

Ocena akumulacji wybranych metali ciężkich (Pb, Zn, Ni, Cd) w materiale roślinnym zbiorowisk żyźnej buczyny z podwiązku *Dentario Glandulosae* – *Fagenion* na terenach chronionych o zróżnicowanej antropopresji

Rating accumulation of selected heavy metals (Pb, Zn, Ni, Cd)
in the plant material beech wood communities
– *Dentario Glandulosae* – *Fagenion* in protected areas
of various human impact

JOANNA PYTEL

Summary. The aim of the research was to present the cumulation of metals (Pb, Zn, Ni, Cd) in a forest stand of a forb-rich beechwood and evaluation of danger for researched ecosystems caused by metalize dust. The researches were taken in 10 differential anthropogenic areas: 9 nature reserves (“Segiet”, “Parkowe”, “Smoleń”, “Cisów”, “Wykus”, “Świnia Góra”, “Perzowa Góra”, “Zamczysko”, “Pazurek”) and 1 nature-landscape complex “Repty Park and Drama Valley”.

The metals were marked by Atomic Absorption Spectrometry method. The results of the measurements of the samples taken from the plant material *Fagus sylvatica* L.

The results of the researches show that the elements contents in researched areas from Świętokrzyskie Mountains do accumulate analyzed elements in extent that are suitable for plants. It can be accounted as a model for similar researches and confirmed metals concentrations could be concerned as natural and consequent of physiological trees' requests.

Słowa kluczowe: akumulacja, metale, antropopresja, materiał roślinny (liście, gałęzie, kora, korzenie)

Key words: *accumulation, metals, soil, human impact, plant material (leaves, branches, bark, roots)*

Joanna Pytel, *Uniwersytet Jana Kochanowskiego w Kielcach, Katedra Ochrony i Kształtowania Środowiska, ul. Świętokrzyska 15, 25-406 Kielce*

WPROWADZENIE

Jednym z istotnych składników, będących przyczyną degradacji środowiska przyrodniczego, są pierwiastki chemiczne uwalniane w toku różnorodnych procesów związanych z działalnością człowieka. Wprowadzone do ekosystemów mogą powodować w nich zaburzenia homeostazy (Przybylski 1991, Boubel i in. 1994). Najtrwalsze i najbardziej uciążliwe dla środowiska pozostają metale ciężkie, których stężenia, pomimo tendencji spadkowej obserwowanej w ostatnich latach, nadal są emitowane w szkodliwych ilościach dla ekosystemów oraz dla organizmów żywych (Łukasik i in. 2002).

W walce z zanieczyszczeniami powietrza lasy i tereny zadrzewione to dwa podstawowe elementy, stanowiące naturalną barierę dla przemieszczających się mas powietrza i czynnie zmniejszające stopień zanieczyszczenia przez rozrzedzenie i absorpcję pyłów i gazów (Miroslawski i in. 1992). Różne gatunki drzew odznaczają się różnym stopniem wrażliwości na działanie zanieczyszczeń powietrza. Drzewa liściaste są na ogół mniej wrażliwe niż drzewa iglaste.

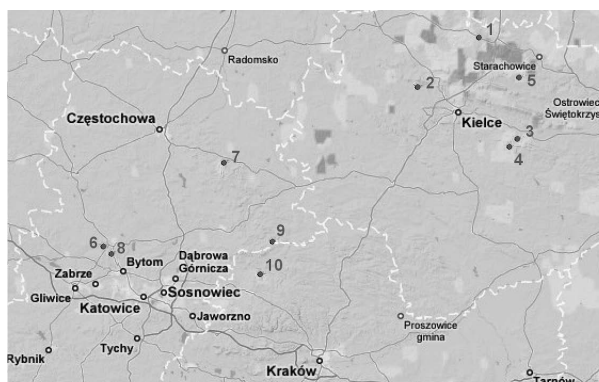
Dla określenia stopnia narażenia ekosystemów lądowych na zanieczyszczenia powietrza stosuje się głównie bioindykację i biomonitoring (Keller i in. 1994, Pakeman i in. 1998), gdyż w wyniku zastosowania tych dwóch metod można ocenić bezpośredni wpływ zanieczyszczeń na organizmy. Stosunkowo często w bioindykacji wykorzystuje się drzewa liściaste (Martin, Bullock 1994, Manning, Godzik 2004), w tym buka (Keller i in. 1994). Drzewa bukowe wykazują najniższą defoliację wśród monitorowanych gatunków liściastych. Ich defoliacja w 1997 i 2001 roku zawierała się w przedziale od 4,75% do 30%, przy średniej wynoszącej 19,21% (Wawrzoniak 2004). U buka objawy uszkodzeń to przedwczesne opadanie liści, a także tworzenie się pęknięć i guzów na korze. Zakłóceniu ulega także typowy sposób ugałęzienia. Zwykle dobrze rozwinięte gałęzie górne przybierają wygląd długich biczów z krótkimi, zdegenerowanymi pędami bocznymi (Białobok 1989; Gawrońska 2000; Rakowski 2004).

CHARAKTERYSTYKA TERENU BADAŃ I OBIEKT BADAŃ

Tereny badawcze na potrzeby niniejszej pracy zlokalizowano na obszarach chronionych, na których nie jest prowadzona gospodarka leśna mogąca powodować zakłócenia w funkcjonowaniu fitocenozy. Tereny badawcze zostały wyznaczone w obrębie

trzech województw: śląskiego, małopolskiego i świętokrzyskiego, na obszarach objętych ochroną prawną. Wybrano obszary chronione ze względu na najlepsze w dzisiejszych warunkach możliwości utrzymania samoregulacji procesów przyrodniczych. Badania przeprowadzono na 10 obszarach chronionych, w tym: w dziewięciu rezerwach przyrody: „Segiet”, „Parkowe”, „Smoleń”, „Cisów”, „Wykus”, „Świnia Góra”, „Perzowa Góra”, „Zamczysko”, „Pazurek” oraz w Zespole Przyrodniczo-Krajobrazowym „Park w Reptach i Dolina Dramy”.

Obiektem badań była buczyna karpacka *Dentario glandulosae* – *Fagenion*. Według Matuszkiewicza (2006) podzwiazek *Dentario glandulosae* – *Fagenion* OBERG. et MÜLLER 1984 zaliczany jest do związku *Fagion sylvaticae* LUQUET 1926. Reprezentantami tego podzwiazku są dwa zespoły żyznych buczyn: karpackiej *Dentario glandulosae* – *Fagetum* i sudeckiej *Dentario enneaphyllidis* – *Fagetum*.



Ryc. 1. Lokalizacja stanowisk badawczych

Kolejnymi cyframi arabskimi zaznaczono: Świnia Góra (1), Perzowa Góra (2), Zamczysko (3), Cisów (4), Wykus (5) – województwo świętokrzyskie, Repty (6), Parkowe (7), Segiet (8), Smoleń (9) – województwo śląskie, Pazurek (10) – województwo małopolskie.

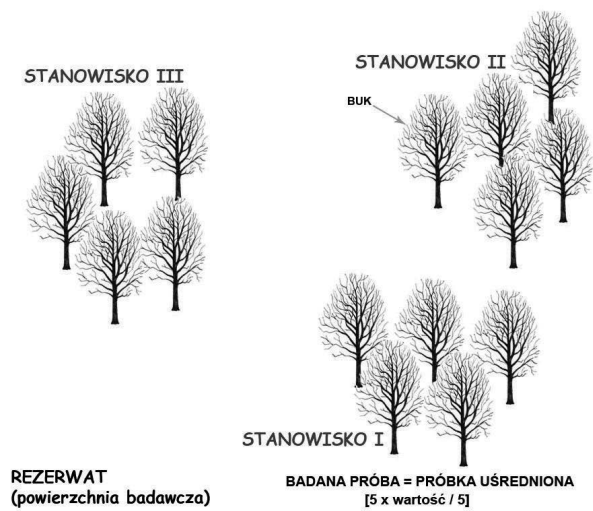
Źródło: <http://maps.google.com/>.

Fig. 1. Location of the researching positions

Source: <http://maps.google.com/>.

MATERIAŁ I METODYKA BADAŃ

W każdym z terenów badawczych (Zamczysko, Świnia Góra, Perzowa Góra, Wykus, Cisów, Pazurek, Smoleń, Parkowe, Segiet, Repty) wyznaczono powierzchnię 50 x 50 m (250 m²). Materiał roślinny zebrano z każdego kwadratu na przełomie sierpnia i września 2004 r.



Ryc. 2. Schemat poboru próbek materiału roślinnego

Fig. 2. Scheme sampling of plant material



Ryc. 3. Strefy poboru próbek

Fig. 3. Sampling zone

W każdym badanym rezerwacie wytyczono trzy stanowiska badawcze. Na każde z nich składało się pięć okazów *Fagus sylvatica* L. Próbki liści, gałęzi, kory i korzeni pobierano z tych samych drzew (pięciu), w każdym z trzech stanowisk badawczych wyznaczonych na terenie badawczym – rezerwacie (ryc. 2). Próbki materiału roślinnego pobierano z czterech stron drzew: od północy, południa, wschodu i zachodu, a następnie mieszano pięć podpróbek (każda o masie około 100 g) dla uzyskania próbki średniej (o masie około 500 g) dla każdego z trzech stanowisk na powierzchni badawczej. Liście zbierano z wysokości około 6–7 metrów, tzw. liście z cienia (Łukasik 2006). Przed zbiorem kory pień drzewa oczyszczano z zapylenia powierzchniowego, szorując go ostrą szczotką na sucho, następnie odcinano warstwę kory o grubości do 5 mm, nie uszkadzając łyka (Palowski i in. 2002). Unikano kory pokrytej glonami (Ostrowska 1991, Saarela i in. 2005). Pobrane próbki gałęzi oczyszczano z zanieczyszczeń powierzchniowych oraz usuwano z nich ogonki liściowe. Korzenie o średnicy mniejszej niż 1 cm pobierano z wierzchniej warstwy gleby, z głębokości około 10 cm. Z pobranych korzeni dokładnie, za pomocą strumienia wody, pozbywano się gleby, a następnie oczyszczano je na ręczniku papierowym. Próbki były transportowane w lodówkach (6–8°C) w sposób zapobiegający ich uszkodzeniu. Bezpośrednio po przywiezieniu materiału roślinnego do laboratorium był on ważony w celu uzyskania wartości świeżej masy badanych organów buka *Fagus sylvatica* L. Wartość procentową suchej i świeżej masy uzyskano, stosując metodę suszarkową. Wysuszony materiał roślinny mielono w młynku wibracyjnym. Z każdego rodzaju zmielonego materiału (liście, gałęzie, kora i korzenie) przygotowywano po trzy naważki o wadze 3 g do tygli kwarcowych. Poddawano je mineralizacji na sucho w temperaturze 460°C w piecu muflowym do białości popiołu. Popiół rozpuszczano w 10-procentowym HNO₃, przemylwając kilkakrotnie tygiel. Roztwory przesączano przez sączek do kolb miarowych i uzupełniono 10-procentowym HNO₃ do objętości 25 ml. Tak przygotowany materiał poddawano analizom. Metale oznaczano metodą absorpcyjnej spektrometrii atomowej – metodą płomieniową na aparacie SOLAR M produkcji firmy Thermo (Ostrowska i in. 1991, Azcue, Murdoch 1994, Gworek i in. 2001). Jakość analiz monitorowano analogicznie do analiz próbek gleby. Do pomiarów jakości analiz materiału roślinnego użyto kontaminowanego materiału certyfikowanego: NIST 1515 – LIŚCIE JABŁONI (o następującej zawartości pierwiastków w materiale: Pb – 0,470 mg/kg, Cd – 0,013 mg/kg, Zn – 12,50 mg/kg,) oraz materiału certyfikowanego BCR – 100 – LIŚCIE BUKA Cr – 8,0 mg/kg.

W celu określenia biomasy zbiorowiska na każdym z terenów badawczych (w rezerwachach) wyznaczono kwadrat (50 x 50 metrów) (Suliński 1997, cyt. za Łukasik 2006), na którym za pomocą średnicomierza zmierzono pierśnicę wszystkich drzew [cm] na wysokości 1,3 m. Pomiarów wykonano w kierunkach północ – południe i wschód

– zachód. Średnia arytmetyczna dla każdej pary odczytów została uznana za rzeczywistą pierśnicę drzewa (Badach i in. 2004). Zmierzono średnicę wszystkich drzew o pierśnicy wynoszącej ponad 5 cm. Drzew o mniejszej pierśnicy i siewek nie uwzględniono w badaniach (Holeksa, Cabała 1996, Badach i in. 2004). Zmierzono wysokość wszystkich drzew w wyznaczonym kwadracie za pomocą wysokościomierza SUUNTO PM-5/400 PC.

Obliczenia produktywności dokonano, korzystając ze wzorów allometrycznych zawartych w *Biomass and Stem Volume Equations for Tree Species in Europe* (Ziannis i in. 2005), w której zostały przedstawione metody obliczenia biomasy dla kilkudziesięciu gatunków drzew charakterystycznych dla zbiorowisk leśnych Europy.

Obliczono biomasę liści FL (*Total foliage biomass*), gałęzi BR (*Branch biomass*), kory SB (*Biomass of stem bark*) oraz korzeni RT (*Biomass of roots*), którą podano jako sumę RC (*Biomass of coarse roots* – korzeni grubych), RF (*Biomass of fine roots* – korzenia głównego) i RS (*Biomass of smale roots* – korzeni drobnych). We wzorach wykorzystano średnicę [cm] wszystkich drzew, zmierzoną w wyznaczonym kwadracie 50 x 50 m na każdym z terenów badawczych.

Na podstawie tych danych obliczono:

FL – **biomasę liści**, korzystając ze wzoru [3] (Ziannis i in. 2005),

$$[3] FL = 0,375 + 0,0024 \times D^{2,517},$$

gdzie – D – średnica drzewa w centymetrach,

BR – **biomasę gałęzi**, korzystając ze wzoru [4] (Ziannis i in. 2005),

$$[4] BR = 0,21 \times D^{2,471},$$

SB – **biomasę kory**, korzystając ze wzoru [5] (Ziannis i in. 2005),

$$[5] \ln(SB) = -3,0741 + 2,0543 \times \ln(D),$$

gdzie – ln – logarytm naturalny.

Biomasa korzeni (RT) podano jako sumę biomas korzeni grubych, korzenia głównego i korzeni drobnych, biorąc pod uwagę budowę systemu korzeniowego buka, który wykształca silnie rozwinięty system korzeniowy, nadzwyczaj gęsty i intensywny z silnymi głównymi korzeniami bocznymi, długości do 6–10 m od pnia, często z korzeniami odrostowymi pionowo wrastającymi do gleby do głębokości 12–14 m z bardzo licznymi drobnymi korzeniami pozrastanymi między sobą (Kowalkowski i in. 2002).

RT – **biomasę wszystkich korzeni**, korzystając ze wzoru [6] (Ziannis i in. 2005),

$$[6] RT = RC + RF + RS,$$

RC – **biomasę korzeni grubych**, korzystając ze wzoru [7] (Ziannis i in. 2005),

$$[7] \ln(RC) = -4,1302 + 2,6099 \times \ln(D),$$

RF – **biomasę korzenia głównego**, korzystając ze wzoru [8] (Ziannis i in. 2005),

$$[8] \ln(RF) = -5,7948 + 2,1609 \times \ln(D),$$

RS – **biomasę korzeni drobnych**, korzystając ze wzoru [9] (Ziannis i in. 2005),

$$[9] \ln(RS) = -5,4415 + 2,082 \times \ln(D).$$

Do wzorów podstawiono dane uzyskane z pomiarów dendrometrycznych drzew rosnących w wyznaczonym kwadracie (50 x 50 metrów) o powierzchni 2500 m². Następnie wartości biomas uzyskanych z takiego obszaru przeliczano na powierzchnię 1 ha, który stanowił obszar badawczy.

REZULTATY BADAŃ I DYSKUSJA

W tabeli 1 przedstawiono stężenia metali w poszczególnych organach *Fagus sylvatica* L. na powierzchniach badawczych.

Rośliny mają różne wymagania co do postaci i ilości składników pokarmowych. Oprócz pierwiastków organogennych (tlen, wodór, węgiel – pobieranych z wody i powietrza atmosferycznego) rośliny potrzebują także pierwiastków mineralnych, które są pobierane z podłoża przez system korzeniowy i potem transportowane do części nadziemnych. Za niezbędne przyjęto uważać te pierwiastki, bez których roślina nie może przejść pełnego cyklu rozwojowego. Do prawidłowego wzrostu i rozwoju niezbędne są takie mikroelementy, jak: żelazo, mangan, miedź i cynk. Są wykorzystywane między innymi jako składniki enzymów oksydoredukcyjnych. Rośliny pobierają również inne pierwiastki śladowe, wśród nich: nikiel, chrom, kadm i ołów, ale obecność w biomasie jest jedynie następstwem ich występowania w glebie i atmosferze (Szatanik-Kloc 2004). Dotychczas nie udowodniono, że są one niezbędne do wzrostu i rozwoju roślin (Ciepał 1999).

Cynk należy do mikroelementów niezbędnych do prawidłowego rozwoju roślin. Rośliny są dobrymi akumulatorami cynku i odznaczają się dużą odpornością na wzrost jego zawartości (Ciepał, Rycman 1992). Zawierają przeważnie od 10 do 100 mg/kg cynku w suchej masie, ale symptomy toksyczności (chlorozy, nekrozy, ograniczenie wzrostu) występują dopiero przy wyjątkowo wysokich stężeniach (Kabata-Pendias, Pendias 1999). Linzon i in. (1979) określili stężenie cynku w ilości 250 mg/kg suchej masy w liściach jako toksyczne dla drzew. W niniejszej pracy stwierdzono, że liście *Fagus sylvatica* L. zawierały od 21,083 mg Zn/kg suchej masy do 150 mg Zn/kg suchej masy. W związku z czym na żadnej z powierzchni badawczych nie stwierdzono dawki uznawanej za toksyczną. Na dwóch obszarach odnotowano wyniki wyższe niż 100 mg/kg suchej masy, tzn. w Pazurku (107,250 mg/kg suchej masy) i Segiecie (150,333 mg/kg suchej masy), co według Ciepała (1999) świadczy o zanieczyszczeniu środowiska.

Tabela 1. Stężenia metali w poszczególnych organach *Fagus sylvatica* L. na powierzchniach badawczych
 Table 1. The concentrations of metals in particular organs *Fagus sylvatica* L. in research areas

Metal Metal [mg/kg s.m.]	Badany materiał <i>Tested material</i>	Średnia <i>Average</i>	Powierzchnie badawcze/ <i>Research areas</i>									
			Wykus	Świnia Góra	Perzo- wa Góra	Zam- zysko	Cisów	Repty	Segiet	Smoleń	Pazurek	Parkowe
Zn	BR – gałęzie	X	11,824	27,981	19,944	8,315	8,639	35,537	178,704	29,685	209,259	26,046
		SD	2,137	3,560	6,239	1,552	1,358	11,836	88,450	6,749	46,151	0,806
	FL – liście	X	27,444	42,222	21,083	22,481	26,722	46,667	150,333	62,037	107,250	60,037
		SD	10,688	7,614	1,390	0,978	2,832	6,938	42,957	7,101	20,328	4,943
Pb	SB – kora	X	4,954	11,241	5,472	4,907	3,972	17,806	77,926	19,139	66,574	19,194
		SD	0,853	3,542	0,551	1,185	0,647	6,673	5,988	5,648	10,295	9,819
	RT – korzenie	X	20,407	88,944	17,722	27,454	20,028	47,500	268,750	101,852	198,657	102,315
		SD	6,969	59,282	3,311	16,459	9,034	10,026	93,880	59,163	68,033	8,152
Pb	BR – gałęzie	X	1,815	2,565	1,759	2,278	2,370	12,352	9,713	5,278	7,231	2,870
		SD	0,689	0,259	0,424	0,497	0,652	3,406	5,565	1,470	2,724	1,412
	FL – liście	X	0,444	1,111	1,157	0,889	0,796	2,722	5,806	3,324	5,963	2,333
		SD	0,156	0,656	0,362	0,270	0,111	0,971	0,807	0,607	1,126	0,317
Pb	SB – kora	X	2,556	4,741	6,694	4,889	2,981	14,713	18,370	11,713	29,991	13,185
		SD	0,356	0,919	0,449	1,300	1,043	5,720	14,735	3,159	7,637	3,048
	RT – korzenie	X	3,185	5,500	11,796	3,769	4,389	32,222	40,231	10,204	48,611	14,741
		SD	0,882	1,371	3,688	0,625	1,068	4,370	16,061	3,070	21,800	1,297

Ni	BR – gałęzie	X	1,509	2,519	1,546	1,704	1,648	1,472	1,352	2,130	1,741	1,935		
		SD	0,262	0,199	0,289	0,257	0,306	0,393	0,386	0,301	0,345	0,351	0,351	
	FL – liście	X	2,491	5,176	2,528	3,083	3,167	2,444	2,676	2,731	2,574	2,630	2,630	
		SD	0,278	0,287	0,460	0,351	0,382	0,532	0,407	0,279	0,319	0,331	0,331	
	SB – kora	X	2,454	4,389	2,315	2,444	2,361	2,491	2,454	3,056	2,574	2,935	2,935	
		SD	0,393	0,725	0,143	0,280	0,138	0,255	0,221	0,167	0,307	0,322	0,322	
	RT – korzenie	X	1,611	5,296	1,259	1,870	1,222	1,565	1,287	1,630	1,667	1,630	1,630	
		SD	0,676	2,557	0,158	0,936	0,341	0,227	0,261	0,567	0,317	0,277	0,277	
	Cd	BR – gałęzie	X	0,245	0,325	0,401	0,259	0,247	0,551	0,481	0,446	1,033	0,413	0,413
			SD	0,022	0,036	0,072	0,043	0,022	0,144	0,130	0,086	0,577	0,091	0,091
		FL – liście	X	0,210	0,337	0,382	0,260	0,264	0,548	0,886	0,373	0,849	0,463	0,463
			SD	0,027	0,059	0,069	0,033	0,062	0,143	0,288	0,047	0,181	0,112	0,112
SB – kora		X	0,138	0,197	0,156	0,096	0,121	0,253	0,356	0,0197	0,411	0,131	0,131	
		SD	0,023	0,028	0,019	0,022	0,020	0,087	0,101	0,024	0,036	0,026	0,026	
RT – korzenie		X	0,302	0,460	0,357	0,449	0,599	0,466	0,996	0,591	1,149	0,539	0,539	
		SD	0,061	0,091	0,060	0,171	0,439	0,091	0,281	0,227	0,581	0,086	0,086	

W badaniach Ciepała, prowadzonych w latach 1992–1994, zawartość cynku w rezerwacie „Segiet” była dwukrotnie wyższa (300–310 mg/kg suchej masy). Świadczy to prawdopodobnie o niższej obecności presji zanieczyszczeń antropogenicznych na tym terenie (Ciepał 1999). W ekosystemach niezanieczyszczonych cynkiem jego zawartość w liściach drzew w zależności od gatunku wynosi: *Quercus robur* 29–76 mg/kg suchej masy (Czerney, Fiedler 1970, Burg 1975, cyt. za Dmuchowski i Sołtykiewicz 2007), *Quercus rubra* 60–80 mg/kg suchej masy (Stone 1968, cyt. za Dmuchowski i Sołtykiewicz 2007), *Tilia euchlora* 20–35 mg/kg suchej masy (Dmuchowski, Badurek 2001), natomiast Mańkowska (1998) podaje obciążenie cynkiem liści buka w granicach od 40,9 do 46,5 mg/kg suchej masy na terenie Słowacji, a jako średnią z danych zaczerpniętych z literatury przedmiotu podaje od 20 do 80 mg/kg suchej masy. Ta sama autorka wraz ze współpracownikami (2004) w pracy dotyczącej badań nad drzewostanami bukowymi w Karpatach stwierdziła poziom cynku w liściach *Fagus sylvatica* L. w polskiej części Karpat na poziomie 30,3 mg/kg suchej masy, w słowackiej na 31,9 mg/kg suchej masy, w czeskiej 34,3 mg/kg suchej masy, w rumuńskiej 40,5 mg/kg suchej masy, a na Ukrainie 53,5 mg/kg suchej masy. Ciepał (1999) podaje zawartość cynku w liściach w ośmiu rezerwach województwa śląskiego od 35 do 340 mg/kg suchej masy. Badania tego autora prowadzone w rezerwach Lipowiec i Bukowica (2000) wykazały zawartość cynku w liściach buków w ilości: 40,0 mg/kg suchej masy (Bukowica) i 175 mg/kg suchej masy (Lipowiec). Z kolei Kajzer i Czerniak (2008) określili poziom kumulacji cynku w liściach *Fagus sylvatica* L. na terenie Leśnego Zakładu Doświadczalnego w Siemianicach na poziomie 27,9 mg/kg suchej masy. Dane te są podobne do wyników z ośmiu badanych powierzchni, które zawierały się między 21,083 mg/kg suchej masy (Perzowa Góra), a 62,037 mg/kg suchej masy (Smoleń). W pozostałych badanych organach buka (kora, gałęzie, korzenie) obciążenie cynkiem mieściło się w granicach: gałęzie od 8,639 do 209,259 mg/kg suchej masy, kora od 3,972 do 77,026 mg/kg suchej masy, korzenie od 17,722 do 268,750 mg/kg suchej masy. Tyler (2004), badając korzenie *Fagus sylvatica* L. w lasach Szwecji, podaje zawartość cynku od 37,5 do 46,7 mg/kg suchej masy. Są to wyniki podobne do stwierdzonych na terenie Gór Świętokrzyskich. Zawarły się one w granicach od 17,722 do 27,454 mg/kg suchej masy za wyjątkiem rezerwatu Świnia Góra (88,944 mg/kg suchej masy).

Średnia zawartość **niklu** w liściach buka podawana przez Mańkowską (1998, 2004) mieści się w granicy od 1 do 2 mg/kg suchej masy. Jednak w liściach buków z terenu Słowacji autorka ta otrzymała wyniki na poziomie od 3,37 do 3,87 mg/kg suchej masy. Również Shparyk i Parpan (2004), badając liście drzew bukowych w ukraińskiej części Karpat, otrzymali wyższą koncentrację tego pierwiastka niż średnie dane literaturowe podawane przez Mańkowską (1998) i Mańkowską i in. (2004). Stwierdzili oni 8,5 mg/kg niklu w suchej masie liści *Fagus sylvatica* L. W niniejszej pracy otrzymano zbliżone

rezultaty – w zakresie od 2,491 do 5,176 mg/kg suchej masy. Przy czym ostatnia wartość znacznie odbiegała od pozostałych i została uzyskana w rezerwacie Świnia Góra, umiejscowionym w odległości około 8 km od miejscowości Bliżyn, gdzie przez około 50 lat funkcjonowała fabryka farb i lakierów POLIFARB BLIŻYN. To sąsiedztwo mogło być przyczyną zanieczyszczenia terenu nikiem. Pozostałe wyniki zawartości niklu w liściach na badanych terenach były niższe: od 2,491 mg/kg suchej masy do 3,167 mg Ni/kg suchej masy. W korzeniach *Fagus sylvatica* L. Tyler (2004) oznaczył zawartość niklu w stężeniu 1,320 mg/kg suchej masy w lasach Szwecji. Jest to wynik zbliżony do rezultatów osiągniętych w 9 z 10 badanych rezerwatów (od 1,222 do 1,870 mg/kg suchej masy).

Ołów jest pierwiastkiem, którego niezbędność do normalnego rozwoju roślin nie została wykazana (Sawicka-Kapusta 1990). Co więcej, jest on uznawany za wysoce toksyczny nawet w niewielkim stężeniu, za który Kabata-Pendias i in. (1995) uznają granicę 30 mg/kg suchej masy. Allen i in. (1974) wskazują, że w warunkach bez antropopresji zawartość ołowiu w liściach nie przekracza 3,0 mg/kg suchej masy, a wartości średnie według Rossa (1994) mieszczą się w granicach od 0,2 do 0,9 mg/kg suchej masy. Mańkowska (1998) na podstawie danych literaturowych wskazuje, że zakres obecności ołowiu w liściach buka mieści się w przedziale od 2,0 do 6,0 mg/kg suchej masy.

Ołów pobrany z gleby w znacznej części jest zatrzymywany w korzeniach, a w części nadziemnej w drewnie pni, co wynika z jego małej ruchliwości (Łukasik 2006). Ta zależność jest najbardziej widoczna na terenach poddanych silnej presji przemysłu, a zwłaszcza hutnictwa ołowiu (rezerwaty Segiet, Repty i Pazurek). W korzeniach buka rezerwatu Segiet stężenie ołowiu było dwukrotnie większe niż w korze, czterokrotnie większe niż w gałęziach, a ośmiokrotnie większe niż w liściach.

Na wszystkich badanych powierzchniach odnotowano najwyższą koncentrację ołowiu w korzeniach, następnie w korze i gałęziach, a najniższą w liściach. Zawartość ołowiu w liściach *Fagus sylvatica* L. na stanowiskach badawczych wahała się od 0,444 do 5,963 mg/kg suchej masy, przy czym maksymalna wartość dla Gór Świętokrzyskich wyniosła 1,157 mg/kg suchej masy. Była to wartość niższa od danych literaturowych odnoszących się do terenów niepoddanych antropopresji, np. dla Babiogórskiego Parku Narodowego 5,0–25,0 mg/kg suchej masy (Sawicka 1987), Bieszczadzkiego Parku Narodowego 6,0–7,0 mg/kg suchej masy (Witkowski 1993, cyt. za Ciepał 1999). Zawartość ołowiu w liściach *Fagus sylvatica* L. w rezerwatach świętokrzyskich była porównywalna jedynie z wartościami uzyskanymi w Roztoczańskim Parku Narodowym: 1,0 mg/kg suchej masy (Ryeman 1993, cyt. za Ciepał 1999). Maksymalne ilości ołowiu w liściach buka stwierdzono w rezerwatach Pazurek i Segiet (5,963–5,806 mg/kg suchej masy), co jest porównywalne z wynikami uzyskanymi przez Łukasik (2006): 10,2–8,2 mg/kg suchej masy, a także z wynikami z Ojcowskiego Parku Narodowego: średnio 6,3–6,9 mg/kg suchej masy (Małek i in., 2000), danymi opublikowanymi przez Kayzera

i Czerniaka w 2008 roku z terenu Leśnego Zakładu Doświadczalnego w Siemianicach (6,666 mg/kg suchej masy) oraz Ciepała i in. (2000) w rezerwacie Lipowiec – 9,0 mg/kg suchej masy i Bukowica – 3,0 mg/kg suchej masy. Wyniki badań dotyczące stężenia ołowiu w korzeniach, uzyskane w rezerwach położonych w Górach Świętokrzyskich, są zbieżne z wynikami Tylera (2004). Badał on „ekologicznie czyste” szwedzkie lasy. Określił poziom koncentracji ołowiu w korzeniach *Fagus sylvatica* L. w przedziale od 3,66 mg/kg do 11,3 mg/kg suchej masy. Jego dane są bardzo zbliżone do uzyskanych wyników z rezerwatów „ekologicznie czystych” Gór Świętokrzyskich, gdzie zakres ten zamykał się w przedziale od 3,185 mg/kg do 11,796 mg/kg suchej masy. Z kolei wyniki uzyskane przez Nicewicz i Szczepkowskiego (2008), dotyczące ilości ołowiu w drewnie (*Fagus sylvatica* L.) na terenie Polski, dla drzew zdrowych stanowiły przedział wartości od 0,11 mg/kg do 2,01 mg/kg suchej masy. Były to wyniki porównywalne dla danych prezentowanych w niniejszej pracy, uzyskanych w materiale pochodzącym z gałęzi w Górach Świętokrzyskich (1,759–2,278 mg/kg suchej masy), a znacznie niższe dla tego samego materiału z Wyżyny Śląskiej (2,370–12,352 mg/kg suchej masy).

Kadm jest pierwiastkiem, który wśród metali ciężkich stanowi najpoważniejsze zagrożenie dla roślin ze względu na swoją mobilność, przyswajalność z roztworu glebowego i z opadu atmosferycznego (Kabata-Pendias, Pendias 1999) oraz łatwość transportu do wszystkich organów. Jego podobieństwo do cynku sprawia, że jest pobierany przez rośliny w sposób bierny i proporcjonalny do zawartości w środowisku (Sawicka-Kapusta 1990). Zawartość kadmu w roślinach zmienia się w zależności od gatunku i organu rośliny, ale w miejscach niezanieczyszczonych jest nie większa niż 1 mg/kg suchej masy (Kabata-Pendias, Pendias 1993). Wyniki przeprowadzonych analiz mieszczą się poniżej tej granicy we wszystkich organach buka, za wyjątkiem koncentracji w korzeniach z terenu rezerwatu Pazurek (1,149 mg/kg suchej masy). Jednak jest to mniej niż 5 mg/kg suchej masy podawanej przez Kabata-Pendias i Pendias (1999) za granicę fitotoksyczności. Najwyższe obciążenie kadmem wykazywały korzenie, następnie liście i kora, a najmniejsze odnotowano w gałęziach. Taki układ koncentracji kadmu jest zgodny z doniesieniami McGregora i in. (1996), Hässelgrena (1999) oraz Pulforda i Watsona (2004), którzy największą kumulację odnotowali w korzeniach i w liściach. Wymienieni wyżej autorzy wskazali te organy jako główne miejsca koncentracji kadmu w nadziemnych częściach roślin. W niniejszej pracy w liściach odnotowano koncentrację kadmu w przedziale od 0,210 mg/kg do 0,886 mg/kg suchej masy. Były to dane zbliżone do podawanych przez Łukasik (2006), która prowadziła badania w drzewostanach bukowych na terenie rezerwatów województwa śląskiego (0,5–1,35 mg/kg suchej masy) oraz do wyników Mańkowskiej (1998) z terenów Słowacji (0,10–0,13 mg/kg suchej masy), a także wyników Ciepała i Rycman (1996) z terenu Roztoczańskiego Parku Narodowego (0,5–1,0 mg/kg suchej masy). Na podobnym poziomie zawartość kadmu w liściach określili

również Kayzer i Czerniak (2008) w Leśnym Zakładzie Doświadczalnym w Siemianicach (0,172 mg/kg suchej masy), a także Shparyk i Parpan w ukraińskiej części Karpat (0,74 mg/kg suchej masy). Z kolei Nicewicz i Szczepkowski (2008) w dziewięciu nadleśnictwach Polski odnotowali zawartość kadmu w drewnie *Fagus sylvatica* L. w granicach od 0,02 mg/kg do 1,04 mg/kg suchej masy. Jest to podobny zakres stężeń jak odnotowany w gałęziach i korze w niniejszej pracy.

W tabelach 2 i 3 przedstawiono akumulację pierwiastków w drzewostanach bukowych na powierzchniach badawczych.

Tabela 2. Średnia zawartość badanych metali w biomasie buczyny w województwie świętokrzyskim

Table 2. The mean concentration of the metals studied beech forest biomass in Świętokrzyskie

Rezerwat przyrody <i>Nature reserve</i>	Zawartość metali w świeżej masie buków [$\text{g}\cdot\text{ha}^{-1}$] <i>Concentration of metals studied beech</i>			
	Cynk <i>Zinc</i>	Nikiel <i>Nickel</i>	Ołów <i>Lead</i>	Kadm <i>Cadmium</i>
Wykus	3610,11	483,06	610,32	75,95
Świnia Góra	14438,87	1222,76	1233,99	139,97
Perzowa Góra	5071,46	464,57	925,71	103,48
Zamczysko	2972,53	493,00	705,51	76,27
Cisów	2768,76	452,25	419,98	78,47
Suma	28861,73	3115,64	3895,51	474,14
Średnia	5772,34	623,12	779,10	94,83
SD	4927,87	335,57	312,76	27,75

Akumulacja metali w tkankach asymilacyjnych stanowi zjawisko dynamiczne, które wiąże się z procesami rozwoju i starzenia się organizmów. Jest ona także związana z zanieczyszczeniami już obecnymi i wciąż dopływającymi do środowiska naturalnego (Mańkowska 1998). Dlatego do celów niniejszej pracy stanowiska badawcze zostały wybrane w rezerwach chroniących drzewostany bukowe o podobnej strukturze wiekowej, ale zlokalizowane na terenach o zupełnie innym profilu zurbanizowania i uprzemysłowienia.

Tabela 3. Średnia zawartość badanych metali w biomase buczyny w województwie śląskim i małopolskim

Table 3. The average content of the investigated metals in biomass beech forest in the province of Silesia and Małopolska

Rezerwat przyrody <i>Nature reserve</i>	Zawartość metali w świeżej masie buków [g*ha ⁻¹] <i>Concentration of metals studied beech</i>			
	Cynk <i>Zinc</i>	Nikiel <i>Nickel</i>	Ołów <i>Lead</i>	Kadm <i>Cadmium</i>
Repty	7931,37	333,32	3187,18	115,49
Segiet	126236,99	945,38	9229,21	368,92
Smoleń	29923,65	1642,91	4116,24	354,64
Pazurek	14258,02	126,99	909,89	72,24
Parkowe	8742,84	485,5	1152,23	104,34
Suma	187092,90	3534,10	18594,75	1015,63
Średnia	37418,57	706,82	3718,95	203,12
SD	50430,87	603,71	3364,61	145,78

Uzyskane wyniki biomasy drzewostanów bukowych są bardzo zbliżone do wartości uzyskanych przez Łukasik (2006). Należy jednak zwrócić uwagę, że wymieniona autorka skorzystała do określania wartości biomasy drzewostanów bukowych ze wzoru Sulińskiego (1993), cyt. za Łukasik (2006), a do uzyskania biomasy w strefie pni i koron drzew ze wzoru Czarnowskiego (1989), cyt. za Łukasik (2006). W niniejszej pracy w tym samym celu posłużono się wzorami zaproponowanymi przez Ziannisa i in. (2005), dotyczących obliczenia biomasy: pojedynczych stref (tab. 2): liści, gałęzi, kory i korzeni. Łukasik (2006) wyznaczyła całkowitą biomasę zbiorowiska buczyny, wykorzystując wzory na masę listowia oraz grubizny i drobnicy. Nie określała biomasy poszczególnych organów *Fagus sylvatica* L. Zastosowana przez autorkę metoda nie dawała możliwości określenia biomasy takich organów, jak: kora, gałęzie i korzenie, a jedynie biomasy listowia i całkowitej biomasy drzewostanu. Analizując wartości biomasy całkowitej, uzyskane na tych samych powierzchniach badawczych, można określić metody zastosowane w prezentowanej pracy oraz Łukasik (2006) za równoważne. Dowodem na to stwierdzenie jest możliwość porównania biomasy w tych samych rezerwatach, tzn. Repty, Segiet, Pazurek i Parkowe. Analizę tę można przeprowadzić, porównując biomasy listowia oraz biomasę całkowitą. Łukasik (2006) określiła całkowitą biomasę na terenie rezerwatu Segiet na 510 160 kg/ha, a listowia na 6550 kg/ha, w niniejszej pracy wyniki te odpowiednio wyniosły: 678 333,57 kg/ha oraz 7957,51 kg/ha. W przypadku rezerwatu Parkowe Łukasik (2006) podała całkowitą biomasę

jako 497 870 kg/ha, a masę listowia ustaliła na poziomie 3680 kg/ha. W rezultacie prowadzonych badań ustalono całkowitą biomasę drzewostanu w tym rezerwacie na 249 699,84 kg/ha, a masę strefy listowia na 2913,23 kg/ha. Opierając się na tych danych liczbowych, można uznać obydwie metody obliczania biomasy drzewostanów bukowych za dające wyniki na podobnym poziomie wartości, różnice wynikają prawdopodobnie z błędów zastosowanych metod.

Analizując poziom akumulacji badanych metali w biomacie powierzchni badawczych (tab. 2), widać znaczną różnicę wśród dwóch grup powierzchni – 1) woj. świętokrzyskie, 2) woj. śląskie i małopolskie. Jest to prawdopodobnie związane z różnym poziomem antropopresji. Za drzewostan będący pod względnie najmniejszym obciążeniem przez napływające z zewnątrz zanieczyszczenia można uznać rezerwat Wykus położony w centrum dużego kompleksu leśnego „Lasy Siekierzyńskie”, w sercu Gór Świętokrzyskich, znajdujący się w oddaleniu około 20 km od większych miejscowości (Starachowice, Skarżysko-Kamienna). W biomacie drzewostanu tego obszaru badawczego odnotowano najniższą ilość (g/ha) badanych metali. Szczególnie jest to widoczne na przykładzie kadmu i ołowiu – pierwiastków najbardziej toksycznych dla roślin (Kabata-Pendias, Pendias 1999). Na obszarze rezerwatu Wykus akumulacja kadmu wyniosła 75,95 g/ha, a ołowiu 610,32 g/ha. Porównując to z wynikami otrzymanymi w rezerwacie Segiet: kadm – 368,92 g/ha i ołów 9229,21 g/ha, nasuwa się wniosek, że główną przyczyną takiego stanu rzeczy jest presja przemysłu na terenie Górnośląskiego Okręgu Przemysłowego. Wyniki otrzymane w niniejszej pracy można porównać z ilością metali wykrytą przez Ciepała i Rycman (1992), którzy prowadzili badania nad przenikaniem pierwiastków do biomasy ekosystemów leśnych we wschodniej części dawnego województwa katowickiego. Z danymi tych autorów można porównać obciążenie metalami biomasy w rezerwacie Smoleń, Parkowe i Pazurek, które znajdują się w granicy obszaru, na którym prowadzili badania. Ciepał (1992) stwierdził, że średnia obecność kadmu w listowiu *Betula verrucosa* wynosiła 18,0 g/ha, w korze tego gatunku 3,0 g/ha, a w drewnie 13,4 g/ha. W rezerwacie Parkowe autor ten podał zawartość kadmu w liściach na poziomie 1,35 g/ha.

W przypadku cynku również zaobserwowano podobieństwo wyników z danymi uzyskanymi przez Ciepała (1992) w biomacie kory. Podał on wielkość kumulacji w korze *Betula verrucosa* jako 300 g/ha, a w prezentowanej pracy wartość ta wyniosła 469,04 g/ha (Smoleń) i 175 g/ha (Parkowe). Zatem wyniki uzyskane przez Ciepała (1992) stanowią „niejako” średnią wyników otrzymanych w badanych rezerwach. Podobne porównania można przeprowadzić również w stosunku do obciążenia ołowiem. Porównując akumulację cynku w biomacie listowia, należy odnotować, że wyniki uzyskane przez Ciepała (1992) różniły się znacząco od kumulacji stwierdzonej przez autorkę niniejszej pracy. Może to wynikać z różnic pomiędzy badanymi gatunkami.

We wschodniej części dawnego województwa katowickiego Ciepał (1992) w biomasie liści brzozy stwierdził obecność 18,0 g/ha kadmu; 192,0 g/ha ołowiu; 2360,0 g/ha cynku. W prezentowanej pracy stwierdzono, że biomasa listowia buków w badanych rezerwach kumulowała mniej kadmu (0,75–7,05 g/ha), ołowiu (1,58–46,2 g/ha) i cynku (73,58–1196,28 g/ha). Należy jednak wziąć pod uwagę, że dla wegetacji rośliny nie jest rzeczą obojętną miejsce najwyższej kumulacji skażeń dopływających ze środowiska. W przypadku organów drzewa, takich jak kora czy drewno, proces ten może trwać przez większą część życia rośliny. W przypadku korzeni może on się zmieniać w zależności od stopnia dopływu zanieczyszczeń do gleby, a w przypadku liści zmienia się wraz z sezonami wegetacji.

Z obliczeń wykonanych przez autorkę wynika, że każdy z obszarów chronionych na 1 ha w swojej fitomasie gromadzi: od 2768,76 do 126236,99 g/ha cynku; od 75,95 do 368,92 g/ha kadmu; od 452,25 do 1642,91 g/ha niklu; od 610,32 do 9229,21 g/ha ołowiu. W przypadku cynku i ołowiu są to wartości znacznie przekraczające poziom uważany za „fizjologiczny”, czyli taki który nie zagraża prawidłowemu przebiegowi funkcji życiowych. Jako szczególnie zagrożone nadmiarem pierwiastków pochodzenia antropogenicznego należy uznać rezerwy: Segiet, Smoleń, Repty i Pazurek. Stopień zagrożenia rezerwatu Parkowe jest zbliżony do narażenia powierzchni badawczych położonych w Górach Świętokrzyskich. Stanowi niejako „obszar przejściowy” między terenami Górnośląskiego Okręgu Przemysłowego a „czystymi” ekologicznie powierzchniami województwa świętokrzyskiego. Analizując średnią akumulację badanych pierwiastków w biomasie na obszarach poddanych antropopresji i nie będących pod presją zanieczyszczeń, na szczególną uwagę zasługują ogromne różnice w nagromadzeniu dwóch pierwiastków w rezerwach Śląska i Małopolski: cynku i ołowiu. Ich ilość sześciokrotnie przewyższała wyniki otrzymane z obszarów położonych w Górach Świętokrzyskich. W przypadku kadmu stosunek zawartości tego pierwiastka w biomasach obszarów chronionych w województwie śląskim i małopolskim a świętokrzyskim wynosił 2:1.

Z porównań przeprowadzonych w niniejszej pracy dotyczących drzewostanów bukowych należy wykluczyć powierzchnię Pazurek. Decyzję tę spowodował fakt, że okazy *Fagus sylvatica* L. na tym stanowisku odbiegają wiekowo od drzew na innych terenach badawczych. Wiek drzewostanu w rezerwacie Pazurek oscyluje w przedziale wiekowym od 80 do 100 lat. W pozostałych rezerwach wynosi od 130 do 200 lat. Taką samą decyzję podjęła również Łukasik (2006) podczas analizy danych dotyczących porównania biomasy drzewostanów. Ma to swoje uzasadnienie, biorąc pod uwagę wnioski z badań Zwolińskiego i Orła (2000), którzy prowadzili badania w drzewostanach sosnowych pozostających pod wpływem zanieczyszczeń przemysłowych. Doszli

oni do wniosku, że wiek drzew ma istotne znaczenie dla ustalenia zależności między produktywnością a zanieczyszczeniem środowiska.

WNIOSKI

1. Nie wykazano zależności pomiędzy akumulacją badanych metali w glebie a biomasą. Wskazują na to nieistotne statystycznie współczynniki korelacji prostoliniowej tych dwóch wartości. W przypadku biomasy liści we wszystkich badanych rezerwach stanowiła ona 1,2% całkowitej biomasy zbiorowiska roślinnego. Nie wykazano także takiego związku w przypadku korzeni, które stanowiły na wszystkich powierzchniach badawczych od 11 do 12% ogólnej wartości fitomasy. Wartość procentowa kory w ogólnej biomasie drzewostanu wynosiła od 3,0 do 4,7%. Jedyną odstającą wartość odnotowano w rezerwacie Pazurek. Masa strefy gałęzi stanowiła od 83,2 do 86,6% ogółu biomasy.

2. Stężenie badanych pierwiastków w poszczególnych organach buka (*Fagus sylvatica* L.) jest zróżnicowane, jednak można zauważyć pewne zależności między rodzajem metalu a miejscem jego najwyższej kumulacji. Zależności te przedstawiono w malejących szeregach:

- dla cynku: korzenie, liście, gałęzie, kora,
- dla niklu i miedzi: liście, kora, gałęzie, korzenie,
- dla ołowiu: korzenie, kora, gałęzie, liście,
- dla kadmu: korzenie, gałęzie, liści, kora.

3. Najlepszym bioindykatorem zanieczyszczenia środowiska metalami okazały się liście, co potwierdziła przeprowadzona analiza korelacji pomiędzy zawartością badanych metali w glebie i poszczególnych organach buka.

4. Poziom retencji metali na powierzchniach badawczych przedstawiono w szeregu malejącym: cynk- ołów – nikiel – kadm.

5. Najwyższą retencję badanych pierwiastków w biomasie *Dentario glandulosae* – *Fagenion* wykazano w rezerwach Segiet i Smoleń. Najniższą w rezerwach: Wykus, Cisów i Zamczysko.

6. Obszary chronione województwa śląskiego i małopolskiego zakumulowały sześciokrotnie więcej cynku i ołowiu, dwukrotnie więcej kadmu.

7. Powierzchnie badawcze położone w Górach Świętokrzyskich akumulowały pierwiastki w ilości nieprzekraczającej wartości dopuszczalnych dla roślin. Można je traktować jako obszary kontrolne będące punktem odniesienia (tłem) dla podobnych badań, a stwierdzone koncentracje metali można uznać za naturalne i wynikające z zapotrzebowania fizjologicznego drzew.

BIBLIOGRAFIA

- Azcue J., Murdoch A. 1994. Comparison of different washing, ashing and digestion methods analysis of trace elements in vegetation. *Intern. J. Environ. Anal. Chem.* 57: 151-162.
- Badach B., Orczewska A., Cabała S. 2004. Struktura i regeneracja drzewostanu kwaśnej buczyny niżowej w warunkach silnej antropopresji. *Sylwan.* 9: 3-10.
- Białobok S. 1989. Zagrożenie lasów w Polsce przez zanieczyszczenia powietrza. „Życie drzew w skażonym środowisku”. PAN, Instytut Dendrologii. Warszawa – Poznań: 9-48.
- Boubel R.W., Fox D.L., Turner D.B., Stern A.C. 1994. *Foundamentals of air pollution.* Academic Press Oxford.
- Ciepał R. 1999. Kumulacja metali ciężkich i siarki w roślinach wybranych gatunków oraz glebie jako wskaźnik stanu skażenia środowiska terenów chronionych województw śląskiego i małopolskiego. Wydawnictwo Uniwersytetu Śląskiego. *Prace Naukowe Uniwersytetu Śląskiego w Katowicach.* Nr 1774: 1-161. Katowice.
- Ciepał R., Kimsa T., Palowski B., Kudyba B., Łukasik I. 2000. Ocena stopnia obciążenia metalami ciężkimi i siarką rezerwatów przyrody Bukowica i Lipowiec. *Acta Biol. Sil.* 34(51): 31-49.
- Ciepał R., Rycman E. 1996. Ocena zagrożenia metalami ciężkimi i siarką Roztoczańskiego Parku Narodowego na podstawie analizy chemicznej liści i szpilek wybranych gatunków roślin. *Acta Biol. Sil.* 28(45): 26-35.
- Dmuchowski W., Badurek M. 2001. Zmiany składu chemicznego liści drzew pod wpływem środowiska miejskiego. Obieg pierwiastków w przyrodzie. *Monografia.* 1: 218-224.
- Dmuchowski W., Sołtykiewicz E. 2007. Hiperakumulacja cynku w liściach brzozy brodawkowej (*Betula pendula* Roth). *Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych* 31: 209-214.
- Gawrońska G. 2000. Wpływ zanieczyszczeń atmosfery na lasy Krainy Karpackiej. *Rocznik Ochrony Środowiska.* 8: 195-203.
- Gworek B., Maciaszek D., Pieńkowska U. 2001. Klasyczne i mikrofalowe sposoby mineralizacji próbek botanicznych w celu oznaczania mikro- i makroskładników – badania porównawcze. *Rocz. Gleb.* 52(1/2): 89-97.
- Hässelgren K. 1999. Utylisation of sewage sludge in short – rotation energy forestry: a pilot study. *Waste Manage Res.* 17: 251-262.
- Holeksa J., Cabała S. 1996. Struktura drzewostanów kompleksu leśnego w Reptach koło Tarnowskich Gór (Górnośląski Okręg Przemysłowy). *Rocznik Dendrologiczny.* 44: 93-106.
- Kabata-Pendias A., Pendias H. 1993. *Biogeochemia pierwiastków śladowych.* PWN. Warszawa.
- Kabata-Pendias A., Pendias H. 1999. *Biogeochemia pierwiastków śladowych.* PWN. Warszawa: 1-400.

- Kabata-Pendias A., Piotrowska A., Motowicka-Terelak T., Maliszewska-Kordybach B., Filipiak K., Krakowiak A., Pietruch Cz. 1995. Podstawy oceny chemicznego zanieczyszczenia gleb. Metale ciężkie, siarka i WWA. Biblioteka Monitoringu Środowiska. Warszawa: 1-41.
- Kayzer D., Czerniak A. 2008. Ocena predyspozycji wybranych gatunków drzew do akumulacji metali ciężkich metodą wielowymiarowej analizy wariancji. Zesz. Prob. Post. Nauk Rol. 526: 199-204.
- Keller T., Matyssek R., Günthardt-Georg M.S. 1994. Beech foliage as a bioindicator of pollution near a waste incinerator. Environ. Pollut. 85: 185-189.
- Kowalkowski A., Józwiak M., Kozłowski R. 2002. Metoda badania wpływu wód opadowych na właściwości gleb leśnych. Regionalny Monitoring Środowiska Przyrodniczego. 3:45-51. Kieleckie Towarzystwo Naukowe. Kielce.
- Linzon S. N., Chai B.L., Temple P.J., Pearson R.G., Smith M.L. 1979. Lead contamination of urban soils and vegetation by emissions from secondary lead industries. J. Air Pollut. Contr. Ass. 26: 650-655.
- Łukasik I. 2006. Degradacja starodrzewów bukowych *Luzulo pilosae* – *Fagetum* w warunkach zróżnicowanej antropopresji na Wyżynie Śląsko-Krakowskiej. Prace Naukowe Uniwersytetu Śląskiego w Katowicach. Nr 2414. Wydawnictwo Uniwersytetu Śląskiego. Katowice: 1-145.
- Łukasik I., Palowski B., Ciepał R., Dobosiewicz J. 2002. Wybrane metale ciężkie w glebie i aparacie asymilacyjnym drzew i krzewów rosnących na obszarze zurbanizowanym. [w:] Materiały IV Krajowego Sympozjum. Reakcje biologiczne drzew na zanieczyszczenia przemysłowe. Bogucki Wydawnictwo Naukowe. Poznań: 813-818.
- Mańkowska B. 1998. The chemical composition of spruce and beech foliage as an environmental indicator in Slovakia. Chemosphere, vol. 36, 4-5: 949-953.
- Mańkowska B., Godzik B., Bada O., Shparyk Y., Moravčík P. 2004. Chemical and morphological characteristics of key tree species of the Carpathian Mountains. Environ. Pollut. 130: 41-54.
- Manning W.J., Godzik B. 2004. Bioindicator plants for ambient ozone in Central and Eastern Europe. Environ. Pollut. 130: 33-39.
- Martin M.H., Bullock M.J. 1994. The impact and fate of heavy metals in an oak woodland ecosystem. Toxic Metals in Soil – Plant System. University of Bristol U.K.: 327-365
- Matuszkiewicz W. 2006. Przewodnik do oznaczania zbiorowisk roślinnych Polski. PWN. Warszawa.
- McGregor S.D., Duncan H.J., Pulford I.D., Wheeler C.T. 1996. Uptake of heavy metals from contaminated soil by trees. Heavy Metals and Trees. Proceedings of a Discussion Meeting, Glasgow, Edinburgh. Ed. Glimmer-Veen I. Institute of Chartered Foresters: 171-176.

- Mirowski J., Cyganek M., Czomperlik B., Szywała A., Kwapuliński J. 1992. Ocena emisyjności funkcji lasu w aspekcie zagrożenia toksycznymi metalami ciężkimi. Sylwan Rok CXXXVI, 5: 11-18.
- Nicewicz D., Szczepkowski A. 2008. The content of heavy metals in the wood of healthy and dying beech trees (*Fagus sylvatica* L.). Acta Sci. Pol. Silv. Calendar. Rat. Ind. Lignar. 7(4): 35-44.
- Ostrowska A., Gawliński S., Szczubiałka Z. 1991. Metody analizy i oceny właściwości gleb i roślin. Katalog. Instytut Ochrony Środowiska. Warszawa.
- Przybylski T. 1991. Zagrożenie środowiska przyrodniczego w województwie katowickim. Biblioteka Fundacji Ekologicznej „Silesia”. Katowice.
- Pulford I.D., Watson C. 2004. Phytoremediation of heavy metal – contaminated land by trees – a review. Environ. Intern. 29: 529-540.
- Rakowski K. 2004. Fizjologiczne i molekularne podstawy reakcji drzew na stresy środowiskowe. Część I. Zagadnienia ogólne. Leśne Prace Badawcze 3:107-117.
- Ross S. 1994. Toxic metals: Fate and distribution in contaminated ecosystem. In: Toxic metals in soil - plant system. Bristol: 190-243.
- Saarela K.E., Harju L., Rajander J., Lill J.O., Heselius S.J., Lindroos A., Mattsson K. 2005. Elemental analyses of pine bark and wood in an environmental study. Science of the Total Environment. 343: 231-241.
- Sawicka-Kapusta R. 1990. Reakcje roślin na dwutlenek siarki i metale ciężkie w środowisku - bioindykację. Wiadomości Ekologiczne. 36, 3: 95-109.
- Sawicka K. 1987. Accumulation of chosen heavy metals and sulphur and nitrogen in the assimilation apparatus of some trees in the Babia Góra National Park. Ekol. Pol. 35(2): 449-463.
- Shparyk Y.S., Parpan V.J. 2004. Heavy metal pollution and forest health in the Ukrainian Carpathians. Environ. Pollut. 130: 55-63.
- Szatanik - Kloc A. 2004. Wpływ pH i stężenia wybranych metali ciężkich w glebie na ich zawartość w roślinach. Acta Agrophysica. 4(1): 177-183.
- Tyler G. 2004. Ionic charge, radius, and potential control root/soil concentration ratios of fifty cationic elements in the organic horizon of a beech (*Fagus sylvatica* L.) forest podzol. Science of the Total Environment. 329: 231-239.
- Wawrzoniak J. 2004. Czy zawartość pierwiastków w liściach dębów i buków zmienia się wraz ze zmianą poziomu defoliacji. Leśne Prace Badawcze. 2:75-86.
- Zianis D., Muukkonen P., Mäkipää R., Mencuccini M. 2005. Biomass and Sten Volume Equations for Tree Species in Europe. Silva Fenica Monographs. 4: 1-63.
- Zwołński J., Orzeł S. 2000. Productivity of Scots Pine stands (*Pinus sylvestris* L.) along an industrial pollution gradient. Prace IBL Seria A. 1(892): 75-98.
<http://maps.google.com/>.