

DOI 10.2478/v10116-012-0002-7

STRUKTURA FIZYCZNA GRUNTU, ZAWARTOŚĆ SUBSTANCJI ORGANICZNEJ ORAZ SKŁAD CHEMICZNY GLEB W PODŁOŻACH 21 STANOWISK ZIELENI MIEJSKIEJ NA TERENIE POZNANIA

CZĘŚĆ IV

ZAWARTOŚĆ MIKROELEMENTÓW: Cl, Fe, Mn, Zn, Cu, B oraz Na, Pb i Cd. WSKAŹNIK ZASOLENIA EC

SZYMON ŁUKASIEWICZ

Ogród Botaniczny Uniwersytetu im. Adama Mickiewicza w Poznaniu,
ul. Dąbrowskiego 165, 60–594 Poznań, Poland

Abstract: This article presents the physical structure of the land, organic substances content and the chemical composition of soil comprising subsoil of 21 urban greenery locations in the city of Poznań. As they tend to be commonly underestimated, they have also been presented with view to their vital functions in plants' life processes. The analysed microelements are referred to their levels, the so-called geo-chemical background of Polish soils and the limit values for field soils with medium levels of nutrients.

Keywords: soil microelements, Na, Cl, Fe, Mn, Zn, Cu, B, Pb, Cd, anthropogenic soils, city ecology, horse-chestnut, *Aesculus hippocastanum* L.

WSTĘP

Pierwiastki niezbędne roślinom do życia podzielono, ze względów praktycznych, na makro- i mikroelementy. Za umowną granicę tego podziału przyjęto 0,1% ich zawartości w suchej masie roślin (Starck 2002). Doniesienia medialne i literaturowe z ostatnich kilkunastu lat układały powszechne przekonanie o zanieczyszczeniu gleb metalami ciężkimi. Stąd w przedstawionych rozważaniach pojawiły się wyniki zawartości ołowiu i kadmu w podłożach. Warto pamiętać, że większość metali jest łatwo pobierana przez rośliny w zakresie obojętnego i lekko kwaśnego odczynu gleby (pH 6–7). W warunkach silnie kwaśnego pH < 5,0 oraz alkalicznego pH > 7,4 odczynu gleby obserwowane jest wyraźne obniżenie zdolności ich pobierania przez rośliny. Czynnikiem ograniczającym rozpuszczalność większości metali, a więc ich dostępność dla roślin jest, obok pH, pula materii organicznej. W przypadku miedzi, manganu i cynku

wzrost zawartości materii organicznej powoduje ich silne związanie z substancją organiczną i niższą przyswajalność dla roślin. Żelazo natomiast w glebach próchnicznych tworzy wiązania chelatowe, tj. kompleksowe połączenia organometaliczne, które są rozpuszczalne w wodzie. Dzięki temu pierwiastek ten, w przeciwieństwie do wymienionych, jest łatwo pobierany przez rośliny (Andrzejewski 1991; Gliński 1999; Alloway i in. 1995, za: Terelak i in. 2000; Gorlach, Mazur 2001).

Do głównych mikroelementów analizowanych w niniejszej pracy zalicza się: Fe, Mn, Zn, Cu, B. Do grupy tej dodano wyniki analiz Na i Cl ze względu na nienaturalne przesylenie gleb miejskich jonami chloru i sodu. Wykonane analizy nie obejmowały zaliczanych do mikroelementów niklu i molibdenu. Dla niklu nie są znane przypadki jego niedoboru w glebach, gdyż zapotrzebowanie roślin zaspokaja jego ilość w organach wegetatywnych już w granicach 1 ppm. Natomiast w przypadku molibdenu objawy niedoboru spotykane są, gdy jego wielkości w tkankach są mniejsze od 0,1 ppm. Zdarza się to na glebach kwaśnych, z dużą ilością uwodnionych tlenków żelaza adsorbujących MoO_4^{2-} (Gorlach, Mazur 2001). Sytuacja taka w zalkalizowanych podłożach miejskich nie występuje.

Ze względu na niedoceniające pełnionych przez mikroelementy funkcji przy każdym z omawianych pierwiastków zasygnalizowano ich podstawowe znaczenie w procesach fizjologicznych roślin.

Celem badań było poznanie i przedstawienie zasobności podłoży z 21 stanowisk na terenach zieleni miejskiej w dziewięć pierwiastków uznanych jako mikroelementy dla rozwoju i wzrostu roślin.

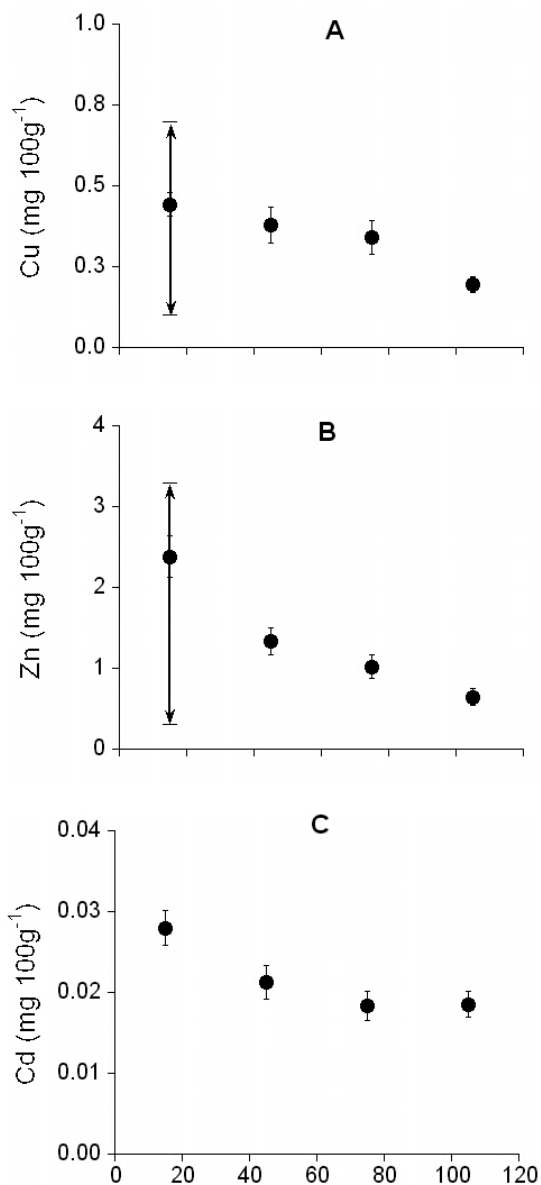
MATERIAŁ I METODY BADAŃ

Materiał i metody badań oraz sposób pobierania prób glebowych zostały przedstawione w części III pt. *Zawartość makroelementów: N, P, K, S, Ca i Mg*.

Wskaźnik zasolenia EC, rozumiany jako przewodność elektryczna właściwa, został oznaczony metodą konduktometryczną. Polega ona na pomiarze przewodności elektrycznej zawiesiny gleby (przy stosunku gleby do H_2O jak 1 : 2) między dwoma elektrodami konduktometru. Otrzymane w ten sposób sumaryczne zasolenie roztworu glebowego oznacza sumę rozpuszczonych w glebie soli.

Sód

Jako składnik większości gleb Polski jest on uwalniany do roztworu glebowego w wyniku wietrzenia podłoża, skąd pobierany jest jako jon Na^+ . Sód, chociaż nie należy do mikroelementów wpływa na gospodarkę wodną roślin. Ma



Ryc. 1. Średnie zawartości oraz zakresy zmienności form aktywnych pierwiastków w czterech poziomach gleby. Wykresy sporządzono dla miedzi (A), cynku (B) oraz kadmu (C)

Dane dla 21 stanowisk zieleni miejskiej w Poznaniu na tle przedziałów zawartości średnio zasobnych gleb polowych

Fig. 1. Average quantities and ranges of variability of active forms of chemical elements in four soil levels. Diagrams have been prepared for copper (A), zinc (B) and cadmium (C)

Data for 21 locations of municipal green areas in Poznań against the backdrop of content ranges for averagely abundant field soils

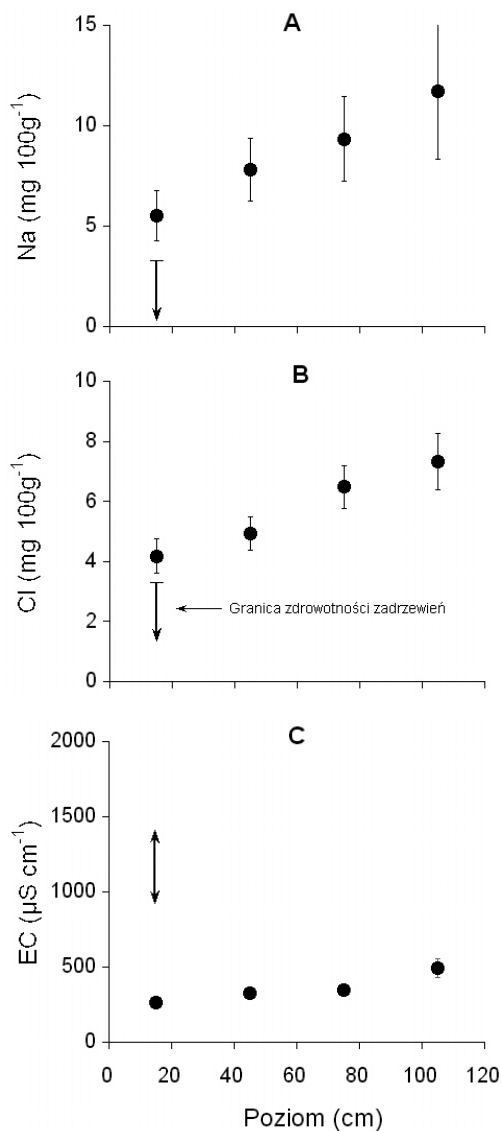
właściwości zastępowania potasu w roślinie. Do pewnego stopnia u roślin sodolubnych, np. u buraka cukrowego, może on zastąpić nawet do 50% (!) ich zapotrzebowania na potas (Gliński 1999; Paul, Clark 2000; Gorchach, Mazur 2001).

Cechą charakterystyczną gleb badanych stanowisk w Poznaniu jest występowanie w nich bardzo wysokich zawartości sodu we wszystkich przedziałach profilu glebowego. Z analiz wynika przy tym wysoce istotna statystycznie interakcja, stanowisko \times głębokość, na poziomie $p < 0,0001$ (ryc. 2A).

Wszystkie statystycznie istotne korelacje między zawartością sodu i innych pierwiastków w podłożu miały wyłącznie charakter dodatni (tab. 5–8 w cz. III). Na wszystkich poziomach profilu glebowego sód był istotnie skorelowany z chlorem. Na głębokości 0–30 cm odnotowano także istotną korelację między zawartością Na z jonami siarki oraz ze wskaźnikiem zasolenia EC (tab. 5 w cz. III). W poziomie tym zanotowano także istotną korelację między Na i N-NO₃ oraz Na i azotem całkowitym. Natomiast w poziomie 60–90 cm stwierdzono istotną korelację między Na i jonami amonowymi, a głębiej z jonami magnezu oraz pH gleby. Na obydwu głębokościach od 60–120 cm odnotowano istotną korelację między Na a wilgotnością gleby. Istotna korelacja występuje również między zawartością Na w liściach i w podłożu 0–30 cm (tab. 9 w cz. III).

Obecność tego pierwiastka w podłożu, w ilościach niespotykanych w warunkach polowych, wynika głównie ze stosowania NaCl do usuwania śniegu i gołoledzi w okresach zimy. Antropogeniczne zanieczyszczenie gleb chlorem sodu było przyczyną badań mających na celu określenie wartości progowych jako dopuszczalnych dla zdrowotności zadrzewień. W przypadku chloru, będącego częścią wymienionego związku, zawartość graniczna dla zdrowotności zadrzewień oscyluje między 3–3,5 mg/100 g gleby (Hoffmann, Komosa 1973; Nowosielski 1988; Marschner 1995). Nie podaje się przy tym zawartości wskaźnikowych dla sodu, chociaż w trakcie posypywania dróg NaCl zachodzi ich jednoczesna dostawa. Przyjmując tylko kryterium wagowe, uwzględniając różnice ich masy atomowej, należałoby określić dopuszczalną zawartość sodu o około 26% mniej od podanej górnej zawartości chloru, tj. 2,7 mg/100 g. Wydaje się jednak, iż poziom szkodliwości jest osiągany przy wartościach wyższych ze względu na poziom naturalnego tła jego występowania w glebach Polski, od 0,18 do 0,37% (Gliński 1999). Także relacje antagonistyczne wzajemnego wypierania Na przez K, Ca i Mg można uznać, szczególnie w warunkach gleb miejskich, za procesy hamujące jego pobieranie i umożliwiające roślinom funkcjonowanie mimo jego nadmiaru w podłożu. W substracie większości badanych stanowisk odnotowano znacznie podwyższony poziom sodu, wynoszący do 25 mg/100 g gleby w trzech warstwach wierzchnich, od 0 do 90 cm głębokości (tab. 1–3, ryc. 2A).

Zagrożenia dla prawidłowego rozwoju roślin, które wynikają ze zwiększonej ilości sodu w podłożu, są wielostronne. W pierwszej kolejności, szkodliwość tego pierwiastka wiąże się ze złą oddziaływaniem węglanu i wodo-



Ryc. 2. Średnie zawartości oraz zakresy zmienności form aktywnych pierwiastków w czterech poziomach gleby. Wykresy sporządzono dla sodu (A), chloru (B) oraz wskaźnika zasolenia EC (C)

Dane dla 21 stanowisk zieleni miejskiej w Poznaniu. Strzałką zaznaczono poziom zasolenia EC średnio zasobnych gleb polowych oraz graniczny poziom zawartości chloru

Fig. 2. Average quantities and ranges of variability of active forms of chemical elements in four soil levels. Diagrams have been prepared for sodium (A), chlorine (B) and the EC salinity index (C)

Data for 21 locations of municipal green areas in Poznań. An arrow marks the EC salinity level for averagely abundant field soils and the threshold level of chlorine content

Tabela 1. Średnia zawartość składników pokarmowych w glebie (0–30 cm) z 21 stanowisk na terenie Poznania

Table 1. The average amounts of nutritive elements in the soil (0–30 cm) at 21 locations in the city of Poznań

Pierwiastek/Element Ulica/Street	Pierwiastek/Element										
	Fe	Mn	Zn	Cu	B	Na	Cl	Pb	Cd	EC	
aleja Wielkopolska	4,7	1,4	1,5	0,62	0,02	1,1	3,0	–	0,044	186	
Bema	5,4	1,4	1,2	0,52	0,00	4,9	5,4	0,85	0,037	152	
Dominikańska	6,2	1,6	1,5	0,41	0,01	5,6	3,0	–	0,030	168	
Głogowska-I	4,4	1,1	1,5	0,40	0,04	1,3	2,8	–	0,034	174	
Głogowska-II	5,0	2,3	2,7	0,58	0,02	13,1	7,5	–	0,040	371	
Grunwaldzka-I	4,1	1,9	1,9	0,28	0,00	2,3	2,2	0,60	0,035	154	
Grunwaldzka-II	7,3	2,7	0,9	0,33	0,00	4,1	5,0	0,55	0,028	233	
Jerzego	7,2	2,1	3,5	0,75	0,04	3,1	2,5	–	0,051	333	
Kościelna	3,4	1,8	1,2	0,36	0,17	2,0	3,6	–	0,012	166	
Kościuszki	4,2	1,4	3,4	0,47	0,19	8,1	3,6	–	0,016	234	
Kosińskiego	7,8	2,6	2,3	0,54	0,00	12,7	6,1	–	0,033	344	
Matejki	6,8	2,5	4,9	0,54	0,25	4,0	4,0	–	0,046	276	
Noskowskiego	3,7	0,9	1,7	0,27	0,03	1,8	3,8	0,46	0,033	262	
Ogród Botaniczny	7,3	4,4	3,9	0,41	0,19	1,2	4,4	–	0,031	210	
Prusa	4,0	2,2	3,4	0,33	0,27	24,7	14,1	–	0,018	577	
Spadzista	4,7	0,8	3,6	0,62	0,00	1,1	2,5	–	0,047	258	
Staszica	6,0	2,2	1,4	0,70	0,24	6,5	3,9	0,97	0,019	358	
Święcickiego	3,9	1,4	1,8	0,24	0,20	4,8	4,1	–	0,018	238	
Ułańska	6,8	2,2	2,7	0,60	0,30	3,0	4,7	–	0,026	220	
Wieniawskiego	4,1	1,1	5,3	0,28	0,06	4,7	4,8	–	0,032	236	
Wojskowa	4,0	2,2	1,1	0,16	0,02	2,3	4,8	0,81	0,018	188	
Średnia/Average	5,4	2,0	2,4	0,46	0,09	5,0	4,4	0,72	0,032	252	
<i>P > F</i>	***	*	**	**	***	*	ns	ns	*	*	
Średnia gleby leśne ^a Average for forest soils	98,2	22,8	1,1	0,67	1,00	1,03	2,64			36	
Gleby średnio zasobne ^b Moderately abundant soils	0,4– 6,7	0,3– 1,7	0,3– 3,3	0,2– 0,7	0,01– 0,13		< 3,3	< 5 ³	< 0,3 ³	800 –1400	

Poziom istotności/Level of significance: *** – 0,001; ** – 0,01; * – 0,1; *ns* – brak istotnych różnic/lack of significant differences between locations; ^a – Modrzyński i in., dane niepublikowane; ^b – Anonim 1996; Baran 2000; Breś, Komosa 2003; Faber 1987a–c; Fotyma 1999; Gliński 1999; Hoffmann, Komosa 1973; Kabata-Pendias 1999; Kowaliński 1999; Krzywy 1997; Monitor Polski 1986; Nowosielski 1974, 1988; Terelak 1995; Uggła 1979; Lokalizację stanowisk przedstawiono na ryc. 1 w cz. III. Próby pobrano między 15.09 a 15.10.1997 r. Wyniki podano w mg/100 g z wyjątkiem EC [$\mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$]; The distribution of the locations is presented in Fig. 1 in Part III. Samples were collected between 15 September and 15 October 1997. The results were given in mg/100 g, with the exception of EC [$\mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$]

Tabela 2. Średnia zawartość składników pokarmowych w glebie (30–60 cm) z 21 stanowisk na terenie Poznania

Table 2. The average amounts of nutritive elements in the soil (30–60 cm) at 21 locations in the city of Poznań

Pierwiastek/Element Ulica/Street										
	Fe	Mn	Zn	Cu	B	Na	Cl	Pb	Cd	EC
aleja Wielkopolska	3,7	1,6	0,6	0,51	0,02	4,1	3,5	0,66	0,038	296
Bema	6,2	1,2	1,3	0,57	0,00	3,5	4,3	–	0,033	169
Dominikańska	6,2	1,8	0,9	0,35	0,01	12,9	3,9	–	0,029	196
Głogowska-I	6,3	1,7	2,3	0,60	0,03	4,2	4,1	–	0,035	230
Głogowska-II	5,6	3,2	0,9	0,19	0,00	19,7	8,0	0,55	0,025	284
Grunwaldzka-I	7,1	3,1	1,7	0,48	0,03	6,1	4,7	0,12	0,031	306
Grunwaldzka-II	4,8	1,6	1,9	0,58	0,00	3,0	2,7	0,73	0,033	378
Jerzego	4,8	1,8	1,0	0,54	0,20	11,1	5,5	0,95	0,013	512
Kościelna	3,0	1,4	0,2	0,12	0,21	26,6	6,3	0,29	0,011	412
Kościuszki	8,6	3,7	2,3	0,56	0,07	20,7	10,5	–	0,035	351
Kosińskiego	6,3	3,3	1,4	0,31	0,29	7,2	6,6	0,89	0,009	353
Matejki	3,0	1,1	0,9	0,13	0,03	1,5	3,6	0,41	0,021	217
Noskowskiego	6,4	4,0	1,8	0,23	0,11	1,3	5,5	0,56	0,013	127
Ogród Botaniczny	4,0	2,5	0,6	0,17	0,07	17,4	11,5	0,58	0,027	694
Prusa	4,4	0,9	3,3	0,52	0,07	1,4	3,7	–	0,041	615
Spadzista	5,1	1,6	0,6	0,24	0,00	0,9	1,6	0,60	0,024	139
Staszica	5,8	2,6	1,8	1,25	0,14	11,0	6,9	–	0,021	472
Święckiego	4,8	2,2	1,6	0,25	0,14	5,5	6,3	0,97	0,020	214
Ułańska	6,3	3,3	0,6	0,30	0,13	3,4	5,1	0,59	0,016	354
Wieniawskiego	3,8	1,2	1,4	0,20	0,24	4,2	3,3	–	0,013	176
Wojskowa	5,5	3,6	0,3	0,13	0,08	4,4	8,5	0,28	0,013	295
Średnia/Average	5.4	2.3	1.4	0.41	0.08	7.1	5.3	0.56	0.025	311
<i>P > F</i>	**	*	ns	**	*	ns	ns	ns	*	ns

Poziom istotności/Level of significance: *** – 0,001; ** – 0,01; * – 0,1; *ns* – brak istotnych różnic/lack of significant differences between locations; Lokalizację stanowisk przedstawiono na ryc. 1 w cz. III. Próby pobrano między 15.09 a 15.10.1997 r. Wyniki podano w mg/100 g z wyjątkiem EC [$\mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$]; The distribution of the locations is presented in Fig. 1 in Part III. Samples were collected between 15 September and 15 October 1997. The results were given in mg/100 g, with the exception of EC [$\mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$]

Tabela 3. Średnia zawartość składników pokarmowych w glebie (60–90 cm) z 21 stanowisk na terenie Poznania

Table 3. The average amounts of nutritive elements in the soil (60–90 cm) at 21 locations in the city of Poznań

Pierwiastek/Element Ulica/Street										
	Fe	Mn	Zn	Cu	B	Na	Cl	Pb	Cd	EC
aleja Wielkopolska	3,3	2,1	0,2	0,17	0,00	24,1	7,3	0,44	0,032	409
Bema	6,7	1,3	1,3	0,54	0,00	3,3	6,8	–	0,032	217
Dominikańska	5,6	1,6	0,8	0,36	0,01	16,2	4,6	0,47	0,027	216
Głogowska-I	7,2	2,0	2,0	0,53	0,06	10,1	8,8	–	0,031	271
Głogowska-II	3,2	2,1	0,2	0,08	0,00	13,1	7,5	0,50	0,029	287
Grunwaldzka-I	5,5	2,5	1,3	0,39	0,02	7,3	6,3	0,11	0,018	438
Grunwaldzka-II	4,1	1,4	1,8	0,44	0,00	3,0	2,8	0,72	0,034	344
Jerzego	6,3	2,0	1,6	0,61	0,09	12,4	7,4	–	0,023	146
Kościelna	2,9	2,0	0,3	0,13	0,21	31,0	9,2	0,19	0,011	464
Kościuszki	8,1	3,2	1,0	0,26	0,00	14,8	10,1	0,57	0,019	381
Kosińskiego	3,8	1,8	0,5	0,15	0,23	6,3	4,8	0,59	0,021	314
Matejki	3,9	1,1	0,5	0,23	0,06	2,0	3,5	0,31	0,020	227
Noskowskiego	6,2	4,0	1,3	0,19	0,10	1,4	5,4	0,22	0,014	156
Ogród Botaniczny	7,4	4,5	1,8	0,93	0,26	11,9	12,2	–	0,007	637
Prusa	3,0	0,9	2,6	0,45	0,06	1,3	2,7	–	0,036	746
Spadzista	5,5	2,8	0,3	0,75	0,00	1,1	4,8	0,40	0,027	195
Staszica	6,0	3,0	0,8	0,56	0,11	11,9	13,6	0,80	0,014	423
Święckiego	4,3	1,7	1,0	0,17	0,22	5,0	6,3	0,77	0,012	256
Ułańska	5,7	3,5	0,5	0,26	0,11	3,8	7,0	0,49	0,013	211
Wieniawskiego	3,1	1,7	1,4	0,09	0,20	2,9	4,0	0,68	0,011	162
Wojskowa	5,0	4,1	0,3	0,08	0,02	6,0	11,3	0,23	0,013	344
Średnia/Average	5,1	2,3	1,0	0,34	0,08	8,5	6,9	0,48	0,022	323
<i>P > F</i>	*	**	*	**	**	ns	ns	ns	*	ns

Poziom istotności/Level of significance: *** – 0,001; ** – 0,01; * – 0,1; *ns* – brak istotnych różnic/lack of significant differences between locations; Lokalizację stanowisk przedstawiono na ryc. 1 w cz. III. Próby pobrano między 15.09 a 15.10.1997 r. Wyniki podano w mg/100 g z wyjątkiem EC [$\mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$]; The distribution of the locations is presented in Fig. 1 in Part III. Samples were collected between 15 September and 15 October 1997. The results were given in mg/100 g, with the exception of EC [$\mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$]

rowęgłanu sodu dla korzeni roślin. Kolejnym przejawem niekorzystnego oddziaływania sodu jest jego wpływ na metabolizm i odżywianie roślin poprzez zdolności podstawiania makroelementów – potasu, wapnia i magnezu. Niekorzystna rola nadmiernej obecności sodu w substracie jest także wiązana, poza wymienionymi, z pogarszaniem struktury fizycznej podłoża w wyniku niszczenia gruzełek gleby oraz jej alkalizacji przez NaCl. Ponadto, chlorek sodu stosowany do usuwania śniegu i gołoledzi przyczynia się do wzrostu stężenia roztworu glebowego. Przy zbyt dużej jego wartości ciśnienie osmotyczne roztworu przekracza siłę ssącą korzeni, co prowadzi do ostrych deficytów, a w skrajnych przypadkach do utraty wody z korzeni (Buckman, Brady 1971; Czerwiński 1976; Siuta 1995).

Wykazana w 50% analiz przewaga ilościowa, w sensie wagowym, jonów sodu nad jonami chloru w roztworze glebowym może wynikać z ich właściwości chemicznych. Chlor jest pierwiastkiem mobilnym i łatwo rozpuszczalnym. W konsekwencji jest on łatwo wymywany przez wody opadowe do warstw głębszych. Ma to istotne znaczenie w procesie samoistnego przemywania gleb zanieczyszczonych chlorem na obszarach o przewadze opadów nad parowaniem w ciągu roku. Z tego względu w glebach naturalnych jest go zazwyczaj dwu, trzykrotnie mniej niż sodu. Sód ulega wolniejszej migracji, wchodzi ponadto w skład tworzącego się w wierzchnich warstwach gleb węglanu i dwuwęglanu sodu (Czerwiński 1978; Gliński 1999; Kabata-Pendias, Pendias 1999; Komosa 2001 [inf. ustna]).

Na około 50% stanowisk stwierdzono przewagę zawartości jonów chloru nad sodem w podłożach. Wydaje się, iż przyczyną tego może być wspomniany antagonizm pierwiastków, przejawiający się ich wzajemnym zastępowaniem w kompleksie sorpcyjnym. Dlatego przy obecności w substracie wymienionych pierwiastków analizy mogą nie wykazywać nadmiernej obecności form dostępnych sodu. Część puli Na zawarta bowiem może być w formach trudno wymiennych, co wymagałoby zastosowania silniejszych roztworów do jego ekstrahowania.

Chlor

Funkcja chloru w roślinie jest związana z jego wpływem, wspólnie z manganem, na wydzielanie O_2 podczas rozkładu wody w procesie fotosyntezy. Wykazano, że dodatnio wpływa on na kiełkowanie nasion oraz rozwój roślin. Dla prawidłowego rozwoju roślin wystarczające są jego bardzo małe ilości w podłożu, stąd brak informacji o niewystarczającym zaopatrzeniu roślin w chlor w warunkach naturalnych (Gliński 1999; Gorlach, Mazur 2001; Starck 2002).

Na wszystkich poziomach analizowanych podłoży średnia zawartość chloru przekracza wielkość uznaną za graniczną dla zdrowotności zadrzewień.

Zaznacza się przy tym wysoce istotna statystycznie interakcja, stanowisko \times głębokość, na poziomie $p = 0,0004$ (ryc. 2B).

Jak wspomniano, zawartość Cl w podłożu była istotnie skorelowana z Na w całym profilu glebowym, od 0 do 120 cm głębokości (tab. 5–8 w cz. III). Na trzech poziomach, do 60 cm i od 90 do 120 cm, Cl był skorelowany ze wskaźnikiem zasolenia EC. W poziomie wierzchnim, do 30 cm, zaznaczają się ponadto istotne zależności między Cl i N-NO₃ oraz N całkowitym, a także jonami siarki (tab. 5 w cz. III). W leżącej głębiej warstwie, 30–60 cm, zauważalna jest ujemna zależność między jonami chloru i jonami wapnia (tab. 5 w cz. III). Chlor był także istotnie skorelowany z manganem na głębokości od 30 do 90 cm. Na poziomie 60–90 cm odnotowano również istotną korelację między zawartością Cl i jonów żelaza, a na ostatnim poziomie istotną korelację z wilgotnością gleby (tab. 5–7 w cz. III).

Pierwiastek ten, podobnie jak sód, jest dostarczany do gleb miejskich w wyniku stosowania NaCl w ciągu zimy. Pomimo iż środek ten znany jest ze szkodliwego oddziaływania na rośliny, prowadząc do ich zamierania w pobliżu szlaków komunikacyjnych, nadal jest stosowany w Poznaniu jako najtańszy i stosunkowo pewny środek do topnienia śniegu i odladzania ulic. Przedstawione w rozprawie wyniki analiz wskazują na jego znaczącą obecność w glebach miejskich, a także na wzrost zawartości jonów chloru z głębokością (tab. 1–4, ryc. 2B). Większość z przedstawionych danych świadczy o przekroczeniu poziomu uznanego za wartość dopuszczalną, tj. 3–3,5 mg/100 g gleby (Hoffmann, Komosa 1973; Nowosielski 1988; Marschner 1995). W najważniejszych dla odżywiania roślin warstwach wierzchnich (0–30 cm) zawartość ta została przekroczona na 15 stanowiskach oraz na 17 stanowiskach w głębszych warstwach podłoża (30–60 cm). Poszczególne lokalizacje cechuje nawet czterokrotne przekroczenie wartości progowej – 3,5 mg/100 g gleby. Wyjaśnieniem tej sytuacji jest lokalizacja drzew na wymienionych stanowiskach, w tzw. misach chodnikowych, w bezpośrednim sąsiedztwie posypywanych zimą NaCl jezdni. Zwiększająca się zawartość chloru z głębokością prowadzi, na ostatnim z badanych poziomów, do prawie siedmiokrotnego przekroczenia granicznego poziomu dla zdrowotności zadrzewień (stanowisko aleja Wielkopolska). Odnotowana istotna korelacja z sodem najprawdopodobniej wynika ze wspólnej dostawy obydwu pierwiastków w formie NaCl. Natomiast istotna zależność występowania jonów chloru ze wskaźnikiem zasolenia jest wynikiem ogólnie niewielkiej puli pierwiastków odżywczych. Stwierdzona zależność między zawartością sodu i wilgotnością podłoża na większych głębokościach podłoża (90–120 cm) zapewne jest związana ze zwiększonym udziałem frakcji pylastej i spławialnej w zalegających głębiej warstwach.

Intensywność pobierania obydwu wymienionych pierwiastków, tj. chloru i sodu, oraz związane z tym ich toksyczne oddziaływanie na organizmy badanych roślin zależą od szeregu czynników. Do głównych z nich należą:

Tabela 4. Średnia zawartość składników pokarmowych w glebie (90–120 cm)
z 21 stanowisk na terenie Poznania

Table 4. The average amounts of nutritive elements in the soil (90–120 cm) at 21 locations
in the city of Poznań

Ulica/Street	Pierwiastek/Element									
	Fe	Mn	Zn	Cu	B	Na	Cl	Pb	Cd	EC
aleja Wielkopolska	2,9	2,2	0,1	0,13	0,00	79,4	22,1	0,21	0,031	1505
Bema	6,8	1,3	1,6	0,32	0,00	2,2	5,5	,	0,036	196
Dominikańska	8,1	2,4	1,4	0,50	0,00	10,5	6,9	,	0,020	191
Głogowska-I	7,0	2,3	1,0	0,32	0,02	15,2	11,9	0,46	0,029	335
Głogowska-II	2,9	2,0	0,4	0,10	0,00	13,5	7,7	0,30	0,030	287
Grunwaldzka-I	7,2	3,6	0,9	0,28	0,00	5,9	5,8	0,12	0,016	339
Grunwaldzka-II	3,2	1,6	0,8	0,27	0,01	3,2	2,7	0,48	0,033	399
Jerzego	2,9	1,7	0,2	0,11	0,20	5,8	4,9	0,18	0,011	931
Kościelna	2,8	1,3	0,2	0,11	0,04	40,2	13,0	0,21	0,020	484
Kościuszki	7,7	4,5	0,9	0,23	0,01	6,3	7,9	0,39	0,022	285
Kosińskiego	3,4	1,9	0,4	0,10	0,13	8,4	7,9	0,48	0,013	531
Matejki	4,2	1,4	0,3	0,20	0,14	3,9	5,0	0,35	0,018	490
Noskowskiego	6,3	3,8	0,7	0,19	0,10	1,9	7,3	0,46	0,011	376
Ogród Botaniczny	6,3	4,3	1,1	0,21	0,04	10,8	12,6	0,50	0,015	542
Prusa	4,9	2,6	1,4	0,27	0,10	4,5	4,8	0,66	0,032	891
Spadzista	6,0	1,6	0,3	0,12	0,02	4,6	6,2	0,40	0,026	633
Staszica	5,9	3,1	0,2	0,25	0,23	14,1	11,6	0,50	0,013	431
Święckiego	2,8	1,0	0,8	0,15	0,11	4,2	5,2	0,48	0,018	424
Ułańska	4,5	2,6	0,2	0,07	0,02	5,1	7,9	0,19	0,014	461
Wieniawskiego	2,1	1,1	0,3	0,07	0,19	2,0	2,7	0,15	0,008	135
Wojskowa	2,9	1,7	0,3	0,12	0,12	10,1	10,0	0,50	0,018	574
Średnia/Average	4.9	2.3	0.7	0.21	0.07	12.1	8.2	0.38	0.021	492
<i>P > F</i>	*	ns	ns	*	ns	****	*	ns	*	ns

Poziom istotności/Level of significance: *** – 0,001; ** – 0,01; * – 0,1; *ns* – brak istotnych różnic/lack of significant differences between locations; Lokalizację stanowisk przedstawiono na ryc. 1 w cz. III. Próby pobrano między 15.09 a 15.10.1997 r. Wyniki podano w mg/100 g z wyjątkiem EC [$\mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$]; The distribution of the locations is presented in Fig. 1 in Part III. Samples were collected between 15 September and 15 October 1997. The results were given in mg/100 g, with the exception of EC [$\mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$]

1. wilgotność gleby warunkująca stężenie roztworu,
2. prawidłowa zawartość głównych składników odżywczych, umożliwiającą pobieranie większej ilości rozpatrywanych pierwiastków w procesie odżywiania,
3. obecność pierwiastków antagonistycznych, tj. mających zdolność wypierania wymienionych pierwiastków (S wobec Cl; K, Ca i Mg wobec Na).

Żelazo

Stwierdzono, że żelazo wchodzi w skład wielu ważnych enzymów, a jego dostępność dla roślin jest warunkiem koniecznym dla życia organizmów. Bierze ono udział w procesie oddychania, przy tworzeniu się chlorofilu oraz w procesie fotosyntezy. Niedobór Fe w glebie jest przyczyną powstawania chlorozy, tj. niezdolności liści do wytworzenia chlorofilu. W jej wyniku następuje zmniejszenie intensywności fotosyntezy, a w konsekwencji niedobór asymilatów i zahamowanie wzrostu pędów. W korzeniach niedobór żelaza powoduje ich deformacje anatomiczne (Gliński 1999; Paul, Clark 2000; Gorlach, Mazur 2001; Starck 2002).

Średnia dla wszystkich stanowisk zawartość żelaza w całym profilu wynosiła 5 mg Fe/ 100 g gleby, przy czym najniższe jego wartości spotykane są w poziomach głębszych. Także w przypadku tego pierwiastka obliczenia wykazały wysoce istotną statystycznie interakcję, stanowisko \times głębokość, na poziomie $p = 0,009$.

Zawartość Fe we wszystkich poziomach była istotnie skorelowana z zawartością P i Mn (tab. 5–8 w cz. III). Stosunek wartości średnich form dostępnych Fe/Mn nieco powyżej 2 odnotowano dla wszystkich poziomów w obrębie profilu glebowego. Istotne korelacje między Fe a miedzią zanotowano na dwóch głębokościach: 0–30 cm i 60–120 cm (tab. 5, 7, 8 w cz. III). W poziomie wierzchnim (0–30 cm) zaznaczyła się także istotna korelacja między zawartością żelaza i wilgotnością podłoża. Zawartość Fe w podłożu, 30–120 cm, była ujemnie skorelowana z magnezem, a na głębokości od 60 do 120 cm z jonami wapnia.

Zawartość Fe w górnej części profilu glebowego (0–60 cm) była istotnie skorelowana z zawartością Mn oraz S w liściach (tab. 9, 10 w cz. III).

Zawartość żelaza w jego dostępnej formie wskazuje na nadspodziewanie dużą podaż tego metalu w środowisku glebowym. W literaturze podaje się, że przeciętna zawartość form dostępnych tego składnika w glebach naturalnych zmienia się od 0,4 do 6,7 mg/100 g gleby (Nowosielski 1988), podczas gdy na stanowiskach kasztanowców zanotowano średnio 5,4 mg/100 g gleby (tab. 1, 2). Uwidacznia się przy tym istotna, dodatnia korelacja między zawartością żelaza w całym profilu i zawartościami fosforu, manganu i miedzi

oraz ujemna z zawartością jonów wapnia od 60 do 120 cm i magnezu od 30 do 120 cm. Opisany w literaturze proces wspólnego blokowania oraz wytrącania fosforu i żelaza (Gliński 1999; Kabata-Pendias, Pendias 1999) nie znajduje potwierdzenia na żadnej z analizowanych głębokości. Przedstawione (tab. 5–8 w cz. III) zależności wskazują raczej na trend odwrotny. Wysoce istotne statystycznie zależności między obydwooma pierwiastkami (w trzech spośród czterech poziomów) istnieją także w przypadku korelacji wykonanych z pominięciem skrajnych wartości kilku stanowisk. Przyjmuje się, że warunkiem utrzymania jonów żelaza w roztworze jest niskie pH. W środowisku alkalicznym, przy dużej zawartości jonów wapnia, obserwowany jest proces przechodzenia metali w formy trudno dostępne, głównie wodorotlenki (Czerwiński 1976; Starck 2002). Obserwowane na badanych stanowiskach dobre zaopatrzenie roślin w Fe, pomimo wysokiego pH i nadmiernego poziomu Ca, nie potwierdza tej prawidłowości. Za istnienie tego typu układów może odpowiadać ogólnie bardzo niska zawartość większości pierwiastków w podłożu, przy relatywnie dużej puli Fe (patrz tab. 1). Fakt istnienia dodatniej, istotnej statystycznie korelacji form dostępnych żelaza w glebie, z zawartością w liściach manganu, może świadczyć o prawidłowym stosunku Fe/Mn w glebie, który kształtuje się na poziomie nieco powyżej 2.

Zawartość Fe i innych metali w środowisku miejskim związana jest z ich zwiększoną akumulacją pochodzenia antropogenicznego. Z przeprowadzonych ostatnio na terenie Sztokholmu badań wynika, że za zwiększony poziom Fe w środowisku miejskim odpowiedzialne są: kanalizacja, rozprowadzanie wody i budownictwo (Bergbäck i in. 2001).

Mangan

Najważniejszą funkcją fizjologiczną manganu jest jego udział w reakcjach rozkładu wody i wydzielania (zwalniania) tlenu w procesie fotosyntezy. Ponadto bierze on udział w przemianach azotu i węglowodanów oraz aktywuje wiele enzymów, m.in. uczestniczących w metabolizmie białek. Deficyt manganu powoduje zahamowanie wzrostu wydłużeniowego i tworzenie korzeni bocznych. Brak Mn zwiększa ponadto wrażliwość roślin na niską temperaturę (Gliński 1999; Gorlach, Mazur 2001; Starck 2002).

Średnia zawartość manganu dla wszystkich stanowisk w wierzchnim poziomie podłoża 0–30 cm wynosiła 2 mg/100 g, zmieniając się od 0,8 mg/100 g przy ul. Spadzistej do 4,4 mg/100 g w Ogrodzie Botanicznym. Wy tłumaczeniem tak dużej zawartości Mn w Ogrodzie Botanicznym może być jego bioakumulacja w poziomie A₁ z rozkładających się szczątków organicznych. Na pozostałych stanowiskach tak duże różnice są dowodem olbrzymiej zmienności, tj. heterogeniczności gleb miejskich i ich przypadkowego składu chemicznego,

wynikającego z pochodzenia warstwy nasypowej w danym miejscu. Dla pierwszych dwóch poziomów (0–60 cm), istotne statystycznie różnice między poszczególnymi lokalizacjami występują na poziomie $p = 0,1$ (tab. 1). Brak jest także wyraźnych różnic w przypadku interakcji stanowisko \times głębokość.

W obrębie całego profilu glebowego zanotowano ujemną korelację między Mn a Ca oraz, na głębokości od 0 do 90 cm, między Mn i odczynem pH podłoża (tab. 5–7 w cz. III). Natomiast dodatnią korelację na wszystkich poziomach stwierdzono między Mn i Fe. W wierzchnim poziomie substratu (0–30 cm) Mn był także istotnie skorelowany z jonami fosforu oraz wilgotnością podłoża (tab. 5 w cz. III). Odnotowano istotną, dodatnią korelację między zawartością Mn w podłożu (od 0 do 60 cm) i w liściach (tab. 9, 10 w cz. III).

Według Kabaty-Pendias, Pendias (1999), około 50% manganu w atmosferze pochodzi ze źródeł antropogenicznych. Są nimi: przemysł metalurgiczny, spalanie węgla kamiennego oraz spalanie śmieci. Zawartość tego pierwiastka w popiołach węgla może dochodzić nawet do 2000 ppm. Wiek badanych w niniejszej rozprawie gruntów nasypowych można szacować na 100 do kilkuset lat, w zależności od lokalizacji powierzchni. Opisany proces emisji do atmosfery produktów spalania węgla oraz wzbogacania gleb jego popiołem prawdopodobnie jest wytłumaczeniem podwyższonej zawartości tego metalu w podłożu (tab. 1–4). Zasobność gleb miejskich w jego formy aktywne można uznać za cechę korzystną dla zaopatrzenia roślin w mangan, szczególnie wobec poprawnej zawartości jonów żelaza w roztworze glebowym. Akumulacja manganu w glebach miejskich jest w tym przypadku procesem analogicznym do bioakumulacji Mn w naturalnych profilach glebowych. Polega ona na zaobserwowanym wzroście zawartości tego pierwiastka w poziomie A_1 w stosunku do zawartości w poziomie skały macierzystej, C (Faber 1987b).

Występowanie form aktywnych manganu, średnia dla wszystkich stanowisk rzędu 2 mg/100 g gleby w czterech poziomach, można uznać za wielkość wystarczającą do zaspokojenia wymagań pokarmowych roślin. Przyjmuje się bowiem, że zawartość tego składnika pokarmowego w glebach średnio zasobnych powinna mieścić się od 0,3 do 1,7 mg/100 g gleby (Nowosielski 1988). Także stosunek między średnimi zawartościami Fe/Mn w kolejnych poziomach, wynoszący od 2,7 do 2,1, można przyjąć za korzystny dla pobierania obydwu pierwiastków z roztworu glebowego przez korzenie roślin (Kabata-Pendias, Pendias 1999; Starck 2002). W glebach nieprzekształconych antropogenicznie może występować wzajemne blokowanie Fe i Mn (Gliński 1999). Nie znalazło to jednak potwierdzenia w badanych glebach z terenu Poznania, prawdopodobnie ze względu na właściwości warstw nasypowych, które są wzbogacone o składniki zanieczyszczeń stałych lub ciekłych. W analizowanych warstwach obydwie te pierwiastki występują we wzajemnej dodatniej i wysoce istotnej statystycznie korelacji (tab. 5–8 w cz. III). Natomiast ujemna korelacja między Mn i Ca oraz Mn i pH gleby może odzwierciedlać zmniejszanie dostępności tego metalu w środowisku

obojętnym i słabo zasadowym – tab. 5–8 w cz. III (Faber 1987b; Kabata-Pendias, Pendias 1999; Nowosielski 1988). Prawidłowy poziom form aktywnych manganu, pomimo istnienia mechanizmów zmniejszających pulę jego form dostępnych, wskazywać może na znaczną zawartość form ogólnych tego pierwiastka w podłożu. Dlatego ewentualne ingerencje w środowisku glebowym powinny uwzględniać potencjalną możliwość zwiększenia zawartości tego mikroelementu przy zmianie warunków, np. obniżenie pH gleby.

W materiale roślinnym, w trzech terminach zbioru liści, stosunek średnich wielkości Fe do Mn dla ośmiu stanowisk oscyluje wokół 5 (S. Łukasiewicz 2002). Tak wysoka przewaga obecności żelaza w materiale roślinnym może świadczyć o istnieniu mechanizmów utrudniających pobieranie manganu przez rośliny, pomimo wspomnianych korzystnych proporcji z żelazem. Uwidacznia się to szczególnie na tle aktualnych doniesień, według których u wielu roślin drzewiastych, np. z rodzajów *Betulaceae* i *Fagaceae*, wartość ilorazu Fe/Mn wynosi nawet poniżej jedności (Starck 2002).

Cynk

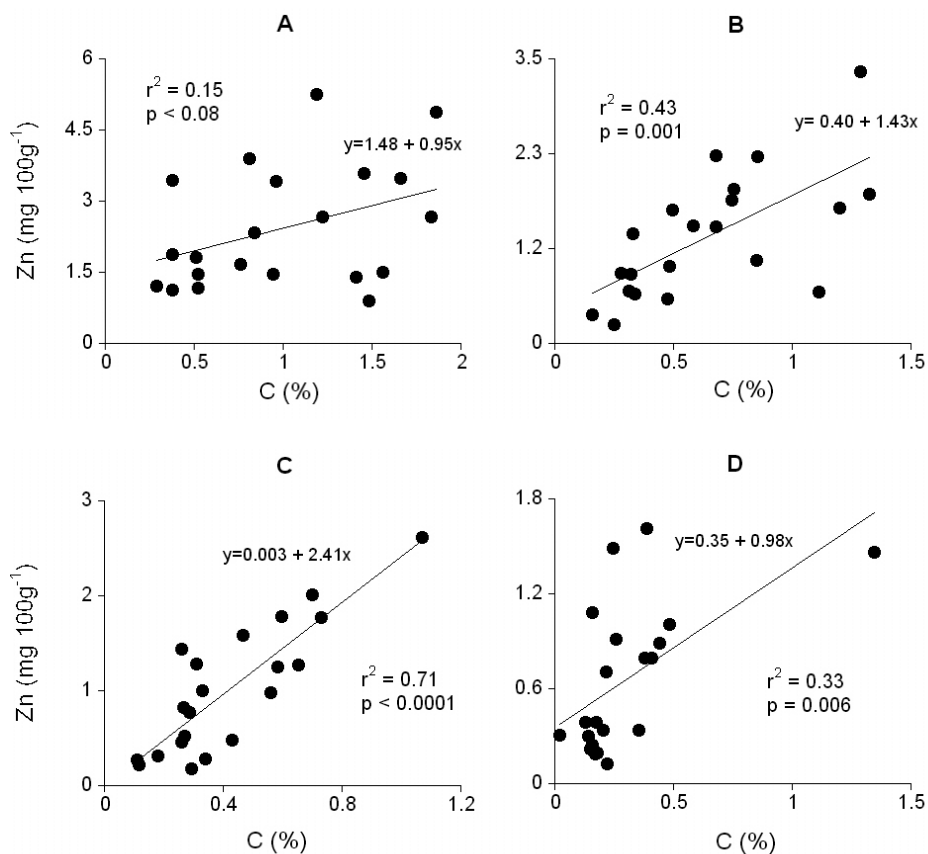
Jest niezbędnym pierwiastkiem do prawidłowego odżywienia roślin. Bierze udział w reakcjach enzymatycznych oraz stanowi integralną część błon komórkowych. W glebach ulega wytrąceniu w obecności dużej ilości jonów wapnia lub fosforu. Jest także trwale wiązany przez substancję organiczną. Objawami niedoboru cynku są: np. u kukurydzy rozległe, białe pasy po obu stronach nerwu głównego, a u drzew owocowych rozety małych, sztywnych liści na końcach młodych pędów (Gliński 1999; Gorlach, Mazur 2001; Starck 2002).

Zawartość tego pierwiastka w podłożach z terenu Poznania maleje ze wzrostem głębokości, przy wysoce istotnej statystycznie interakcji, stanowisko \times głębokość, na poziomie $p = 0,001$ (tab. 1–4, ryc. 1B). W poziomie wierzchnim (0–30 cm) średnia dla wszystkich stanowisk zawartość jonów cynku wynosiła 2,4 mg/100 g, przy wysoce istotnym zróżnicowaniu wyników między stanowiskami. Natomiast trzy ostatnie poziomy (30–120 cm) nie wykazują istotnych różnic wyników w danej warstwie między stanowiskami. W macierzy korelacyjnej pierwiastków w glebie (tab. 5–8 w cz. III), dla poziomu 0–30 cm, odnotowano istotną statystycznie, ujemną korelację między Zn i pH gleby. Dodatnią korelację stwierdzono między zawartością Zn i P (0–60 cm i 90–120 cm), między Zn i K oraz Zn i Cu (30–120 cm). Na głębokości od 30 do 90 cm Zn był istotnie skorelowany z N-NO₃ i S-SO₄. W przedziałach 30–60 cm oraz 90–120 cm stwierdzono istotne korelacje między Zn i Cd. Na głębokości 60–90 cm zaznaczyła się ponadto istotna korelacja między Zn i N-NH₄. W ostatniej warstwie, poza wymienionymi, dodatnią korelację odnotowano także między zawartościami Zn i Fe.

W badanych podłożach brak jest omawianej w literaturze zależności występowania cynku od składu granulometrycznego, jaka występuje w glebach polowych (Terelak i in. 2000, za: Kabata-Pendias, Pendias 1999). Korelacje form dostępnych Zn z zawartością części spławialnych, z wyjątkiem wierzchniego poziomu 0–30 cm, są ujemne.

Za gleby średnio zasobne w ten mikroelement uważane są podłoża zawierające od 0,3 do 3,3 mg Zn/100 g gleby (Nowosielski 1988). Stwierdzone średnie zawartości tego pierwiastka – 2,4 mg/100 g w poziomie wierzchnim oraz 1,4 mg/100 g na głębokości 30–60 cm zawierają się w powyższym przedziale (ryc. 1B). W literaturze wskazuje się, że występowanie cynku jest istotnie skorelowane z zawartością w glebie żelaza i manganu (Faber 1987a; Kabata-Pendias, Pendias 1999). Korelacja dla układu cynk–mangan nie potwierdziła tej zależności w żadnym z czterech analizowanych profilów. Natomiast korelacja cynku z żelazem wykazała zależność istotną statystycznie jedynie dla najniższego poziomu, 90–120 cm (tab. 8 w cz. III). Nie potwierdzono także, oczekiwanej dla gleb rolniczych, zależności o charakterze antagonistycznym między cynkiem i fosforem oraz siarką (Gliński 1999; Kabata-Pendias, Pendias 1999; Starck 2002). Zależność między występowaniem tego pierwiastka w liściach a odczynem gleby i zawartością w niej jonów wapnia była, wbrew danym z literatury, dodatnia (Kabata-Pendias, Pendias 1999). Jest to tym bardziej zastanawiające, iż zawartość form dostępnych cynku jest ujemnie skorelowana z odczynem pH gleby (tab. 5 w cz. III). Wyjaśnieniem może być proces tzw. transportu aktywnego w roślinie, tj. selektywnego pobierania jonów z roztworu glebowego. Możliwym wyjaśnieniem jest także rozwój korzeni włośnikowych, tj. karmiących w sektorach podłoża, które ze względu na brak dostępu w zabetonowanej powierzchni miejskiej nie były analizowane.

Jednym ze źródeł cynku, w roztworze glebowym omawianych stanowisk wydaje się być jego uwalnianie z substancji organicznej. Może na to pośrednio wskazywać wysoce istotna zależność jego zawartości od puli węgla organicznego na trzech z czterech poziomów (ryc. 3 A–D). Jak wspomniano, jednym ze źródeł antropogenicznych cynku w środowisku zurbanizowanym w ostatnich 50–70 latach może być zanieczyszczenie przez transport. Li i in. (2001) stwierdzili, że w wysoko zurbanizowanej części Hongkongu istotnym źródłem Zn jest pył pochodzący ze startych opon samochodowych. Brak zależności między natężeniem ruchu samochodowego w pobliżu powierzchni badawczych i zawartością cynku w glebach Poznania nie potwierdza tych doniesień. Jedną z przyczyn braku owej zależności może być to, że w badanych podłożach spod kasztanowców określone były formy łatwo dostępne dla roślin, podczas gdy Li i in. (2001) określali formy ogólne tego pierwiastka.



Ryc. 3. Zależności występowania form aktywnych cynku od procentowego udziału węgla organicznego w czterech poziomach gleby. Wykresy sporządzono dla poziomów: 0–30 cm (A), 30–60 cm (B), 60–90 cm (C) oraz 90–120 cm (D)

Dane dla 21 stanowisk zieleni miejskiej w Poznaniu

Fig. 3. Relationship between the occurrence of active forms of zinc on the percentage share of organic carbon in the four soil levels. Diagrams have been prepared for the following levels: 0–30 cm (A), 30–60 cm (B), 60–90 cm (C) and 90–120 cm (D)

Data for 21 locations of municipal green areas in Poznań

Miedź

Niezbędność miedzi w procesach metabolicznych roślin wynika z jej udziału m.in. w: regulacji procesów generatywnych, fotosyntezie, oddychaniu oraz przemianach związków azotowych. Brak tego mikroelementu w podłożu u roślin dwuliściennych prowadzi do niekorzystnych zmian w gospodarce wodnej,

co przejawia się brakiem turgoru liści i pędów oraz brakiem bądź minimalną skalą kwitnienia i owocowania (Ruszkowska, Wojcieszka-Wykupajtyś 1996, za: Terelak i in. 2000; Gliński 1999; Górlach, Mazur 2001; Starck 2002).

W podłożach z terenu Poznania zawartość miedzi w profilu glebowym malała ze wzrostem głębokości, a różnice między stanowiskami w poszczególnych poziomach były istotne statystycznie (tab. 1). Natomiast interakcja stanowisko \times głębokość zachodzi jedynie na poziomie $p = 0,1$. Zależności między zawartością Cu i zawartościami innych pierwiastków w substracie przedstawiono w tabelach 5–8 w cz. III, a między zawartością Cu w podłożu oraz makro- i mikropierwiastkami w liściach w tabelach 9 i 10 w cz. III.

Analizowane podłoża, zawierające przeciętnie 0,46 mg Cu/100 g gleby, można określić jako średnio zasobne w ten pierwiastek (ryc. 1A). W uprawach polowych średnio zasobny poziom miedzi mieści się od 0,2 do 0,7 mg/100 g i jest kilkukrotnie wyższy od spotykanych w glebach leśnych (Góralski 1971; Nowosielski 1988; Szukalski 1979). Faber (1987c) podaje, iż miedź aktywna stanowi zaledwie 0,1–0,2% ogólnej puli tego pierwiastka w glebie. Według Terelaka i in. (1995, za: Kabata-Pendias, Pendias 1999), zawartość form ogólnych miedzi w polskich glebach średnio wynosi 6,5 ppm przy zakresie od 0,2 do ponad 720 ppm.

Występowanie aktywnych form miedzi w glebie jest uzależnione od pH roztworu oraz obecności w nim jonów: wapnia, fosforu, żelaza, glinu, manganu i cynku. Znane są zależności antagonistyczne między zawartością miedzi od wzrostu odczynu i od wymienionych pierwiastków, co znajduje zastosowanie przy neutralizowaniu gleb skażonych tym pierwiastkiem (Czerwiński 1976; Nowosielski 1988; Gliński 1999; Kabata-Pendias, Pendias 1999; Terelak i in. 2000). Wzajemne zależności pierwiastków glebowych, przedstawione w tabelach 5–8 w cz. III, wskazują jednak na występowanie tendencji odwrotnych. W przypadku porównania Cu z wapniem i pH gleby w większości przypadków występuje niewielka, dodatnia, ale nieistotna statystycznie korelacja. Natomiast dodatnie i istotne statystycznie korelacje dla układów miedzi z żelazem i cynkiem stwierdzono dla trzech spośród czterech poziomów glebowych. Także dodatnią, istotną korelację odnotowano między zawartością w substracie miedzi i fosforu dla dwóch poziomów, 60–120 cm. Prawdopodobnym wytłumaczeniem omawianych, odwrotnych od oczekiwanych w warunkach naturalnych zależności jest ogólnie niska zawartość węgla organicznego (próchnicy) oraz składników pokarmowych w podłożu. Występowanie form dostępnych tych składników wskazuje bowiem na zależność od obecności w podłożu substancji organicznej (tab. 3 w cz. II). Przy braku miedzi i cynku we frakcji mineralnej gleby ich źródłem są ulegające mineralizacji szczątki organiczne. Wskazuje to na istotną rolę próchnicy jako rezerwuaru uwalnianych w procesie mineralizacji deficytowych pierwiastków. Ma to szczególne znaczenie w podłożach przeobrażonych, o wadliwym składzie i zmienionych proporcjach poszczególnych

składników pokarmowych. Brak dostawy pierwiastków na drodze mineralizacji humusu skutkuje utrwaleniem zarówno wadliwego składu chemicznego, jak i niekorzystnych proporcji pierwiastków w substracie nasypowym. Przypadkowa obecność w podłożu poszczególnych makro- i mikroelementów nie może być modyfikowana ich uwalnianiem w procesach rozkładu próchnicy z powodu jej szczątkowych ilości w substracie glebowym.

Bor

Wymieniane w literaturze funkcje boru obejmują jego udział w:

1. syntezie ścian komórkowych,
2. procesach wzrostu i różnicowania tkanek,
3. procesach kwitnienia i owocowania,
4. gospodarce węglowodanowej,
5. przemianach azotu i kwasów nukleinowych,
6. metabolizmie fenoli i syntezie ligniny.

Niezbędność tego pierwiastka przejawia się w: hamowaniu wzrostu całych roślin rosnących na podłożach pozbawionych boru, zamieraniu wierzchołków wzrostu pędów i korzeni, deformacji i kruchości liści, hamowaniu zawiązywania kwiatów i owoców oraz zahamowaniu transportu asymilatów w roślinie (Gliński 1999; Gorlach, Mazur 2001; Starck 2002).

Z analiz podłoża wynika wyrównany poziom tego mikroelementu od 0 do 120 cm, przy czym w pierwszym (0–30 cm) i w trzecim poziomie (60–90 cm) wyniki między stanowiskami różniły się istotnie statystycznie między sobą. Także istotne statystycznie różnice odnotowano w przypadku interakcji, stanowisko \times głębokość, na poziomie $p = 0,05$.

W macierzy korelacyjnej zawartości pierwiastków w glebie uwidacznia się istotna statystycznie, ujemna korelacja zawartości boru z odczynem pH oraz z kadmem na wszystkich czterech głębokościach (tab. 5–8 w cz. III). Ujemna korelacja między B i jonami wapnia odnotowana została w dwóch wierzchnich poziomach, do 60 cm włącznie. Istotną, dodatnią korelację między B i Mg zanotowano w poziomie 0–30 cm (tab. 5 w cz. III). Zawartość boru w podłożu od 0 do 60 cm była istotnie, dodatnio skorelowana z zawartością w liściach azotu, manganu i siarki (tab. 9, 10 w cz. III).

Zawartość tego pierwiastka w analizowanych podłożach jest bardzo zmienna, co wyróżnia go spośród innych mikroelementów. W warstwie wierzchniej analizy nie wykazały obecności form dostępnych boru na pięciu stanowiskach. Nie koreluje to z jego ogólnie wysoką zawartością w liściach kasztanowców z terenu Poznania (61,5 ppm) w porównaniu do dziewięciu lasotwórczych gatunków drzew. Zawartość boru w s.m. ich liści wynosi bowiem średnio 35 ppm, przy zakresie od 18 do 51 ppm. Dotyczy to drzew z rodzajów: *Alnus*, *Betula*,

Fagus, Fraxinus, Populus, Quercus, Salix, Tilia i *Ulmus* (Bergmann 1983; Fober 1990, 1993, 1995, 1999, za: cyt. tam lit.; Oleksyn [dane niepubl.]). Natomiast na ośmiu stanowiskach zanotowano jego nadmierną zawartość, dochodzącą do 0,3 mg B/100 g gleby w warstwie 0–30 cm. Podwyższona zawartość boru może być wynikiem: spalania węgla kamiennego oraz oleju napędowego i benzyny, ścierania opon samochodowych, a także obecności w podłożu popiołu ze spalania węgla. Zakres występowania boru dla gleb średnio zasobnych mieści się od 0,01 do 0,13 mg/100 g gleby (Nowosielski 1988). Podobne proporcje udziału stanowisk zanotowano w pozostałych poziomach. Uzyskane wyniki potwierdzają odnotowaną przez innych badaczy ujemną korelację między jonami B i Ca (Gliński 1999). Dodatnia korelacja występowania boru i magnezu w glebie może wzmacniać synergizm ich oddziaływania (Gliński 1999). Podawany w literaturze (Kabata-Pendias, Pendias 1999), proporcjonalnie do wzrostu pH gleby, wzrost przyswajalności tego pierwiastka znajduje potwierdzenie w dodatnich, lecz nieistotnych statystycznie korelacjach zawartości boru w liściach i pH podłoża. Natomiast korelacje zawartości boru z węglem organicznym, frakcją części spławialnych oraz z wolną powierzchnią gleby, wbrew danym z literatury, nie były istotne (Kabata-Pendias, Pendias 1999). Przedstawione w niniejszej rozprawie wyniki wskazują, że także w przypadku boru w utworach antropogenicznych, na terenach zurbanizowanych, spotkać się można ze skrajnymi, w stosunku do gleb rolniczych czy leśnych, zależnościami między pierwiastkami. Potwierdza to przytaczaną tezę o trudnych do przewidzenia składzie i wzajemnych zależnościach pierwiastków w gruntach nasypowych.

Ołów

Dotychczas jednoznacznie nie wykazano, aby ołów był konieczny do normalnego rozwoju roślin. Istniejące doniesienia o tym, że fizjologiczne funkcje ołowiu pokrywa jego poziom w roślinach wynoszący 2–5 ppb, w literaturze określane są jako spekulacje (Kabata-Pendias, Pendias 1999).

W wierzchniej warstwie podłoża (0–30 cm) odnotowano brak form dostępnych tego pierwiastka aż na 15 spośród 21 powierzchni (tab. 1). W następnych poziomach nie stwierdzono jego obecności kolejno w siedmiu, pięciu i dwu podłożach badanych stanowisk. We wszystkich poziomach, a także interakcji stanowisko \times głębokość, występujące różnice są nieistotne statystycznie.

Analiza statystyczna zależności między zawartościami Pb i innych pierwiastków w podłożu wykazała istnienie nielicznych istotnych statystycznie, dodatnich korelacji (tab. 5–8 w cz. III). W wierzchniej warstwie podłoża (0–30 cm) stwierdzono dodatnią korelację między Pb i Mn. Istotną korelację pomiędzy zawartością Pb i Zn zanotowano dla trzech poziomów, 30–120 cm, a istotną korelację między Pb i Cu dla dwóch poziomów, 30–60 i 90–120 cm. Korelacje

między Pb i S-SO₄ oraz Pb i węglem organicznym stwierdzono kolejno na głębokościach 60–90 i 90–120 cm.

Jednym z głównych źródeł wzrostu ilości ołowiu w środowisku miejskim w ostatnim stuleciu jest skażenie komunikacyjne czteroetylołowiem, dodawanym jako środek przeciwstukowy do benzyny. Z wprowadzeniem zmian technologicznych w latach 90. emisja tego metalu uległa znacznemu zmniejszeniu. Z badań wykonanych we Włoszech wynika, że zawartość Pb w pyłe zawieszonym w miastach zmniejsza się od czasu wprowadzenia etyliny bezołowiowej o około 20% rocznie (Monaci i in. 2000). Zakumulowany w latach wcześniejszych ołów jest stopniowo przemieszczany w głąb profilu glebowego.

Wskazują na to także wyniki przedstawione w niniejszej rozprawie, świadczące o zwiększaniu się obecności form dostępnych Pb z głębokością profilu glebowego. O ile w górnej części profilu, 0–30 cm, odnotowano występowanie ołowiu na sześciu z 21 stanowisk, to na głębokości 90–120 cm występował on już na 19 stanowiskach. Do podobnych wniosków doszli także Bhuie i in. (2000), którzy badali migracje tego pierwiastka w glebach miejskich Toronto.

Przeprowadzone badania zawartości ołowiu i kadmu pozwalają na określenie poziomu form dostępnych tych pierwiastków w czterech warstwach profilu glebowego. Z jednej strony zarówno w literaturze, jak i w powszechnym odczuciu przeważa pogląd o istniejącym zagrożeniu zanieczyszczenia środowiska różnymi pierwiastkami śladowymi. Z drugiej strony wiadomo, iż w środowisku alkalicznym analizowane metale przechodzą w formy trudno dostępne dla roślin. Są to głównie węglany, fosforany oraz, w przypadku ołowiu, konkrety żelaza i manganu (Nowosielski 1988; Kabata-Pendias, Pendias 1999). Uzyskane wyniki potwierdzają bardzo niski poziom form aktywnych tego pierwiastka w antropogenicznych podłożach na terenie Poznania. Jest to istotne, gdyż według dostępnych danych pobieranie ołowiu przez korzenie stanowi główną drogę wnikania tego pierwiastka do organizmów roślin. W porównaniu do tego procesu udział liści w jego pobieraniu jest niewielki (Motto i in. 1970; Koeppe 1977, za: Samardakiewicz, Woźny 1995). Niska zawartość ołowiu w substracie znalazła swoje odzwierciedlenie także w małej jego zawartości w liściach (S. Łukasiewicz 2002).

Średnia zawartość ołowiu dla wierzchniego poziomu jest o połowę niższa od tła geochemicznego dla gleb Polski, podawanego jako 18 ppm (1,8 mg/1000 g). Tak niewielkie zawartości ołowiu nie przekraczają także jego ustawowo dopuszczonego poziomu w glebach użytkowanych rolniczo, określone na 5 mg/100 g (Monitor Polski, 1986, za: Siuta 1995; Kabata-Pendias, Pendias 1999). Pamiętajmy jednak należy, że niniejsze rozważania obejmują jedynie formy aktywne, łatwo dostępne dla roślin, natomiast zarówno tło geochemiczne, jak i dopuszczalny poziom omawianych „pierwiastków śladowych” dotyczą zawsze ich form ogólnych.

Doniesienia o sorbowaniu Pb przez liście nie zostały potwierdzone odpowiednimi zależnościami. Także korelacje występowania z węglem organicznym

są nieistotne. Natomiast dodatnio skorelowane występowanie ołowiu w liściach z pH gleby i z poziomem jonów wapnia może wskazywać na niezależną od wymienionych parametrów obecność tego pierwiastka w materiale roślinnym.

Kadm

Nie stwierdzono, aby pierwiastek ten był niezbędny do prawidłowego rozwoju roślin. W literaturze podaje się, że jego pobieranie ze środowiska glebowego stymuluje kwaśny odczyn oraz obecność jonów chloru w podłożu. Wiadomo także, że dodatek substancji organicznej na poziomie 5–10% znacząco ogranicza pobieranie kadmu przez liście i korzenie jęczmienia (Bolton, Thorse 1997, za: Kabata-Pendias, Pendias 1999).

Tło geochemiczne dla kadmu wynosi 0,2–0,5 ppm, przy prawie dopuszczalnej zawartości tego pierwiastka w glebach użytkowanych rolniczo do 3 ppm. Postuluje się zróżnicowanie poziomu granicznego od 1 do 3 ppm w zależności od składu mechanicznego oraz ogólnie obniżenie górnej zawartości poniżej 3 ppm (Kabata-Pendias, Pendias 1999; IUNG, za: Siuta 1995). Wymieniony poziom graniczny dotyczy form ogólnych tego pierwiastka. Wyniki analiz form dostępnych (aktywnych) wykazały, iż osiągalna dla roślin pula kadmu w podłożach 21 stanowisk na terenie Poznania mieści się na poziomie naturalnego tła dla gleb Polski (ryc. 1C). Jest to szczególnie istotne wobec faktu podwyższonego pH gleb. Większość pierwiastków śladowych (metali ciężkich) w środowisku alkalicznym przechodzi w formy trudno rozpuszczalne i trudno dostępne dla roślin. W przypadku kadmu prawidłowość taka nie występuje (Kabata-Pendias, Pendias 1999). Na podstawie wyników korelacji poszczególnych pierwiastków nie stwierdzono, by pula fosforu czy obecność materii organicznej były czynnikami ograniczającymi jego pobieranie. Sumarycznie wskazuje to na brak zagrożenia omawianym pierwiastkiem.

Zawartość kadmu zmieniała się podobnie na wszystkich głębokościach w profilu glebowym niezależnie od stanowiska, na co wskazuje brak istotnej interakcji głębokość \times stanowisko.

W całym profilu zaznacza się istotna statystycznie, dodatnia korelacja między Cd i K oraz Cd i Ca, a ujemna między Cd i B (tab. 5–8 w cz. III). Na głębokości od 30 do 120 cm stwierdzono dodatnią korelację między Cd a pH i Ca (tab. 6–8 w cz. III). Zależności między zawartością Cd w podłożu oraz makro- i mikroelementami w liściach przedstawiono w tabelach 9 i 10 w cz. III.

Odnotowano dodatnią zależność między zawartością kadmu w substracie od pH gleby (tab. 6–8 w cz. III). Potwierdza to doniesienia o jego mobilności w glebach lekkich, charakteryzujących się słabymi zdolnościami sorpcyjnymi, jak i możliwości jego pobierania przez rośliny niezależnie od odczynu podłoża (Kabata-Pendias, Pendias 1999; Terelak i in. 2000). Być może obserwowana

zależność jest skutkiem wypierania Cd z kompleksu sorpcyjnego przez kationy metali alkalicznych, np. Ca^{2+} , Mg^{2+} (Laxen 1985, za: Kabata-Pendias, Pendias 1999). Natomiast odwrotną do przedstawionych w literaturze, dodatnią zależność zawartości jonów kadmu od wapnia w podłożu można tłumaczyć powszechnie występującą, nadmierną zawartością Ca we wszystkich analizowanych podłożach. Tego typu, niezgodne z danymi z literatury, zależności stwierdzono także przy porównaniu tego pierwiastka z zawartością ilu i węgla organicznego. Należałoby się spodziewać, że wzrost zawartości ilu i węgla organicznego powinien ograniczać pobieranie Cd (Kabata-Pendias, Pendias 1999). Dodatkowo zależności form aktywnych kadmu z węglem na trzech głębokościach oraz z ilem (0–30 cm) przeczą tym doniesieniom. Wyniki analiz statystycznych nie wykazały także istotnych zależności z węglem organicznym oraz z zawartością części spławialnych w korelacjach tego pierwiastka w glebie i w liściach oraz w glebie i owocach. Ogólnie, w podłożach z terenu Poznania nie potwierdziły się również doniesienia literaturowe na temat stymulującego wpływu chloru na pobieranie kadmu przez rośliny (Kabata-Pendias, Pendias 1999). Istotnie statystycznie korelacje między zawartością kadmu w liściach a poziomem chloru w podłożach dotyczą pojedynczych głębokości podłoża i dat analiz pierwiastków. Takie zależności nie uprawniają do ich uogólniania, mając szczególnie na uwadze dominujące znaczenie warstw wierzchnich w odżywianiu roślin.

WSKAŹNIK ZASOLENIA EC

Zasolenie roztworu glebowego oznacza sumę rozpuszczonych w glebie soli. Na zasolenie najsilniej wpływają aniony: chlorkowe, azotanowe, siarczanowe i boranowe, a w nieco mniejszym stopniu kationy: sodu, potasu, amonu i żelaza (Breś i in. 2003).

Dla czterech analizowanych głębokości z terenu Poznania charakterystyczne są: niski stopień zasolenia, jego wzrost z głębokością oraz nieistotna interakcja stanowisko \times głębokość (ryc. 2C).

Istotne statystycznie korelacje, dla trzech poziomów od 0 do 90 cm, odnotowano między EC a azotem azotanowym oraz całkowitym. Dla niektórych głębokości istotnymi były także korelacje między EC i Cl, S-SO₄ i Mg (tab. 5–8 w cz. III). Wskaźnik zasolenia był istotnie, dodatnio skorelowany z zawartością siarki w liściach, a ujemnie z zawartością żelaza, sodu i cynku.

Przyjmując przewodnictwo elektryczne roztworu glebowego (EC) jako miarę zasolenia, wyniki analiz dla 21 stanowisk na terenie Poznania wskazują na bardzo niską wartość tego wskaźnika (ryc. 2C). W poziomie wierzchnim aż 20 stanowisk należałoby zaliczyć do przedziału gleb bardzo małego $< 400 \text{ mS} \cdot \text{cm}^{-1}$, a jedno do kategorii małego, zasolenia, 401–800 $\text{mS} \cdot \text{cm}^{-1}$ (Nowosielski 1988).

W głębiej leżącej warstwie, 30–60 cm, proporcje te składają się odpowiednio z 15 i sześciu powierzchni. Tak określone progi zasolenia są zbieżne ze stanem troficznym substratu ogółu stanowisk. Analizy składu chemicznego ujawniły występujący w podłożach deficyt większości makroelementów, z wyjątkiem jonów wapnia. W przypadku wysokiej wartości poziomu zasolenia na terenie miasta jest ono wynikiem nadmiernego stężenia jonów sodu i chloru w substracie, tj. jednostronnej dostawy, tylko NaCl. Przedstawiona sytuacja dowodzi, że w badaniach przekształconych terenów miejsko-przemysłowych nie można opierać się tylko na wynikach wskaźnika zasolenia. Postępowanie takie może prowadzić do mylących wniosków na temat zasobności gleb w składniki pokarmowe. W rzeczywistości bowiem, np. sugerujący poprawną zasobność wysoki poziom tego wskaźnika może wynikać z antropogenicznego zanieczyszczenia podłoża pojedynczymi pierwiastkami.

Na stanowisku Aleja Wielkopolska ostatni z analizowanych profili, 90–120 cm, charakteryzuje nagły wzrost zasolenia do wartości $1505 \mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$. Zostało to spowodowane nieprzepuszczalnością podłoża zbudowanego z iltu, o silnych właściwościach akumulacyjnych w stosunku do migrujących pierwiastków. W omawianym przypadku wzrost zasolenia jest wynikiem nadmiernego udziału jonów sodu, chloru i siarki. Wartość omawianego wskaźnika na kolejnym, według wielkości zasolenia, stanowisku tej warstwy, tj. u zbiegu ul. Jerzego i ul. 28 Czerwca, wynosi $931 \mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$. Warto zauważyć, iż ponad dwukrotnie większa wartość EC, w stosunku do pozostałych powierzchni jest efektem nadmiernej kumulacji jonów siarki. Jest to warte uwagi ze względu na krańcowe różnice zdrowotności rosnących tam osobników kasztanowca zwyczajnego (białego). Przy alei Wielkopolskiej, szczególnie w latach posusznych, już w początkach czerwca dochodzi do zmian nekrotycznych liści, obejmujących w przeciągu dwóch–czterech tygodni do 90% liści korony. Przy ul. Jerzego zielona barwa koron drzew utrzymuje się do jesieni włącznie, co może być potwierdzeniem wyższej szkodliwości soli chlorkowych dla roślin (Wiebe 1964, za: Nowosielski 1974). Przedstawione wyniki wydają się wskazywać na jedynie uzupełniającą przydatność wskaźnika ogólnego poziomu zasolenia podłoża EC w warunkach zdegradowanych gleb miejskich.

WNIOSKI

1. W najważniejszym dla poprawnego zaopatrzenia roślin poziomie gleby 0–60 cm stwierdzono poprawną, w stosunku do gleb średnio zasobnych, zawartość większości mikroelementów.
2. Zawartość jonów chloru i sodu do 10 razy przekracza poziom uznany jako graniczny dla prawidłowego rozwoju roślin drzewiastych.
3. W warstwie 0–30 cm analiza wariacji wykazała wysoce istotne statystycz-

- nie różnice ich zawartości między poszczególnymi stanowiskami. Dotyczyło to czterech spośród pięciu pierwiastków, tj.: żelaza, cynku, miedzi i boru.
4. W głębiej zalegającej warstwie (30–60 cm) istotne różnice między stanowiskami dotyczyły jedynie dwóch pierwiastków, tj. żelaza i miedzi.
 5. W poziomym wierzchnim 0–60 cm na kilku stanowiskach stwierdzono śladowe ilości boru. Nie koreluje to jednak z ogólnie wysoką zawartością tego pierwiastka w liściach kasztanowca zwyczajnego *Aesculus hippocastanum* L. w porównaniu do dziewięciu lasotwórczych gatunków drzew.
 6. W podłożach z terenu Poznania zanotowano brak bądź minimalne ilości form aktywnych ołowiu i kadmu.
 7. Wyniki analiz podłoży raz jeszcze potwierdzają heterogeniczność gleb miejskich. Dotyczy to wszystkich parametrów środowiska glebowego, w tym także zawartości mikroelementów.

LITERATURA

- Andrzejewski M., 1991: *Zanieczyszczenie środowiska metalami ciężkimi, głównie ołowiem*. Mat. na sympozjum nt. „Ochrona Środowiska”, AR, mscr.
- Anonim, 1996: *Opracowywanie zaleceń nawozowych w ogrodnictwie*. SGGW, Warszawa, 119 ss.
- Baran S., 2000: *Ocena stanu degradacji i rekultywacji gleb*. Wyd. AR w Lublinie, Lublin, 244 ss.
- Bergbäck B., Johansson K., Mohlander U., 2001: *Urban metal flows – A case study of Stockholm. Water, Air, and Soil Pollution*. Focus, 1, 3–24.
- Bergmann W., 1983: *Ernährungsstörungen bei Kulturpflanzen: Entstehung und Diagnose*. Gustav Fischer Verlag, Jena, 614 ss.
- Bhui A.K., McLaughlin D., Roy D.N., 2000: *Exposure of urban ecosystems to Mn and Pb contaminants from gasoline additives beside a major highway in the Greater Toronto Area, Canada*. For. Chron., 76, 251–258.
- Breś W., Golcz A., Komosa A., Kozik E., Tyksiński W., 2003: *Nawożenie roślin ogrodniczych*. Wyd. AR, Poznań, 188 ss.
- Buckman H.C., Brady N.C., 1971: *Gleba i jej właściwości*. PWRiL, Warszawa, 530 ss.
- Czerwiński W., 1976: *Fizjologia roślin*. PWRiL, Warszawa, 605 ss.
- Czerwiński Z., 1978: *Wpływ chemicznej technologii odśnieżania ulic na gleby i roślinność drzewiastą aglomeracji miejskich*. Zesz. Nauk. SGGW AR. Rozpr. Nauk. nr 104, Warszawa, 41.
- Faber A., 1987a: *Cynk*. [W:] M. Fotyma i in. (red.), *Chemiczne podstawy żyzności gleb i nawożenia*. PWRiL, Warszawa, 238–250.
- Faber A., 1987b: *Mangan*. [W:] M. Fotyma i in. (red.), *Chemiczne podstawy żyzności gleb i nawożenia*. PWRiL, Warszawa, 216–228.
- Faber A., 1987c: *Miedź*. [W:] M. Fotyma i in. (red.), *Chemiczne podstawy żyzności gleb i nawożenia*. PWRiL, Warszawa, 199–215.
- Fober H., 1990: *Mineralne żywienie*. [W:] S. Białobok (red.), *Buk zwyczajny*. PWN, Warszawa–Poznań, 143–157.
- Fober H., 1993: *Żywienie mineralne*. [W:] W. Bugała (red.), *Grab zwyczajny*. Wyd. Nauk. PWN, Warszawa–Poznań, 87–95.
- Fober H., 1995: *Mineralne żywienie*. [W:] W. Bugała (red.), *Jesion wyniosły*. Wyd. Nauk. PWN, Warszawa–Poznań, 137–147.
- Fober H., 1999: *Mineralne żywienie*. [W:] W. Bugała (red.), *Klony*. Wyd. Nauk. PWN, Warszawa–Poznań, 147–162.

- Fotyła E., Pietruch C., 1999: *Zawartość azotu mineralnego w glebach gruntów ornych Polski po zbiorach roślin jako wskaźnik stanu środowiska*. IUNiG, Puławy, 24 ss.
- Gliński J., 1999: *Chemiczne i fizykochemiczne właściwości gleb*. [W:] S. Zawadzki (red.), *Gleboznawstwo*. PWRiL, Warszawa, 183–236.
- Goralski J. (red.), 1971: *Nawozy mineralne*. PWRiL, Warszawa, 376 ss.
- Gorlach E., Mazur T., 2002: *Chemia rolna*. Wyd. Nauk. PWN, Warszawa, 347 ss.
- Hoffmann M., Komosa A., 1973: *Analiza chemiczna w ochronie i nawożeniu zieleni miejskiej*. Ogólnopolska konf. nauk.-techn. „Analiza chemiczna w ogrodnictwie”, Poznań 1–3 luty, 73–93.
- Kabata-Pendias A., Pendias H., 1999: *Biogeografia pierwiastków śladowych*. Wyd. Nauk. PWN, Warszawa, 398 ss.
- Kowaliński S., Gonet S., 1999: *Materia organiczna gleb*. [W:] S. Zawadzki (red.), *Gleboznawstwo*. PWRiL, Warszawa, 237–263.
- Krzywy E., Nowak W., Wołoszyk C., 1997: *Chemia rolna. Podręcznik do ćwiczeń*. Wyd. AR, Szczecin, 125 ss.
- Li X., Poon C.S., Liu P.S., 2001: *Heavy metal contamination of urban soils and street dusts in Hong Kong*. Appl. Geochem., 16, 1361–1368.
- Łukasiewicz S., 2002: *Wpływ wybranych czynników na rozwój kasztanowca białego Aesculus hippocastanum L. w warunkach miejskich Poznania*. Wyd. Biol. UAM, Poznań, msc. [pr. doktorska].
- Marschner H., 1995: *Mineral Nutrition of Higher Plants*, wyd. 2. Acad. Press, London, San Diego.
- Monaci F., Moni F., Lanciotti E., Grechi D., Bargagli R., 2000: *Biomonitoring of airborne metals in urban environments: new tracers of vehicle emission, in place of lead*. Environ. Pollut., 107, 321–327.
- Monitor Polski nr 23 z 3 lipca 1986 r.
- Nowosielski O., 1974: *Metody oznaczania potrzeb nawożenia*. PWRiL, Warszawa, 721 ss.
- Nowosielski O., 1988: *Zasady opracowywania zaleceń nawozowych w ogrodnictwie*. PWRiL, Warszawa, 310 ss.
- Paul E.A., Clark F. E., 2000: Wyd. UMCS, Lublin, 400 ss.
- Samardakiewicz S., Woźny A., 1995: *Pobieranie, translokacja i rozmieszczenie ołowiu w roślinie*. [W:] A. Woźny (red.), *Ołów w komórkach roślinnych*. Wyd. Sorus, Poznań, 21–33.
- Siuta J., 1995: *Gleba – diagnozowanie stanu i zagrożenia*. Inst. Ochrony Środowiska, Warszawa, 219.
- Starck Z., 2002: *Gospodarka mineralna roślin*. [W:] J. Kopcewicz, S. Lewak (red.), *Fizjologia roślin*. Wyd. Nauk. PWN, Warszawa, 228–271.
- Szukalski H., 1979: *Mikroelementy w produkcji roślinnej*. PWRiL, Warszawa, 320.
- Terelak H., Motowicka-Terelak T., Stuczyński T., Pietruch C., 2000: *Pierwiastki śladowe (Cd, Cu, Ni, Pb, Zn) w glebach użytków rolnych Polski*. Insp. Ochrony Środowiska, Bibl. Monitoringu Środowiska, Warszawa, 69 ss.
- Terelak H., Piotrowska M., Motowicka-Terelak T., Stuczyński T., Budzyńska K., 1995: *Zawartość metali ciężkich i siarki w glebach użytków rolnych Polski oraz ich zanieczyszczenie tymi składnikami*. Zesz. Probl. Post. Nauk. Roln., z. 418, 45–60.
- Ugła H.J., 1979: *Gleboznawstwo leśne*. PWRiL, Warszawa, 527 ss.

THE PHYSICAL STRUCTURE OF THE LAND, ORGANIC SUBSTANCES
CONTENT, AND THE CHEMICAL COMPOSITION OF SOIL COMPRISING
THE SUBSOIL OF 21 URBAN GREENERY LOCATIONS IN THE TERRITORY
OF POZNAŃ

PART IV. CONTENT OF MICROELEMENTS: Cl, Fe, Mn, Zn, Cu, B and Na,
Pb, Cd. THE "EC" SALINITY INDEX

Summary

The study presents the content of nine microelements in forms easily available for plants, i.e. Na, Cl, Fe, Mn, Zn, Cu, B, Pb, Cd, in the subsoils of 21 municipal greens locations in the city of Poznań. Due to the fact that they play a commonly underestimated role, we have also given their most important functions in the living processes of plants. The reference to the analysed chemical elements is their level, i.e. the geochemical backdrop to Polish soils and the threshold numbers for fields soils averagely abundant with nutritive substances.

To sum up, the work contains the following conclusions:

1. In the soil level most important for the proper provisions of plants (0–60 cm), the content of the majority of microelements is correct in relation to averagely abundant soils.
2. The content of chlorine and sodium ions exceeds the threshold level for the correct development of woody plants by up to 10 times.
3. In the 0–30 cm layer, an analysis of variance has disclosed high, statistically significant differences of their content between individual locations. This concerned four out of five chemical elements, i.e. iron, zinc, copper and boron.
4. In the deeper placed soil layer, located at 30–60 cm, significant differences between locations concerned only two chemical elements: iron and copper.
5. At a few locations trace quantities of boron were found at the surface level of 0–60 cm. However, this does not correlate with the generally high content of this chemical element in the leaves of the horse chestnut *Aesculus hippocastanum* L. in the city of Poznań, i.e. 61.5 ppm, in comparison with nine forest tree species, 35.5 ppm.
6. None or only minimal active forms of lead and cadmium were observed in subsoils in the city of Poznań.
7. The results of subsoil analyses once again confirm the heterogeneity of municipal soils. This concerns all parameters of the soil environment, including the content of microelements.