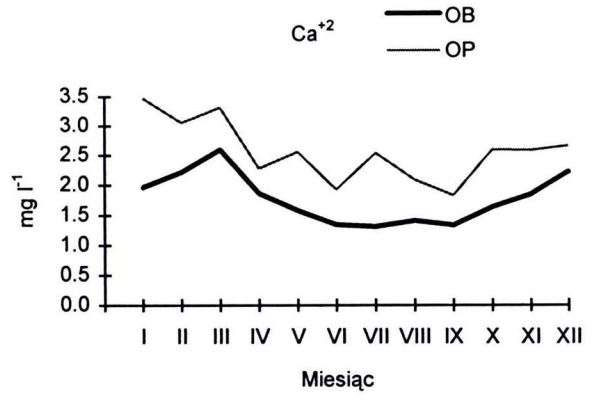
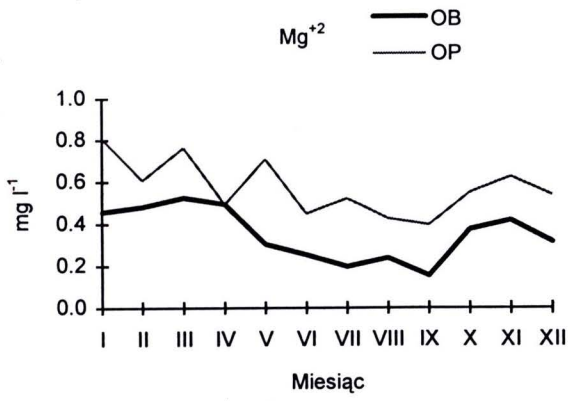
Rys. 4.2. Zmienność stężeń jonów w opadzie podkoronowym w okresie od listopada 1991 do października 1995. Na rysunku podano równanie regresji linii kierunku zmian stężeń jonów



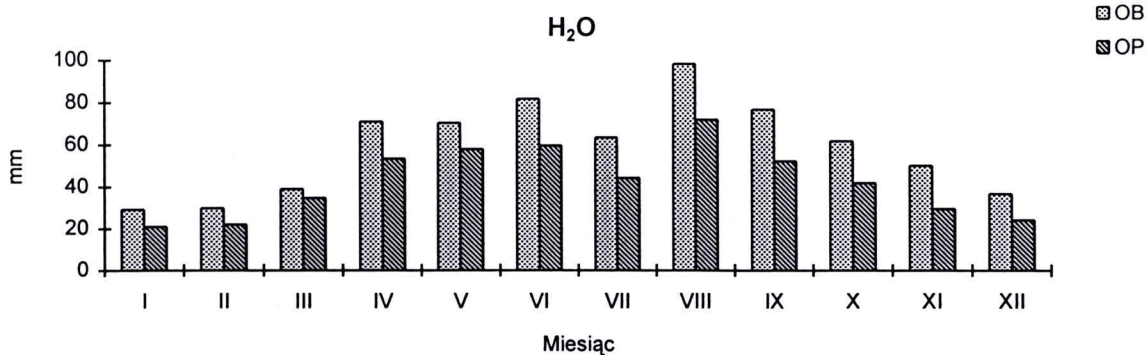
Rys. 4.2: Cd.



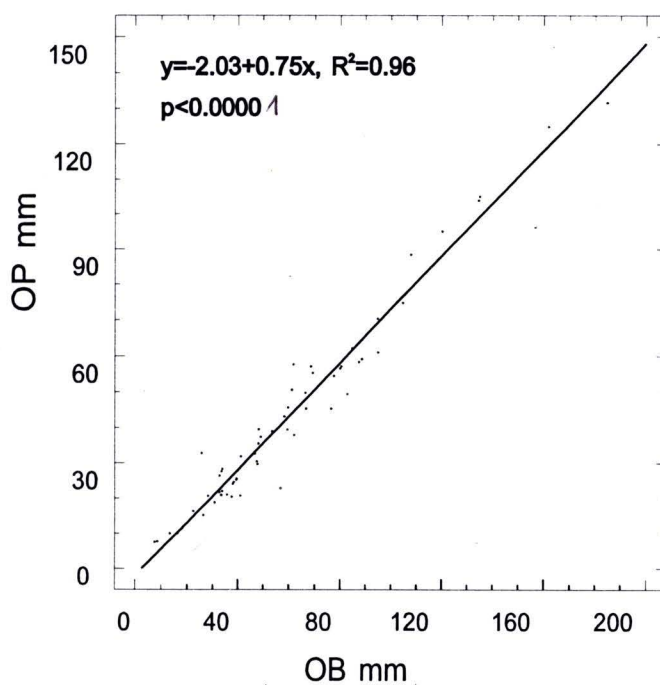
Rys. 4.3. Miesięczne średnie stężenia jonów w opadzie bezpośrednim (OB) i opadzie podkoronowym (OP) w lasach zlewni Ratanicy w latach 1991 - 1995



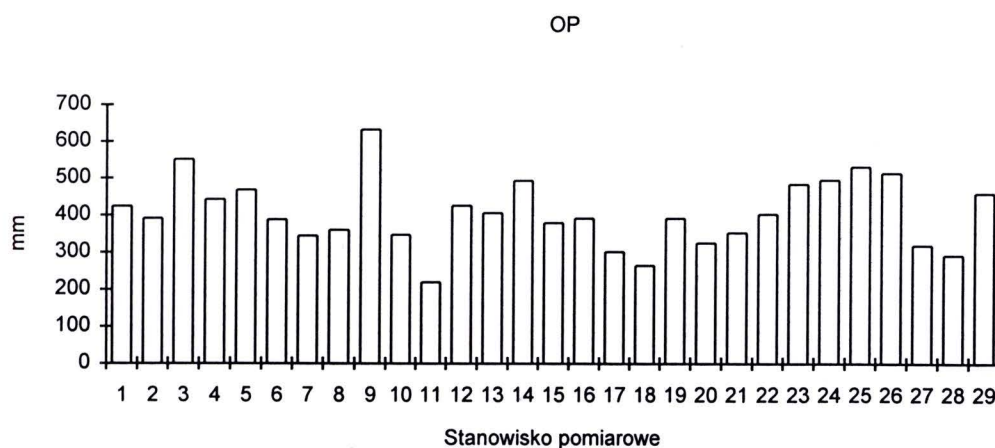
Rys. 4.3. Cd.



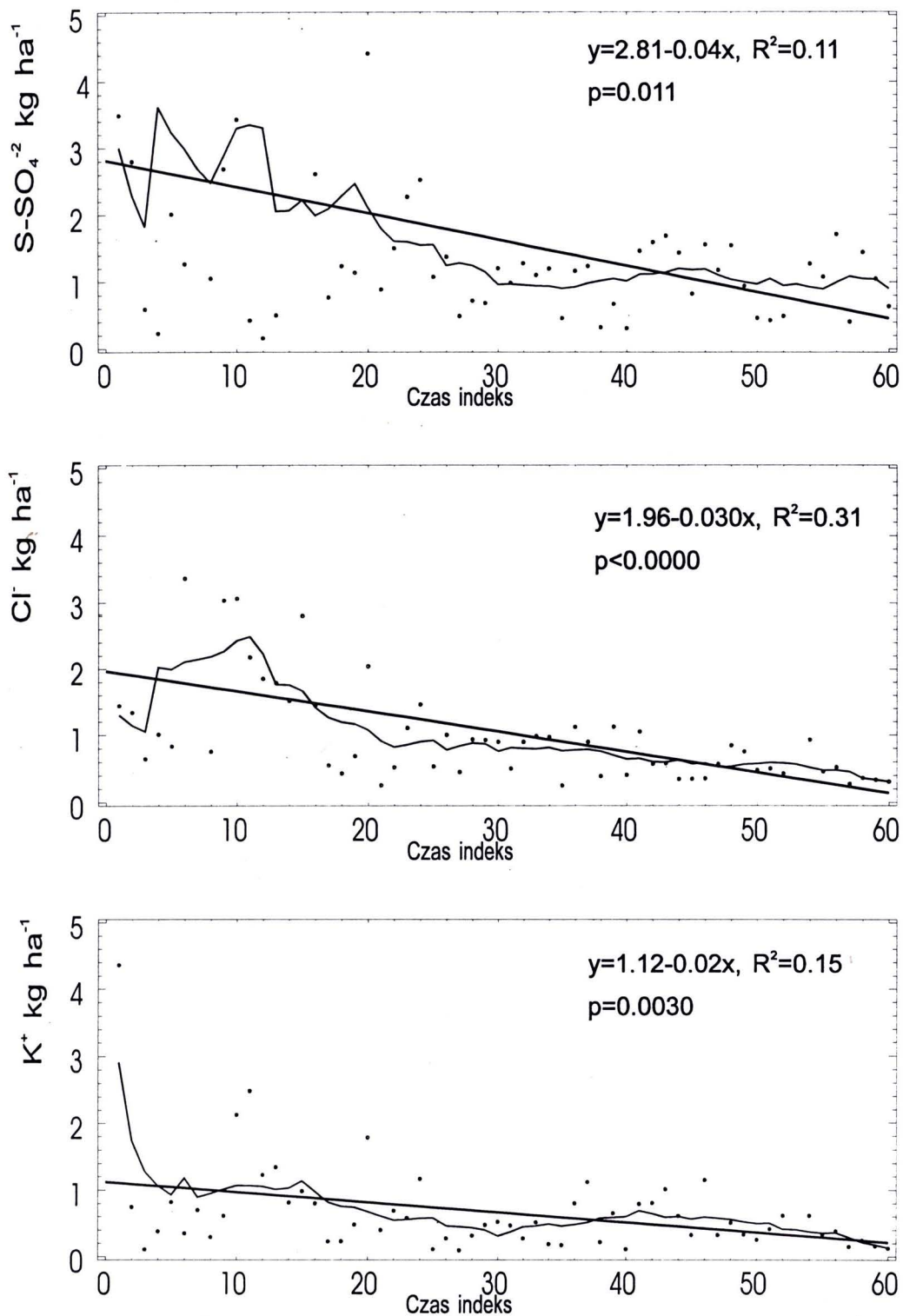
Rys. 4.4. Średnia miesięczna ilość wody w opadzie bezpośrednim (OB) i opadzie podkoronowym (OP) w lesie zlewni Ratanicy w latach 1991 - 1995



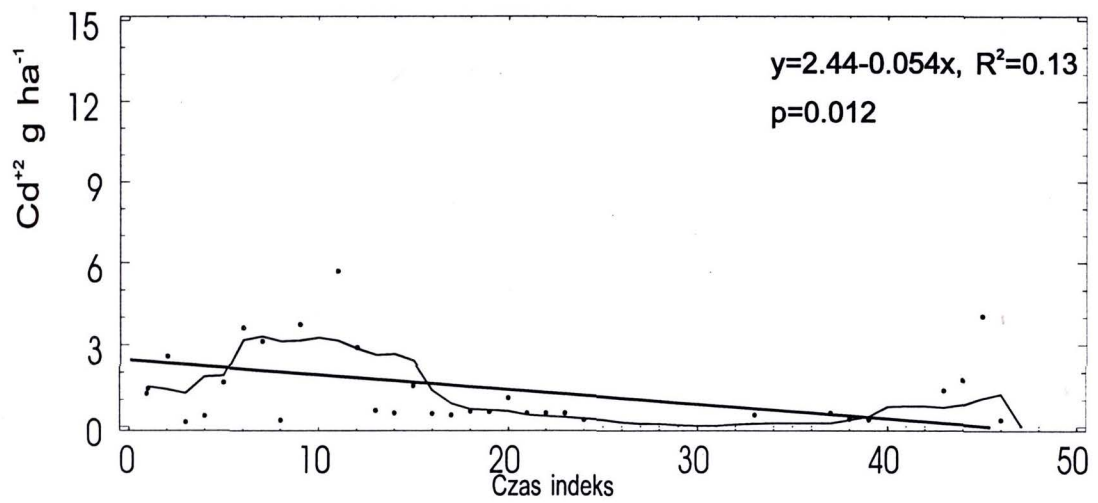
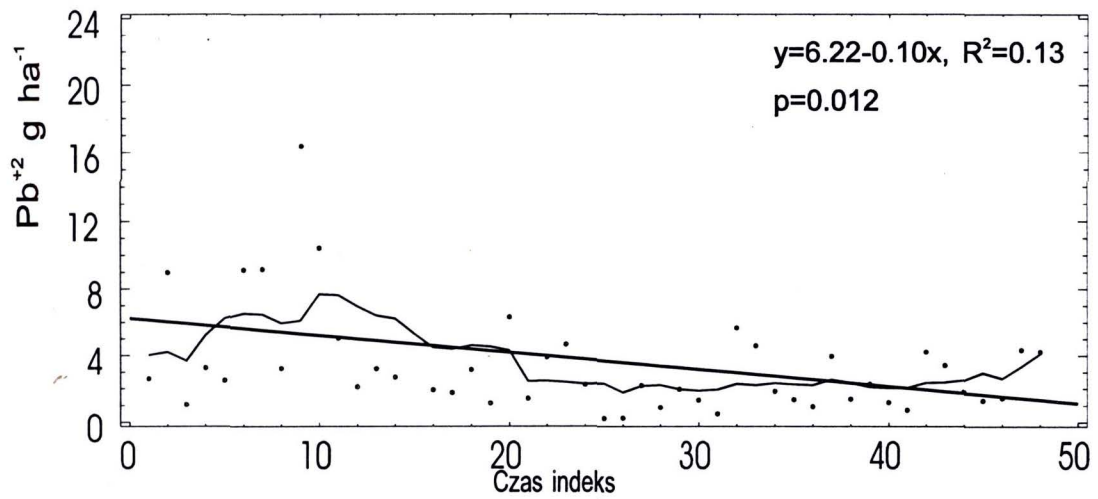
Rys. 4.5. Zależność ilości wody w opadzie podkoronowym (OP) od ilości wody w opadzie bezpośrednim (OB)



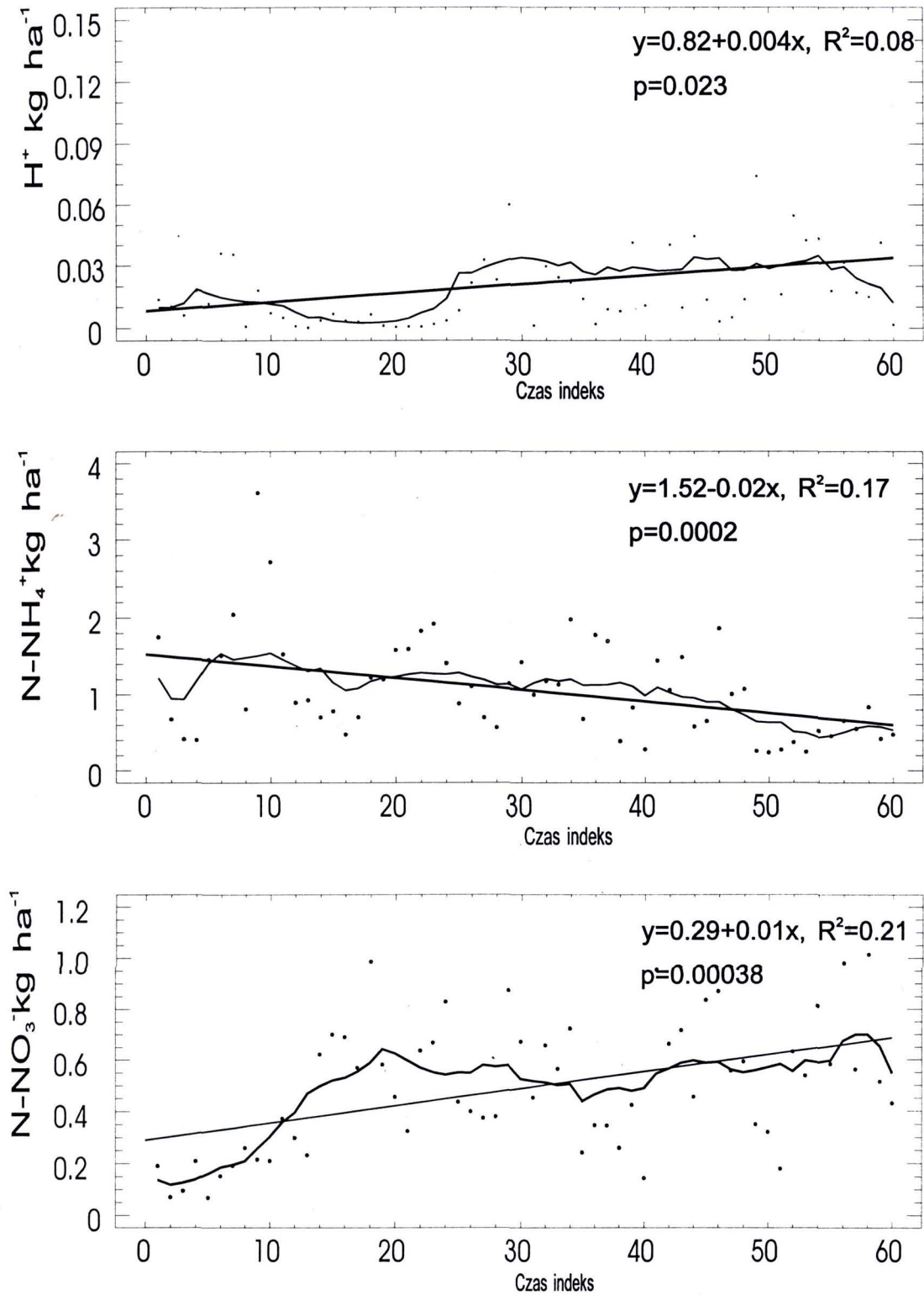
Rys. 4.6. Zróżnicowanie ilości wody dopływającej do gleby z opadem podkoronowym na terenie zlewni Ratanicy



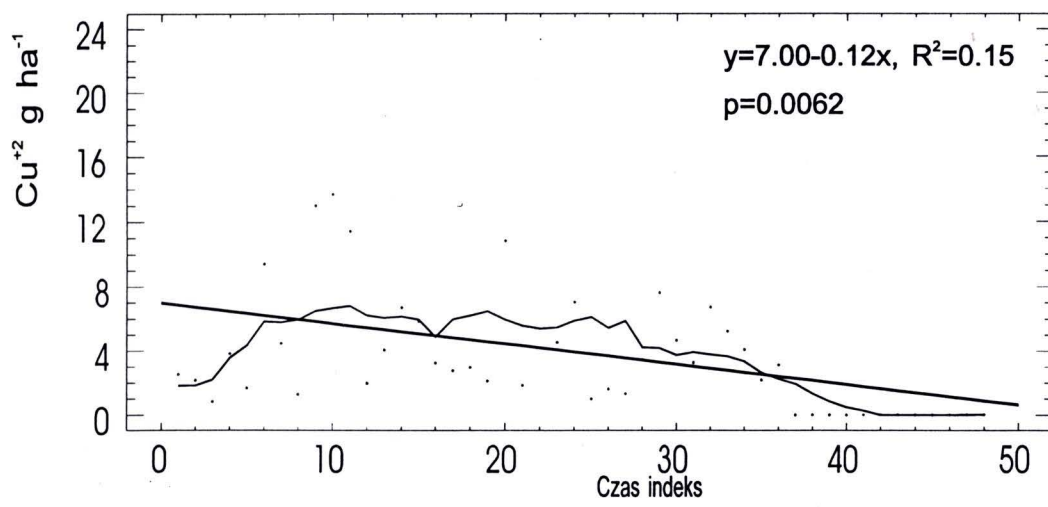
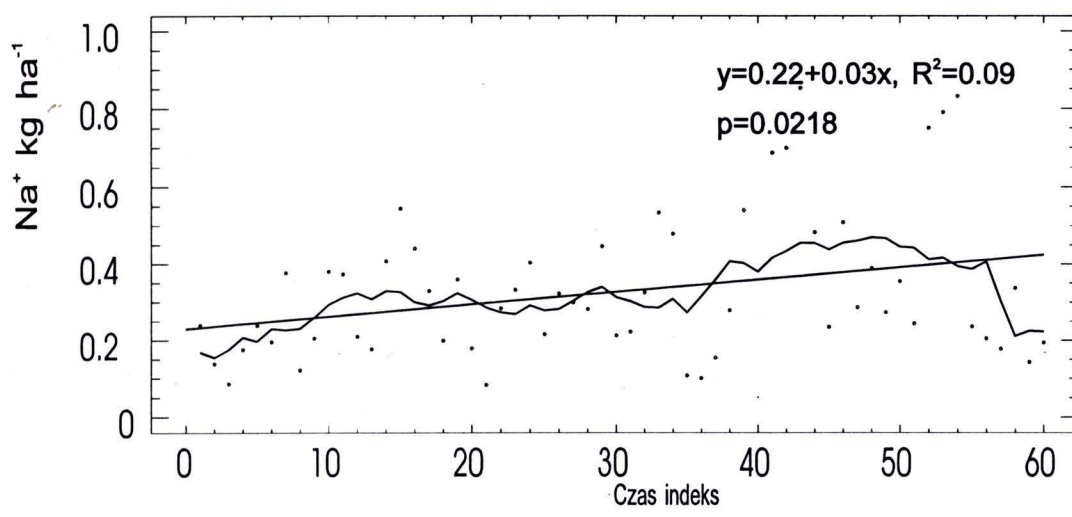
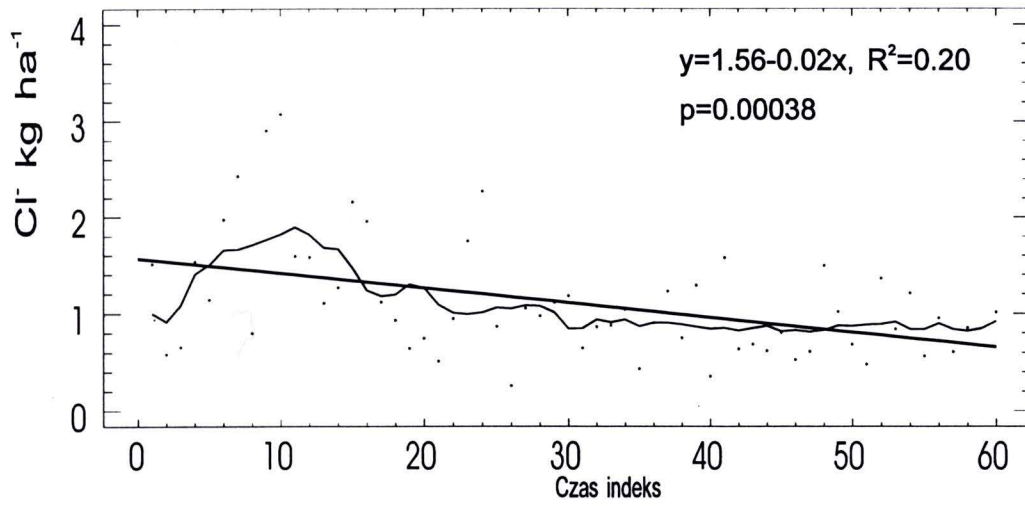
Rys. 4.7. Zmienność dopływu jonów z opadem bezpośrednim do lasu zlewni Ratanicy w okresie od listopada 1991 do października 1995. Na rysunku podano równanie regresji linii kierunku zmian wielkości dopływu jonów



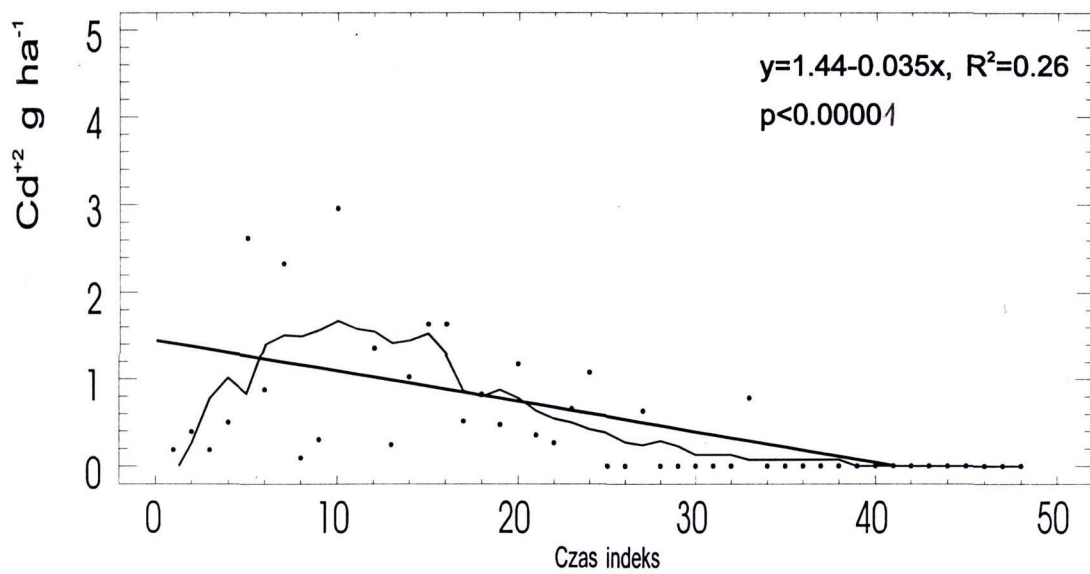
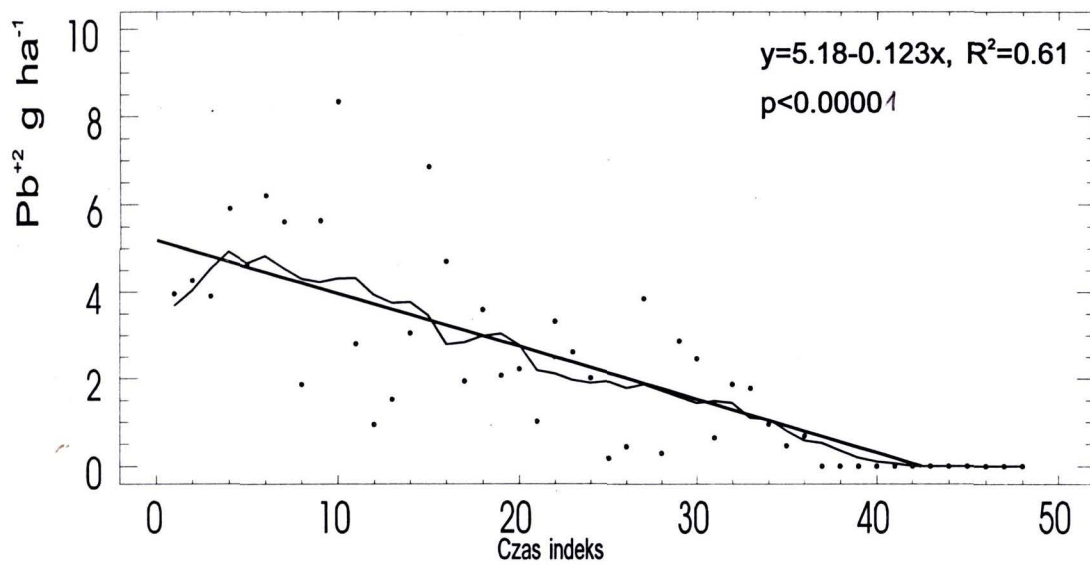
Rys. 4.7. Cd.



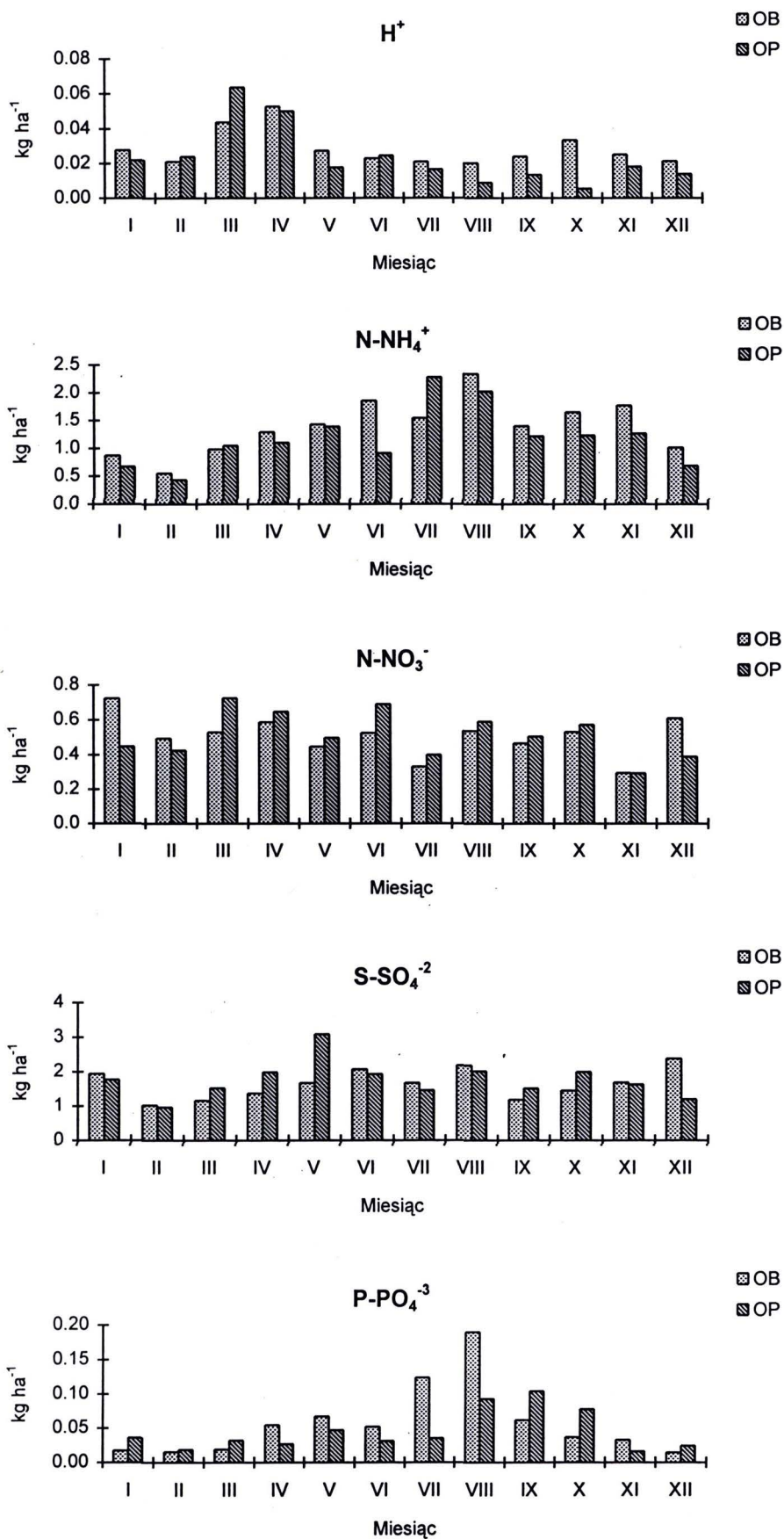
Rys. 4.8. Zmienność dopływu jonów z opadem podkoronowym w zlewni Ratanicy w okresie od listopada 1991 do października 1995. Na rysunku podano równanie regresji linii kierunku zmian dopływu jonów



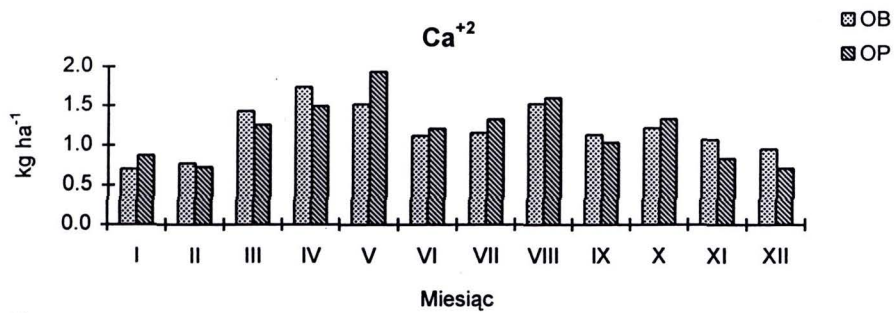
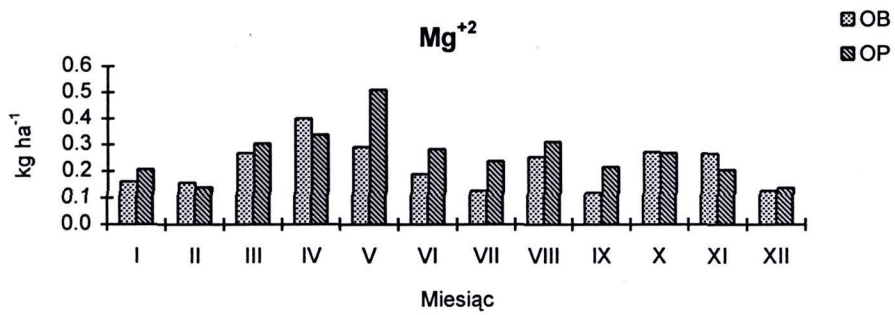
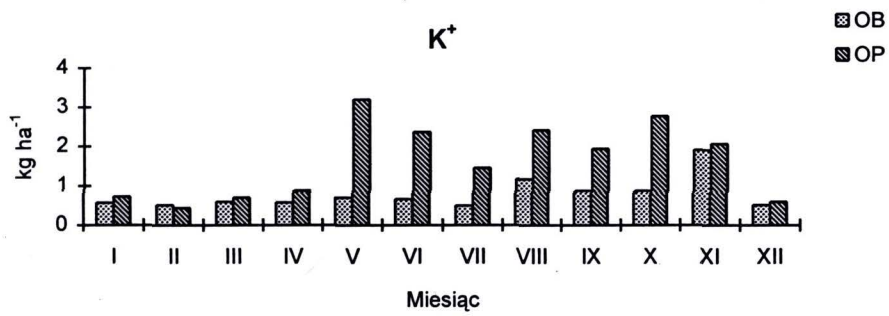
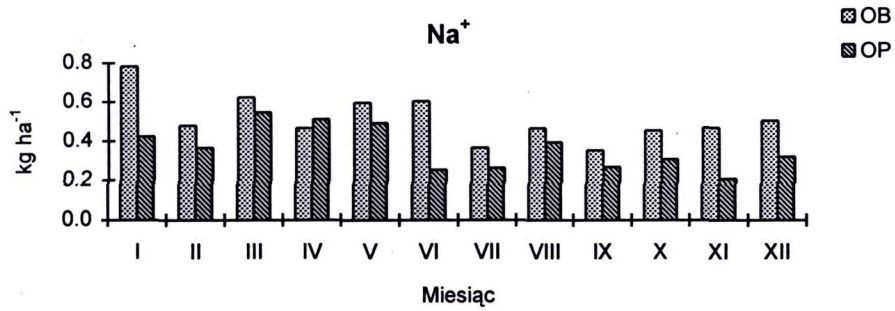
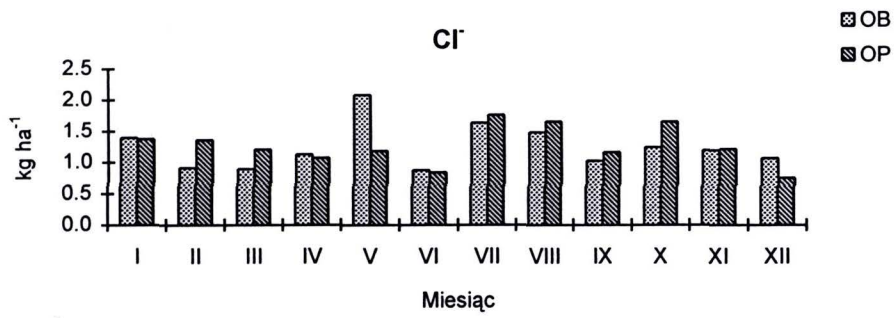
Rys. 4.8. Cd.



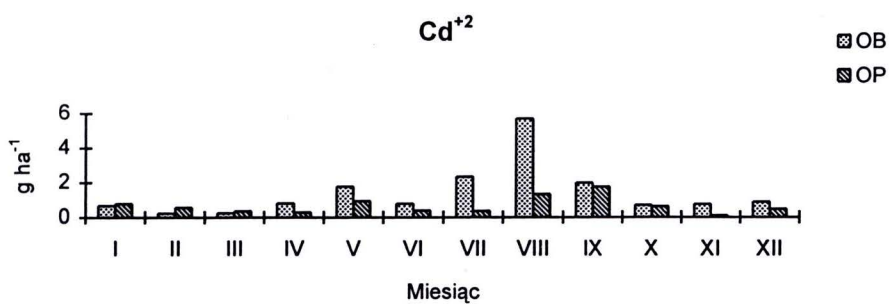
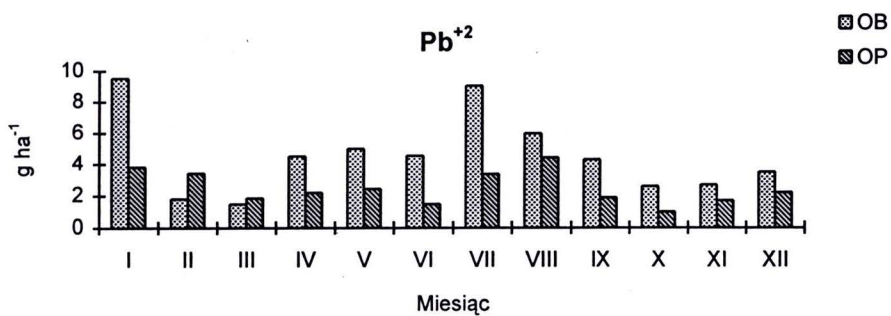
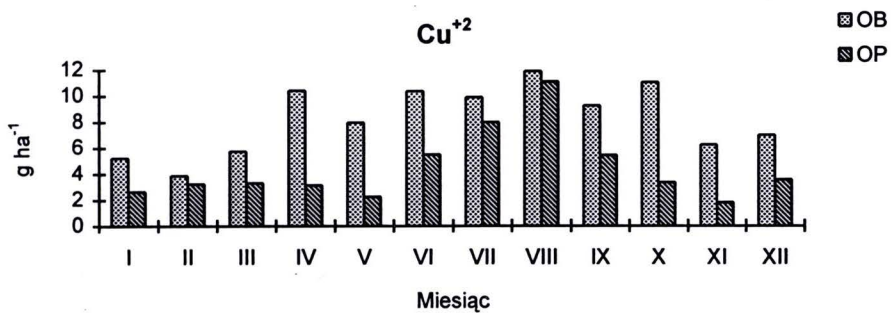
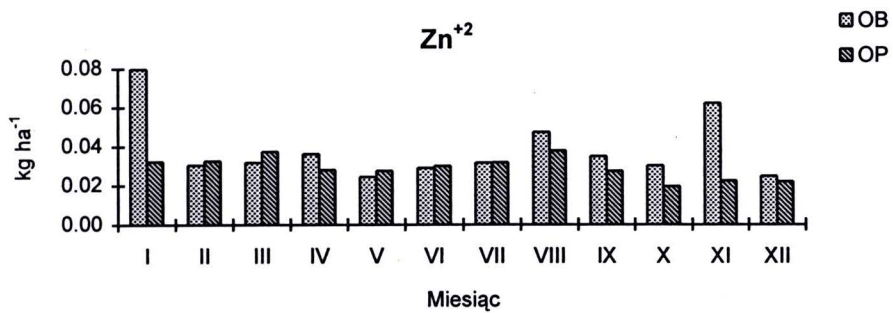
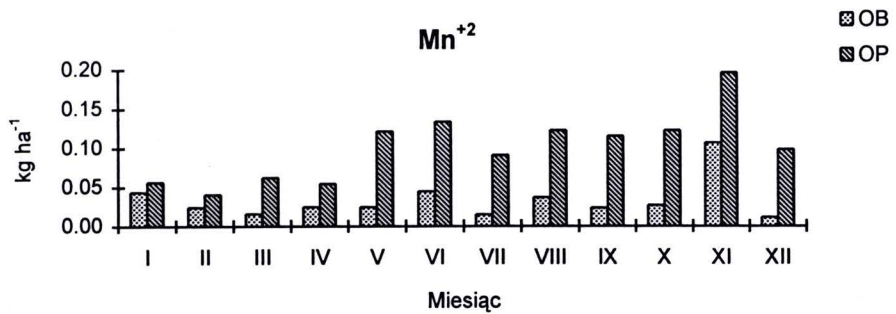
Rys. 4.8. Cd.



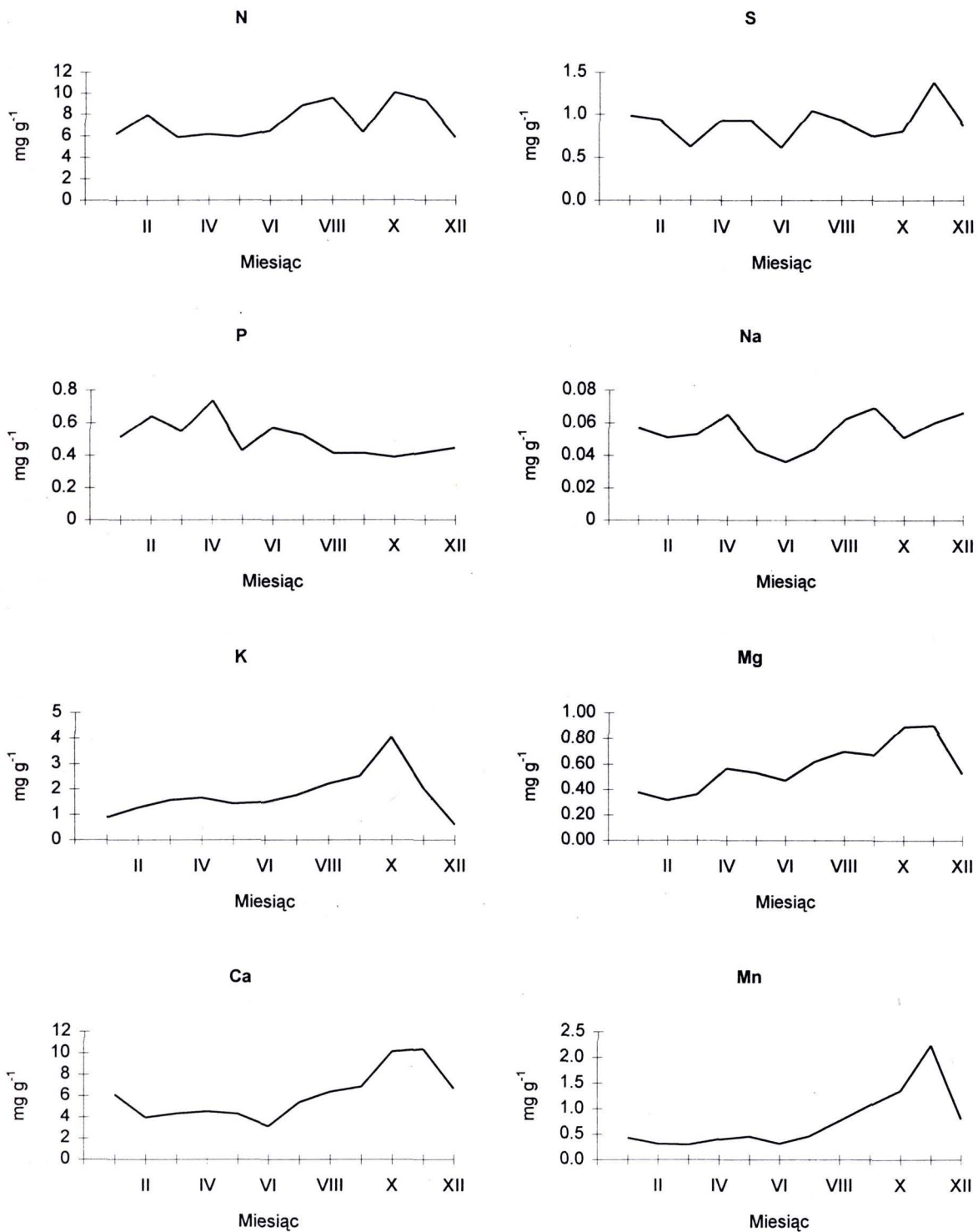
Rys. 4.9. Średni miesięczny dopływ pierwiastków w formie jonowej z wodami opadu bezpośredniego (OB) i opadu podkoronowego (OP) w zlewni Ratanicy



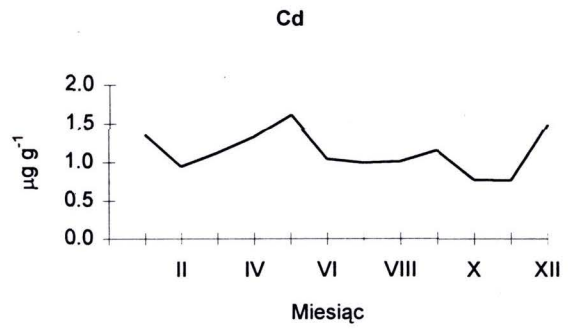
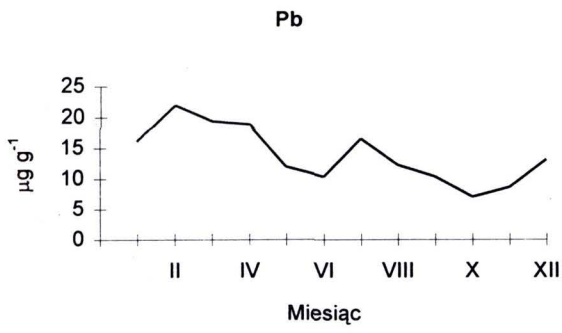
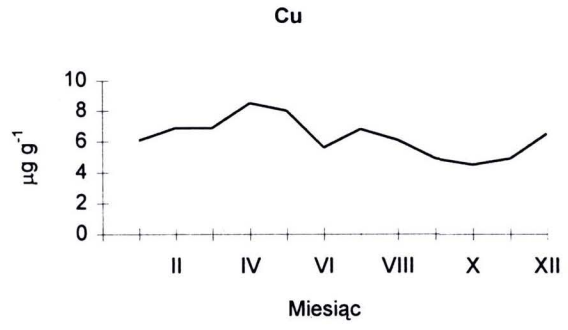
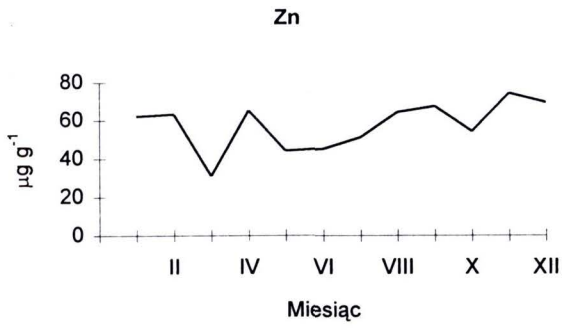
Rys. 4.9. Cd.



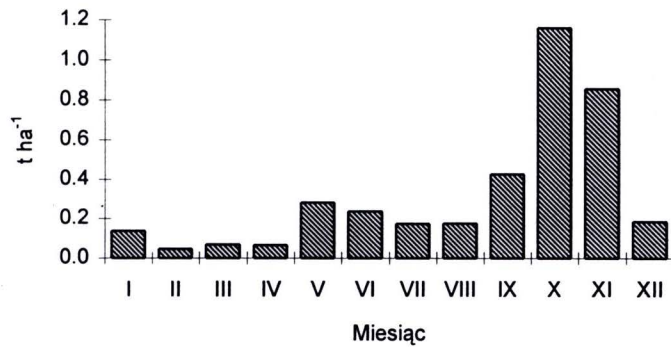
Rys. 4.9. Cd.



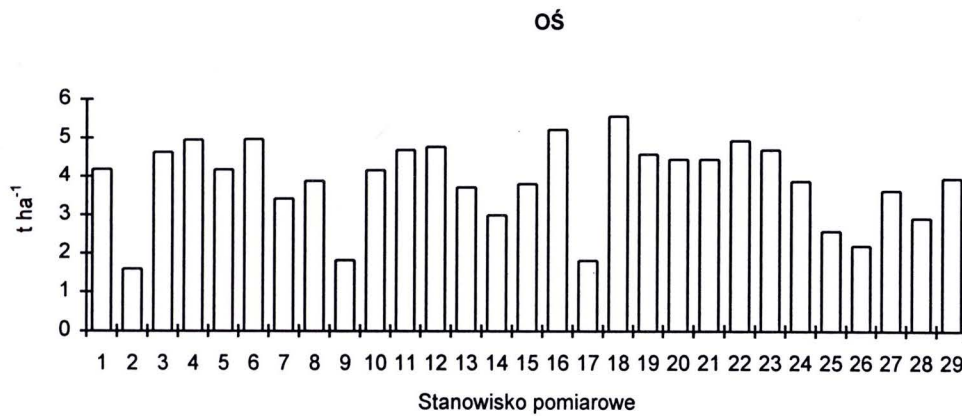
Rys. 4.10. Średnie miesięczne stężenia pierwiastków w opadzie ściółki w lasach zlewni Ratanicy w latach 1991 - 1995



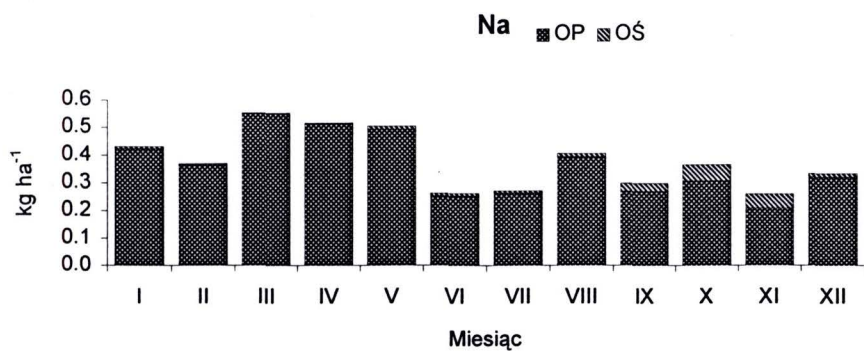
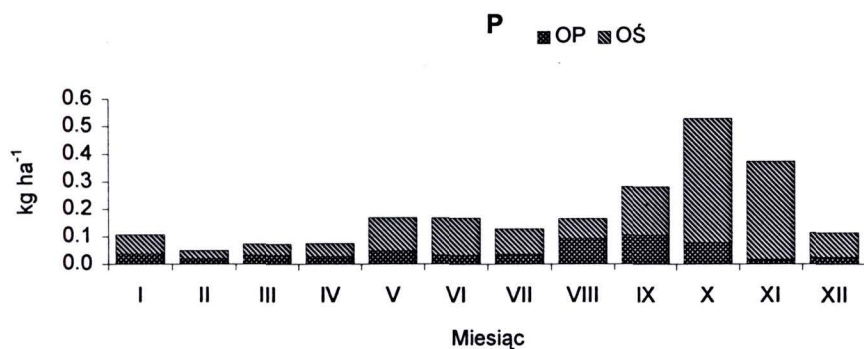
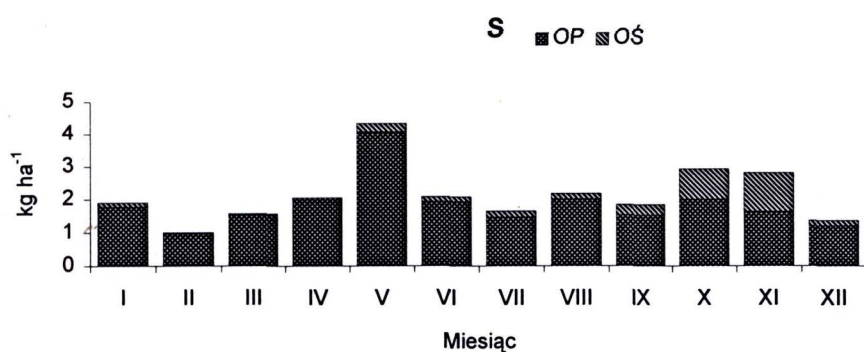
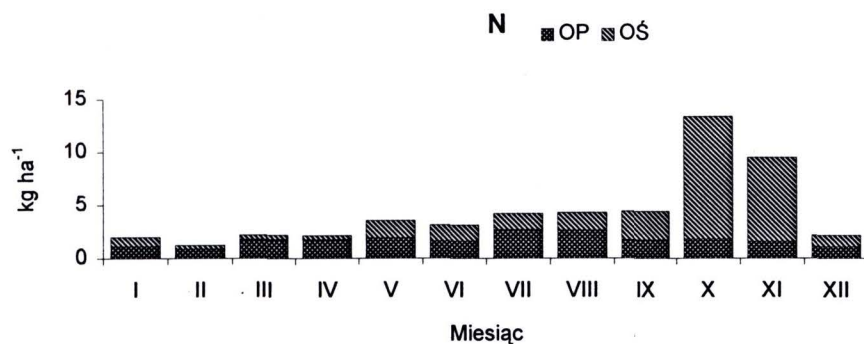
Rys. 4.10. Cd.



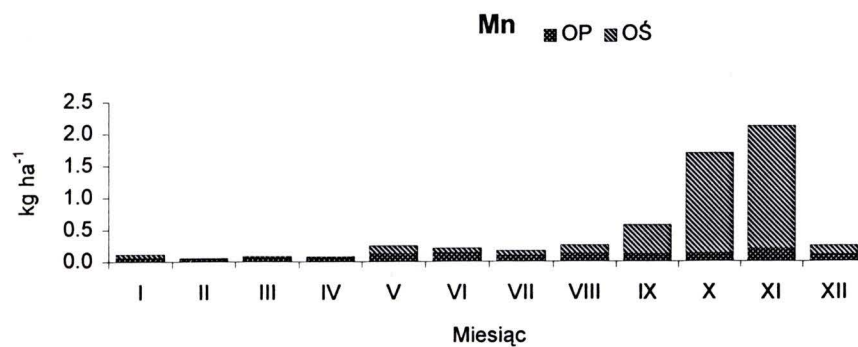
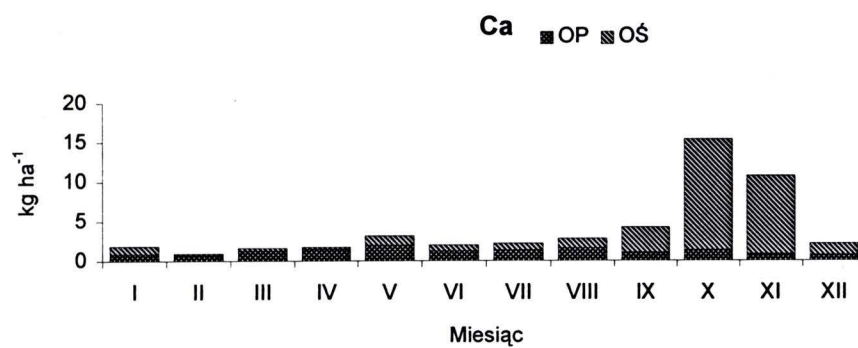
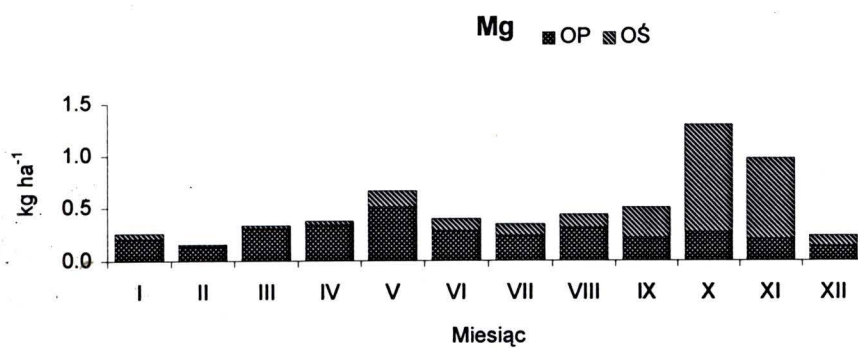
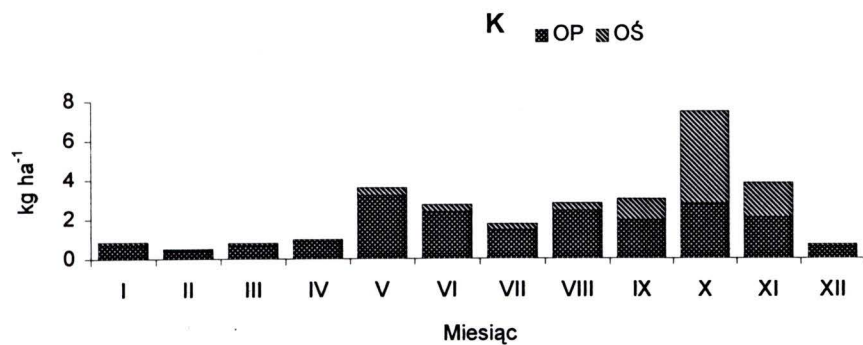
Rys. 4.11. Sezonowa zmienność opadu ściółki w lasach zlewni Ratanicy



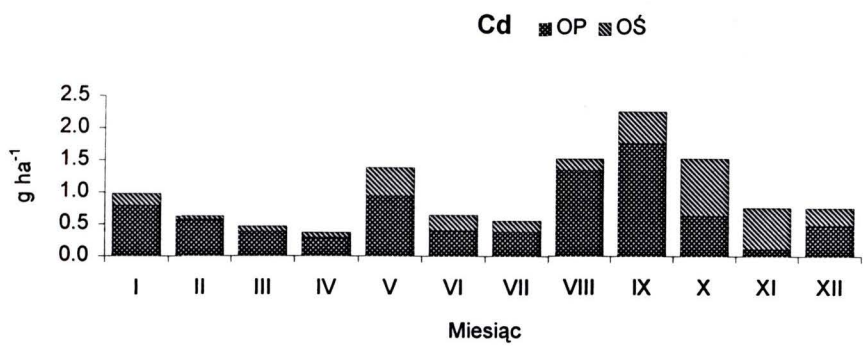
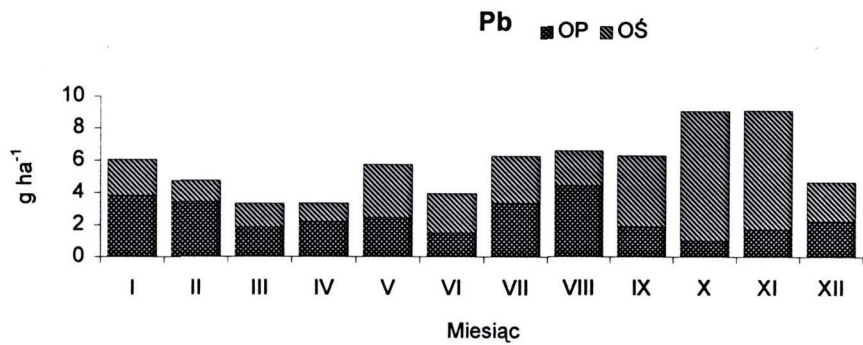
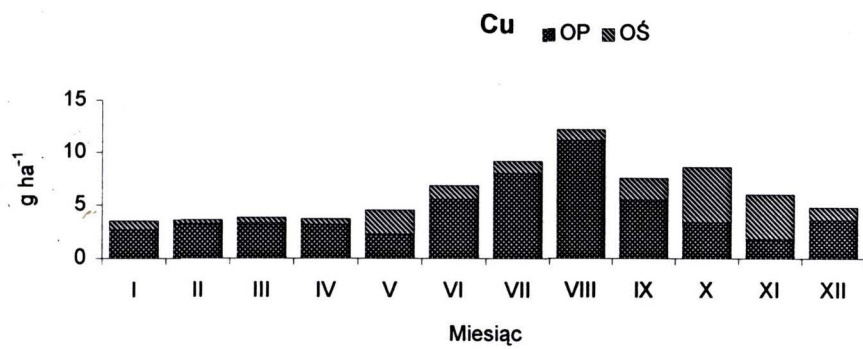
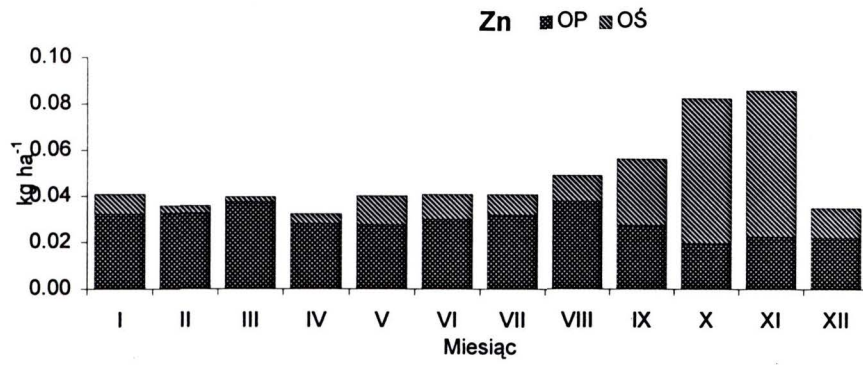
Rys. 4.12. Zmienność wielkości opadu ściółki na terenie lasu zlewni Ratanicy



Rys. 4.13. Średni miesięczny dopływ pierwiastków z opadem ściółki (OŚ) oraz z opadem podkoronowym (OP) do gleby w lesie zlewni Ratanicy*



Rys. 4.13. Cd.



Rys. 4.13. Cd.



Fot. 1. Stanowisko pomiaru opadu podkoronowego i opadu ściółki w lasach zlewni potoku Ratanica



