

ANNA WACKO, MAŁGORZATA ROMPA, ANITA SAPÓR, JERZY FALANDYSZ

RTEĆ W KRAJOWYCH PODGRZYBKACH BRUNATNYCH (*Xerocomus badius*)

MERCURY IN THE COUNTRY'S BAY BOLETE (*Xerocomus badius*) MUSHROOMS

Zakład Chemii Środowiska i Ekotoksykologii
Uniwersytet Gdański
80-952 Gdańsk, ul. Sobieskiego 19
e-mail: jfalandy@chem.univ.gda.pl
Kierownik: prof. dr hab. J. Falandyś

Przedstawiono wyniki oznaczeń zawartość rtęci w owocnikach podgrzybka brunatnego i glebie z okolicy miejscowości Mojusz w gminie Sierakowice (woj. pomorskie), terenu nadleśnictwa Turek (woj. wielkopolskie) oraz Lasów Starachowickich w rejonie Lipia (woj. świętokrzyskie). Podsumowano także dostępne dane o zawartości rtęci w kapeluszach, trzonach lub całych owocnikach podgrzybka brunatnego z innych miejsc w kraju i Europie.

Słowa kluczowe: grzyby, las, metale ciężkie, środowisko, żywność

Key words: environment, food, fungi, heavy metals, mushrooms, wild food, woodland

WSTĘP

W Europie grzyby jadalne rosnące dziko cieszyły i nadal cieszą się popularnością wśród Słowian i ludów romańskich oraz Finów czy Turków [32, 34, 35, 40]. Z uwagi na zdolność wielu gatunków grzybów do wydajnego nagromadzenia w owocnikach metali zawartych w podłożu, a także na fakt zanieczyszczania metalami ciężkimi środowiska przyrodniczego, poznanie ich składu mineralnego, tendencji jego zmian oraz szerzej problem jakości zdrowotnej grzybów nie tracą nic na uwadze.

Silnie toksyczna metylortęć może stanowić 3-20 % zawartości rtęci ogółem w grzybach [1, 37, 38]. Jakkolwiek informacji o występowaniu metylortęci w grzybach jadalnych w piśmiennictwie naukowym jest mało, to uwypukla się fakt, że jest to forma przypuszczalnie łatwo dostępna i dobrze nagromadzana w owocnikach [23].

Rtęć i jej sole bez obaw stosowano w wielu krajach do różnych celów do początku lat 1960. W Europie w celach leczniczych stosowano szarą maść (*unguentum hydrargyri cinereum*) zawierającą rtęć metaliczną, ale także maści zawierające sole rtęci, np.: *unguentum hydrargyri album*, *unguentum citrinum* (*unguentum nitratis hydrargyri*) czy *unguentum hydrargyri bijodati*. Natomiast w Chinach w celach leczniczych wykorzystywano cynober (HgS). Po tragedii zatrucia metylortęcią ludzi nad Zatoką Minamata w Japonii oraz wykaza-

niu ryzyka dla środowiska przyrodniczego ze strony pestycydów alkilortęciowych zastosowania rtęci i jej soli na świecie silnie ograniczono, a większości zakazano. W niektórych krajach i zakładach przemysłowych wdrożono systemy stałego (*on-line*) monitorowania i ograniczania wielkości emisji rtęci w strumieniach gazów odlotowych odprowadzanych do powietrza atmosferycznego. Także wdrożono technologie eliminacji i zarazem odzyskiwania rtęci z gazów odprowadzanych do atmosfery podczas procesów spalania (np. w spalarniach śmieci). Niemniej problem zanieczyszczenia rtęcią środowiska przyrodniczego, a zwłaszcza biosfery pozostaje aktualny. Ze względu na dużą lotność rtęci pierwiastkowej i długi czas życia jej par w powietrzu atmosferycznym, jest to pierwiastek skutecznie transportowany w troposferze na znaczne odległości. Fakt ten może być przyczyną mniejszego lub większego wzrostu ilości rtęci w glebie nawet na obszarach bardzo odległych od źródeł jej emisji do atmosfery, czyli także tych uznawanych powszechnie za „dziewicze” lub niezanieczyszczone, np. lasy, bory, puszcze [1, 31].

Celem badań własnych było określenie stopnia zanieczyszczenia rtęcią podgrzybka brunatnego i gleby na terenie trzech wybranych miejsc w kraju. Dokonano także podsumowania danych o występowaniu rtęci w owocnikach tego grzyba w oparciu o dostępne piśmiennictwo.

MATERIAŁ I METODYKA

Reprezentatywną liczbę okazów podgrzybka brunatnego *Xerocomus badius* (Fr.) Kühn. ex Gilb. oraz próbek gleby (warstwa 0-10 cm; po ok. 100 g), z miejsc gdzie wyrosły grzyby, pozyskano z dwóch przestrzennie odległych od siebie obszarów kraju. Jedno stanowisko to okolice miejscowości Lipie na terenie Lasów Starachowickich (woj. świętokrzyskie), drugie to teren nadleśnictwa Turek (gmina Władysławów, woj. wielkopolskie), a trzecie to okolice miejscowości Mojuż na terenie gminy Sierakowice (woj. pomorskie). Grzyby i glebę pozyskano w roku 2000 (Lipie), 2000-2001 (Turek) i 2007 (Mojuż). Owocniki podgrzybka brunatnego oczyszczano plastikowym nożem z liści i piasku, oddzielono trzony od kapeluszy, wstępnie suszono w temperaturze pokojowej, a następnie dosuszono do stałej masy w suszarce elektrycznej w temp. 40 °C. Grzyby ucierano w moździerzu agatowym. Tak przygotowany materiał przechowywano do czasu analizy w woreczkach z folii polietylenowej z zamknięciem strunowym.

Glebę pobierano łopatką drewnianą do woreczków polietylenowych. Usuwno kamienie, liście oraz inne widoczne zanieczyszczenia. Tak przygotowaną glebę suszono w otwartych woreczkach w temperaturze pokojowej przez kilka tygodni w czystym i przewiewnym miejscu. Następnie glebę przesiewano przez sitko plastikowe o średnicy oczek 1 mm. Zawartość rtęci w grzybach i glebie oznaczano techniką zimnych par bezpłomieniowej spektrometrii atomowej (CV-AAS) w analizatorze rtęci MA-2000, Nippon Instruments Corporation, Takatsuki, Japonia. Miarodajność zastosowanej metody oznaczania rtęci sprawdzono używając laboratoryjnego materiału kontrolnego CS-M-1 (suszone owocniki maślaka sitarza), wyprodukowanego przez Instytut Chemii i Techniki Jądrowej (ICHTJ) w Warszawie. Deklarowana dla materiału wartość odniesienia to $0,174 \pm 0,018 \mu\text{g Hg/g ms}$. W badaniach własnych zawartość rtęci w towarzyszącej podgrzybkom serii badań materiału kontrolnego wyniosła $0,171 \pm 0,008 \mu\text{g/g ms}$ ($n = 3$). Co każde 10 analiz próbek materiałów badanych analizowano 1 próbkę odczynnikową (ślepą).

WYNIKI I ICH OMÓWIENIE

Wyniki oznaczeń zawartości rtęci ogółem w kapeluszach, trzonach i glebie dla zbadanych stanowisk oraz wartości jej współczynnika nagromadzenia zestawiono w tabeli I. Wszystkie zbadane podgrzybki zawierały niedużo rtęci tak w kapeluszach jak i trzonach. Niemniej spośród trzech przestrzennie znacznie odległych od siebie stanowisk podgrzybki brunatne z terenu gminy Sierakowice na Kaszubach są silniej zanieczyszczone rtęcią niż pozostałe.

Tabela I. Rtęć w podgrzybku brunatnym i podłożu glebowym ($\mu\text{g/g}$ m.s.) oraz wartości ilorazów Hg_k/Hg_T , BCF_k i BCF_T (średnia arytmetyczna, błąd standardowy średniej, rozstęp i mediana) Mercury in Bay Bolete and soil substrate ($\mu\text{g/g}$ dw) and values of the concentration quotients of Hg_k/Hg_T , BCF_k i BCF_T (arithmetic mean, standard deviation, range and median)

Miejsce, rok i liczebność próbek	Zawartość rtęci			Hg_k/Hg_T	BCF	
	Kapelusz	Trzon	Gleba		Kapelusz	Trzon
Mojusz, gmina Sierakowice, woj. pomorskie, 2007 (12)*	0,33±0,16 (0,13-0,66) 0,29	0,23±0,12 (0,081-0,43) 0,21	0,11±0,09 (0,024-0,26) 0,053	1,5±0,3 (0,95-2,1) 1,4	5,4±5,5 (0,86-17) 3,3	4,1±4,1 (0,42-13) 2,4
Nadleśnictwo Turek, gm. Władysławów, woj. wielkopolskie, 2001-2002 (11)	0,05±0,03 (0,02-0,11) 0,04	0,03±0,02 (0,01-0,06) 0,03	0,05±0,01 (0,04-0,06) 0,05	2,3±1,3 (1,1-5,0) 1,7	1,1±0,6 (0,40-2,0) 0,76	0,58±0,36 (0,12-1,2) 0,47
Lipie, Lasy Starachowickie, woj. świętokrzyskie, 2000 (15)	0,12±0,04 (0,073-0,20) 0,11	0,08±0,02 (0,038-0,13) 0,075	0,14±0,05 (0,074-0,21) 0,15	1,7±0,2 (1,3-2,1) 1,6	1,0±0,5 (0,34-2,0) 0,83	0,59±0,29 (0,18-1,2) 0,51

Objaśnienia:

* liczba zbadanych owocników (w nawiasach)

Zawartość rtęci ogółem w podłożu glebowym dla stanowisk Mojusz i Lipie jest mała i zarazem podobna, tj., odpowiednio, $0,11\pm 0,09$ i $0,14\pm 0,05$ $\mu\text{g/g}$ masy suchej, a mniejsza jest dla stanowiska Turek z $0,05\pm 0,01$ $\mu\text{g/g}$ ms. Biorąc pod uwagę wartości mediany to zanieczyszczenie rtęcią gleby jest mniejsze dla ok. Mojusza i nadleśnictwa Turek niż okolic Lipia, tj. $0,053$ i $0,05$ oraz $0,15$ $\mu\text{g/g}$ ms. (Tabela I). Analiza danych testem Walda–Wolfowitza wykazała statystycznie istotne różnice ($p < 0,05$) w zawartości rtęci w glebie pomiędzy silniej (Lipie) a słabiej zanieczyszczonymi stanowiskami. Stopień zanieczyszczenia wierzchniej warstwy gleb leśnych na zbadanych obszarach nie odbiega od wartości średniej dla gleb leśnych w Polsce, którą określono na około $0,1$ $\mu\text{g/g}$ ms [15].

Owocniki podgrzybka z terenu gminy Sierakowice cechuje niemal czterokrotnie większa wartość współczynnika bionagromadzenia (BCF) rtęci niż te z obszaru nadleśnictwa Turek czy Lasów Starachowickich (Tabela I). W przypadku podgrzybka z terenu gminy Sierakowice można mówić o bionagromadzeniu ($\text{BCF} > 1$), a podgrzybka z nadleśnictwa Turek i Lasów Starachowickich o biowykluczaniu ($\text{BCF} < 1$) rtęci. Niemniej dla niektórych okazów podgrzybka z dwóch ostatnich miejsc wartość BCF rtęci w kapeluszach nieco przekraczała 1. Zaobserwowaną różnicę można tłumaczyć różną biodostępnością rtęci z podłoża dla podgrzybka brunatnego na między badanymi stanowiskami.

Biodostępność w odniesieniu do grzyba i podłoża jest funkcją czynników fizycznych, chemicznych i biologicznych zdeterminowanych składem geochemicznym skały macierzystej i stopniem zanieczyszczenia (formy chemiczne metalu i ich zawartość w glebie), czynnikami „glebowymi” (rodzaj gleby, humus, pH roztworu glebowego, mikroorganizmy), klimatyczno-środowiskowymi oraz cechami genetycznymi gatunku, wieku samej grzybni itd. [7, 18]. Zespół tych czynników może być przyczyną szerokiej zmienności stężeń metali ciężkich w owocnikach w obrębie tego samego gatunku na danym obszarze, przeciętnie o jeden rząd wielkości [25].

Wartości współczynnika BCF rtęci ogółem dla podgrzybka brunatnego na ogół są większe niż 1 [4, 6-9, 12, 14-19, 21, 22, 24]. Warto podkreślić, że podgrzybka brunatnego cechuje zdolność wydajnego nagromadzania radiocezu [2].

Skala zanieczyszczenia rtęcią kapeluszy i trzonów podgrzybka brunatnego na terenie gminy Sierakowice, Turek i Lasów Starachowickich mieści się w przedziale wartości średnich wykazanych dla szeregu miejsc w części północnej Polski. W jedenastu miejscach w kraju w kapeluszach podgrzybka odnotowano rtęć w stężeniu od $0,07 \pm 0,02$ (0,04-0,10) do $0,30 \pm 0,07$ (0,22-0,44) $\mu\text{g/g}$ ms, a w trzonach od $0,026 \pm 0,009$ do $0,29 \pm 0,20$ (0,14-0,81) $\mu\text{g/g}$ ms [6, 7, 9, 14-19, 21, 22, 24]. Teren Trójmiejskiego Parku Krajobrazowego w okolicy gdańskiej dzielnicy Niedźwiednik oraz Równiny Tarnobrzeskiej w pobliżu miejscowości Krawce to dwa stanowiska, gdzie odnotowano względnie większe zanieczyszczenie podgrzybka rtęcią, tj. wynosiło ono w kapeluszach od $0,80 \pm 0,50$ (0,28-2,1) do $0,81 \pm 0,29$ (0,47-1,3) $\mu\text{g/g}$ ms, a w trzonach od $0,44 \pm 0,26$ (0,78-1,0) do $1,3 \pm 1,1$ (0,35-3,5) $\mu\text{g/g}$ ms [4, 8, 12]. W Czechach na terenach niezanieczyszczonych rtęcią w całych owocnikach podgrzybka brunatnego wykrywano od $0,27 \pm 0,10$ do $1,3 \pm 1,1$ (0,10-3,0) $\mu\text{g Hg/g}$ ms; w Szwajcarii od 0,44 do 0,57 $\mu\text{g/g}$ ms; w Niemczech 0,43 (0,15-0,75) $\mu\text{g/g}$ ms; w Słowenii 0,24 $\mu\text{g/g}$ ms; a w Hiszpanii w kapeluszach i trzonach było $0,98 \pm 0,42$ (0,56-1,8) i $0,55 \pm 0,31$ (0,27-1,2) $\mu\text{g/g}$ ms [3, 28, 30, 33, 38-41]. Z przedstawionego zestawienia danych wynika, że stopień zanieczyszczenia rtęcią podgrzybków brunatnych w kraju jest przeciętnie nieco mniejszy niż w na niezanieczyszczonych obszarach Europy. Niemniej ilość informacji o rtęci w podgrzybku brunatnym z innych krajów europejskich jest znacznie skromniejsza od krajowej bazy danych. Podgrzybki brunatne ze stanowisk z podłożem glebowym zanieczyszczonych rtęcią na Słowacji (okolice hut rtęci czy miedzi) oraz w Czechach zawierały przeciętnie dużo, gdyż od $2,9 \pm 0,5$ do $6,9 \mu\text{g Hg/g}$ ms [3, 27, 36, 42, 43].

WNIOSKI

1. Owocniki podgrzybka brunatnego ze stanowisk w Lasach Starachowickich (okolice Lipia) oraz w gminie Sierakowice (okolice Mojusza) i Władysławów (okolice Turka) oraz wierzchnia warstwa gleby są w małym stopniu zanieczyszczone rtęcią. Owocniki podgrzybka brunatnego wyrastające na terenach nieskażonych rtęcią na ogół echuje małą wielkość współczynnika biokoncentracji rtęci, a często wykluczają one ten pierwiastek ($\text{BCF} < 1$).
2. Brak dobrze przyswajalnych przez podgrzybka i zarazem występujących w dużym stężeniu form rtęci (głównie metylortęci) w glebie w wymienionych i innych badanych dotąd terenach leśnych w kraju wydaje się determinować dobra pod tym względem jakość zdrowotna owocników tego gatunku grzyba.

Podziękowanie. Autorzy dziękują dyplomatkom *Joannie Gozdek* i *Izabeli Kowalewskiej* za pomoc w zebraniu i przygotowaniu materiału do analiz. Badania wsparte finansowo w ramach projektu nr. DS/8250-4-0092-8.

A. Wacko, M. Rompa, A. Sapór, J. Falandysz

RTEĆ W KRAJOWYCH PODGRZYBKACH BRUNATNYCH (*Xerocomus badius*)

STRESZCZENIE

Oznaczono zawartość rtęci ogółem w owocnikach podgrzybka brunatnego oraz podłożu glebowym z trzech przestrzennie odległych od siebie miejsc w kraju – okolic miejscowości Mojuż (woj. pomorskie), nadleśnictwa Turek (woj. wielkopolskie) i Lasów Starachowickich (woj. świętokrzyskie). Podgrzybek brunatny zawierał niedużo rtęci, tj. w kapeluszach przeciętnie notowano $0,33 \pm 0,16$ (Mojuż), $0,05 \pm 0,03$ (Turek) i $0,12 \pm 0,04$ $\mu\text{g/g}$ masy suchej (Lipie), a w trzonach $0,23 \pm 0,12$ (Mojuż), $0,03 \pm 0,02$ (Turek) i $0,08 \pm 0,02$ (Lipie) $\mu\text{g/g}$ ms. Także gleba leśna na badanych obszarach tylko w małym stopniu była zanieczyszczona rtęcią. Wierzchnia warstwa (0-10 cm) gleby w okolicy Mojuszu, Lipia i Turka zawierała rtęć w ilości, średnio: $0,11 \pm 0,09$, $0,14 \pm 0,05$ i $0,05 \pm 0,01$ $\mu\text{g/g}$ ms, a wartość mediany wyniosła, odpowiednio: 0,053, 0,15 i 0,05 $\mu\text{g/g}$ ms. Gleba na terenie Lasów Starachowickich pozostawała mocniej zanieczyszczona rtęcią w porównaniu z pozostałymi dwoma miejscami ($p < 0,05$). Owocniki podgrzybka z terenu gminy Sierakowice cechowała niemal czterokrotnie większa wartość współczynnika bionagromadzania (BCF) rtęci niż te z obszaru nadleśnictwa Turek czy Lasów Starachowickich. Zaobserwowaną różnicę można przypuszczalnie tłumaczyć różną biodostępnością rtęci z podłoża dla podgrzybka brunatnego pomiędzy badanymi stanowiskami. Lepsza biodostępność rtęci istotnie wpływała na zawartość tego metalu w podgrzybkach brunatnych w okolicy miejscowości Mojuż (gmina Sierakowice).

A. Wacko, M. Rompa, A Sapór, J. Falandysz

MERCURY IN THE COUNTRY'S BAY BOLETE (*Xerocomus badius*) MUSHROOMS

SUMMARY

Total mercury content have been determined in fruiting bodies of Bay Bolete and its underlying soil substrate collected from three spatially distant sites of the country – outskirts of the Mojuż village (Sierakowice Commune, Pomorskie Voivodeship), at the forest inspectorate Turek (Wielkopolskie Voiv.) and near the Lipie village at the Starachowickie forests (Świętokrzyskie Voiv.). Bay Bolete showed small mercury content, *i.e.* in caps on the average were 0.33 ± 0.16 (Mojuż), 0.05 ± 0.03 (Turek) and 0.12 ± 0.04 $\mu\text{g/g}$ dry weight (Lipie), and in stipes were 0.23 ± 0.12 (Mojuż), 0.03 ± 0.02 (Turek) and 0.08 ± 0.02 (Lipie) $\mu\text{g/g}$ dw. In addition, forest soil at the sites surveyed remained only slightly contaminated with mercury. Surface soil layer (0-10 cm) at the Mojuż, Lipie and Turek sites on the average contained mercury at concentration of 0.11 ± 0.09 , 0.14 ± 0.05 and 0.05 ± 0.01 $\mu\text{g/g}$ dw, and median values were 0.053, 0.15 and 0,05 $\mu\text{g/g}$ ms, respectively. Soil at the Lasów Starachowickie forests remained somehow more contaminated with mercury when compared to two other sites surveyed ($p < 0.05$). The fruiting bodies of Bay Bolete from the area of the Sierakowice Commune characterized were by early four-fold greater value of bioconcentration factor (BCF) of mercury when compared to these from the forest inspectorate Turek or the Starachowickie forests. Variances observed probably explained could be due to different mercury bioavailability to Bay Bolete at the sites surveyed. Enhanced mercury bioavailability highly influenced this element content of Bay Bolete at the Mojuż (Sierakowice Commune) site.

PIŚMIENNICTWO

1. *Alonso J., Salgado M.J., Garcia M.A., Melgar M.J.*: Accumulation of mercury in edible macrofungi: influence of some factors. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 2000, 38, 158-62.
2. *Bakken L.R., Olsen R.A.*: Accumulation of radiocaesium in fungi. *Can. J. Microbiol.* 1990, 36, 704-710.
3. *Cibulka J., Šišá K., Rulkrab K., Miholová D., Száková J., Fučíková A., Slámová A., Stehulová I., Barláková S.*: Cadmium, lead, mercury and caesium in wild mushrooms and forest berries from different localities of the Czech Republic. *Scientia Agriculturae Bohemica* 1996, 27, 113-129.
4. *Falandysz J.*: Mercury in mushrooms and soil of the Tarnobrzaska Plain, south-eastern Poland. *J. Environ. Sci. Health.* 2002, 37A, 343-352.
5. *Falandysz J., Bielawski L.*: Mercury and its bioconcentration factors in Brown Birch Scaber Stalk (*Leccinum scabrum*) from various sites in Poland. *Food Chem.* 2007, 105, 635-640.
6. *Falandysz J., Bielawski L., Kannan K., Gucia M., Lipka K., Brzostowski A.*: Mercury in wild mushrooms and underlying soil substrate from the great lakes land in Poland. *J. Environ. Monit.* 2002, 4, 473-476.
7. *Falandysz J., Brzostowski A., Kawano M., Kannan K., Puzyn T., Lipka K.*: Concentrations of Mercury in Wild growing higher fungi and underlying substrate near lake Wdzydze, Poland. *Water Air and Soil Pollution* 2003, 148, 127-137.
8. *Falandysz J., Brzostowski A., Nosewicz M., Danisiewicz D., Frankowska A., Apanasewicz D., Bielawski L.*: Rtęć w grzybach jadalnych z terenu Trójmiejskiego Parku Krajobrazowego. *Bromat. Chem. Toksykol.* 2000, 33, 177-182.
9. *Falandysz J., Chwir A.*: The concentrations and bioconcentration factors of mercury in mushrooms from the Mierzeja Wiślana sand-bar, Northern Poland. *Sci. Total Environ.* 1997, 203, 221-228.
10. *Falandysz J., Danisiewicz D., Galecka K.*: Rtęć w grzybach i glebie spod grzybów z terenu Gdańska i okolic. *Bromat. Chem. Toksykol.* 1995, 2, 155-159.
11. *Falandysz J., Frankowska A., Mazur A.*: Mercury and its bioconcentration factors in King Bolete (*Boletus edulis*) Bull. Fr. *J. Environ. Sci. Health.* 2007, 42A, 2089-2095.
12. *Falandysz J., Gucia M., Brzostowski A., Kawano M., Bielawski L., Frankowska A., Wyrzykowska B.*: Content and bioconcentration of mercury in mushrooms from northern Poland. *Food Addit. Contam.* 2003, 20, 247-253.
13. *Falandysz J., Gucia M., Mazur A.*: Content and bioconcentration factors of mercury by Parasol Mushroom *Macrolepiota procera*. *J. Environ. Sci. Health.* 2007, 42B, 735-740.
14. *Falandysz J., Gucia M., Skwarzec B., Frankowska A., Klawikowska K.*: Total mercury in mushrooms and underlying soil substrate from the Borecka Forest, Northeastern Poland. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 2002, 42, 145-154.
15. *Falandysz J., Jędrusiak A., Lipka K., Kannan K., Kawano M., Gucia M., Brzostowski A., Dadej M.*: Mercury in wild mushrooms and underlying soil substrate from Koszalin, North-central Poland. *Chemosphere* 2004, 54, 461-466.
16. *Falandysz J., Kawano M., Swieczkowski A., Brzostowski A., Dadej M.*: Total mercury in wild-grown higher mushrooms and underlying soil from Wdzydze Landscape Park, Northern Poland. *Food Chem.* 2003, 81, 21-26.
17. *Falandysz J., Kryszewski K.*: Rtęć w grzybach i substracie spod grzybów z okolic Polanowic w gminie Gubin, województwo zielonogórskie. *Roczn. PZH.* 1996, 47, 376-388.
18. *Falandysz J., Kunito T., Kubota R., Bielawski L., Frankowska A., Falandysz, J. J., Tanabe S.*: Some elements in King Bolete *Boletus edulis* from the lowland and mountain regions of Poland. *J. Environ. Sci. Health. Part. B.* 2008 (praca przesłana do druku).
19. *Falandysz J., Kunito T., Kubota R., Bielawski L., Mazur A., Falandysz, J. J., Tanabe S.*: Selected elements in Brown Birch Scaber Stalk *Leccinum scabrum*. *J Environ Sci Health* 2007b; 42A, 2081-2088.

20. *Falandysz J, Kunito T, Kubota R, Gucia M, Mazur A, Falandysz J. J, Tanabe S.*: Selected elements of Parasol Mushroom *Macrolepiota procera*. J Environ Sci Health, 2008, 43B, 187-192.
21. *Falandysz J., Lipka K., Gucia M., Kawano M., Strunnik K., Kannan K.*: Accumulation factors of mercury in mushrooms from Zaborski Landscape Park. Poland. Environ. Intern. 2002, 28, 421-427.
22. *Falandysz J., Lipka K., Kawano M., Brzostowski A., Dadej M., Jędrusiak A., Puzyn T.*: Mercury content and its bioconcentration factors in wild mushrooms at Łukta and Morąg, Northeastern Poland. J. Agric. Food Chem. 2003, 51, 2832-2836.
23. *Falandysz J, Lipka K, Mazur A.*: Mercury and its bioconcentration factors in Fly Agaric (*Amanita muscaria*) from spatially distant sites in Poland. J Environ Sci Health. 2007, 42A, 1625-1630.
24. *Falandysz J., Marcinowicz A., Danisiewicz D., Galecka K.*: Rtęć w grzybach i substracie spod grzybów w rejonie Lubiany, gmina Kościerzyna. Bromat. Chem. Toksykol. 1997, 30, 63-68.
25. *Falandysz J., Szymczyk K., Ichihashi H., Bielawski L., Gucia M., Frankowska A., Yamasaki S.*: ICP/MS and ICP/AES elemental analysis (38 elements) of edible wild mushrooms growing in Poland. Food Addit. Contam. 2001, 18, 503-513.
26. *Fischer R. G., Rapsomanikis S., Andreea M. O., Baldini F.*: Bioaccumulation of methylmercury and transformation of inorganic mercury by macrofungi. Environ. Sci. Technol. 1995, 29, 993-999.
27. *Kalač P., Niznanska M., Bevilaqua D., Stašková I.*: Concentrations of mercury, copper, cadmium and lead in fruiting bodies of edible mushrooms in the vicinity of a mercury smelter and a copper smelter. Sci Total Environ. 1996, 177, 251-258.
28. *Kalač P., Šlapetová M.*: Mercury contents in fruiting bodies of wild growing edible mushrooms. Potravn. Vědy, 1997, 15, 405-410.
29. *Kalač P., Svoboda L., Havličková B.*: Contents of cadmium and mercury in edible mushrooms, J. Appl. Biomed. 2004, 2, 15-20.
30. *Kalač P., Wittingerová M., Stašková I., Šimák M., Bastl J.*: Obsah rtuti, olova a kadmia v houbách. Čs. Hyg. 1989, 34, 568-576.
31. *Lodenius M.*: Mercury in macrofungi: natural or anthropogenic. Proc. Environ. Contam., 6th Int. Conf., Delphi, Greece, 1994, 244-246.
32. *Marczyk M.*: Grzyby w kulturze ludowej. Współpraca wydawnicza Wydziału Nauk Historycznych i Pedagogicznych Uniwersytetu Wrocławskiego i Wydawnictwa Atla 2. Wrocław 2003.
33. *Melgar M. J., Alonso I., Perez-Lopez M., Garcia M.A.*: Influence of some factors in toxicity and accumulation of cadmium from edible wild macrofungi in NW Spain. J. Environ. Sci. Health. 1998, 33B, 439-455.
34. *Pelkonen R., Alfthan G., Järvinen O.*: Cadmium, lead, arsenic and nickel in wild mushrooms. The Finnish Environment, 17/2006. Finnish Environmental Institute, Helsinki, 2006.
35. *Piepponen S, Pellinen MJ, Hatula T.*: The selenium content of mushrooms. W P. Brätter P. Schranne (red.). Trace element – analytical chemistry in medicine and biology Vol. 3, str. 159-166, Berlin, Walter de Gruyter & Co. 1984.
36. *Pokorny B., Al Sayegh-Petkovsek S., Ribaric-Lasnik C., Vrtacnik J., Doganoc D.Z., Adamic M.*: Fungi ingestion as an important factor influencing heavy metal intake in roe deer: evidence from faeces. Sci Total Environ. 2004, 324, 223-234.
37. *Stijve T., Besson R.*: Mercury, cadmium, lead and selenium concentration of mushroom species belonging to the genus *Agaricus*. Chemosphere 1976, 51:151-158.
38. *Quinche J.*: La pollution mercurielle de diverses especes de champignons. Revue Suisse Agric. 1976, 8, 143-148.
39. *Seeger R.*: Quecksilbergehalt der Pilze. Z. Lebensm. Unters. Forsch. 1976, 160, 303-312.
40. *Svoboda L, Havličková, B., Kalač P.*: Contents of cadmium, mercury and lead in edible mushrooms growing in a historical silver-mining area. Food Chem. 2006, 96, 580-585.

41. Svoboda L., Kalač P., Špička J., Janoušková D.: Leaching of cadmium, lead and mercury from fresh and differently preserved edible mushroom, *Xerocomus badius*, during soaking and boiling. Food Chem. 2002, 79, 41-45.
42. Svoboda L., Zimmermannová K., Kalač P.: Concentrations of mercury, cadmium, lead and copper in fruiting bodies of edible mushrooms in an emission area of a copper smelter and a mercury smelter. Sci. Total Environ. 2000, 246, 61-67.
43. Zimmermannová K., Svoboda L., Kalač P.: Mercury, cadmium, lead and copper contents in fruiting bodies of selected edible mushrooms in contaminated Middle Spiš region, Slovakia. Ekologia-Bratislava, 2001, 20, 440-446.

Otrzymano: 14.03.2008 r

Akceptowao: 10.09.2008 r