

Maleszewski J., Jakubczak A. — Isolation of *Yersinia enterocolitica* from swine carcasses

Five hundred and twenty two samples have been taken from the tonsils and the surface of tongues and the pharynx of pigs after slaughter. *Y. enterocolitica* was found in 31 samples of the tongues, two from the pharynx, and three from the tonsils. Of 180 strains isolated 56.6% was determined as the serotype O:3.

Two methods of isolation were compared: a standard one with preincubation in PSB and inoculation on DC medium, and with the use of KOH in a NaCl solution. The materials under study were incubated at 26° and 4°C. The highest number of positive results was obtained by means of the second method (KOH in a NaCl solution) and by incubation at 4°C for 21 days.

JERZY FALANDYSZ

## Występowanie i ocena spożycia arsenu zawartego w mięśniach ryb bałtyckich w Polsce

Zakład Higieny Weterynaryjnej, 80-125 Gdańsk, ul. Kartuska 249

Naturalna obecność arsenu w środkach spożywczych wynika z powszechnego występowania nieorganicznych i organicznych połączeń tego pierwiastka w przyrodzie. Naturalnym źródłem arsenu w środowisku życia człowieka jest działalność wulkaniczna, procesy wietrzenia skał i rozkład tkanek roślin (23). Procesy spalania węgla kamiennego i ropy naftowej oraz górnictwo, kruszenie, wytapianie i rafinacja miedzi, cynku i ołowiu są istotnym źródłem arsenu wprowadzanego do środowiska naturalnego na skutek działalności gospodarczej człowieka (6, 9, 23). Arsen jest wprowadzany do środowiska naturalnego także w niektórych pestycydach i nawozach sztucznych (9, 16). Wprowadzanie arsenu z wymienionych źródeł pochodzenia antropogenicznego do środowiska naturalnego, stosowanie leków zawierających arsen w medycynie weterynaryjnej oraz dodawanie związków arsenu do pasz można określić jako potencjalne przyczyny występowania powiększonych stężeń tego pierwiastka, ponad poziom naturalny, w środkach spożywczych.

Arsen od wieków jest kojarzony z trucizną, niemniej jednak występuje on pod postacią licznych związków, tak nieorganicznych, jak i organicznych. Pomimo, że pod postacią połączeń arsenoorganicznych jest on obecny w stosunkowo dużym stężeniu (do 200 mg/kg) w niektórych środkach spożywczych pochodzenia morskiego, to spożyty wraz z rybami czy innymi organizmami morskimi nie wykazuje działania toksycznego (2, 30, 33). Nieorganicznym związkiem arsenu (As III) przypisywana jest rola induktora w powstawaniu nowotworów skóry i płuc, a także wątroby (9, 16, 30). Pogląd o rakotwórczości związków arsenu jest jednak kwestionowany (17, 18). Arsen jest pierwiastkiem niezbędnym dla kurcząt, szczurów i kóz (3, 4, 24, 34). Niezbędności arsenu dla człowieka jeszcze nie wykazano.

Istnieją znaczne różnice we właściwościach fizykochemicznych i toksyczności związków arsenu. Pod względem właściwości fizykochemicz-

nych, toksykokinetyki i toksykodynamiki związków arsenu podzielono na trzy grupy:

- nieorganiczne rozpuszczalne w wodzie:  $AsF_6$ ,  $As_2O_3$ , arsenin -K/-Na/-Mg i arsenian -Na/-K,
- nieorganiczne nierozpuszczalne lub słabo rozpuszczalne w wodzie: As, AsSe,  $AsS_3$ , arsenek -Fe/-Pb/-Mg/-Hg/-Ni/-Zn,
- organiczne występujące w surowcach żywnościowych pochodzenia morskiego (glony, skorupiaki i ryby) (38).

Pestycydy, leki i dodatki paszowe zawierające arsen pominięto w wymienionym wykazie. Podkreśla się brak, jak dotąd, logicznie spójnych kryteriów oceny ryzyka szkodliwości dla zdrowia człowieka przy narażeniu na związki arsenu występujące w środowisku (powietrze, woda i żywność) oraz konieczność rozróżniania postaci chemicznych arsenu (38).

W pracy przedstawiono dane o zawartości arsenu w częściach jadalnych ryb bałtyckich i szacunkową wielkość spożycia tego pierwiastka wraz z tkankami ryb bałtyckich w Polsce w latach 1950—1985.

### Materiał i metody

Na podstawie piśmiennictwa i badań własnych zebrano wyniki oznaczeń arsenu w tkance mięśniowej ryb bałtyckich (1, 10, 21, 24, 27, 28, 29, 36), a następnie obliczono wartości średnie (średnia ważona) charakteryzujące zawartość tego pierwiastka w mięśniach ryb określonego gatunku, rodziny lub grupy (tab. 1). Ogółem przeanalizowano wyniki oznaczeń zawartości arsenu w tkance mięśniowej 784 okazów ryb.

Wielkość spożycia arsenu znajdującego się w tkance mięśniowej ryb bałtyckich oszacowano odnosząc obliczoną średnią zawartość tego pierwiastka w mięśniach ryb określonego gatunku, rodziny lub grupy do przypuszczalnej przeciętnej wielkości i struktury spożycia tych ryb (13).

### Wyniki i omówienie

Pierwsze wyniki oznaczeń zawartości arsenu w tkance mięśniowej ryb bałtyckich dotyczą

Tab. 1. Zawartość arsenu w tkance mięśniowej ryb bałtyckich ( $\mu\text{g}/\text{kg}$  masy mokrej)

Rodzaj, grupa lub gatunek	Liczba zbadanych ryb	Średnia	Zakres
Dorsz	39	920	< 100 - 3900
Śledź	84	1200	30 - 3200
Szprot	40	2200	< 100 - 7800
Stornia	343	2100	20 - 42000
Gładzica	45	5100	780 - 26000
Węgorz	67	330	10 - 1300
Szczupak	51	550	30 - 2800
Okoniowate	43	240	< 5 - 510
Karpowate	31	130	< 5 - 460
Ryby „nie sortowane” (morskie)	1	430	
Ryby „nie sortowane” (śłodkowodne)	138	350	< 5 - 2800

okazów złowionych w latach 1968—1971 (36). Generalnie brak jest w piśmiennictwie danych o zawartości arsenu w innych niż tkanka mięśniowa częściach jadalnych ryb bałtyckich. W jadalnej wątrobie miętusów *Lota lota* złowionych u wybrzeży Szwecji przeciętna zawartość arsenu mieściła się w granicy od 850 do 1500  $\mu\text{g}/\text{kg}$  masy mokrej (24).

Z analizy wyników oznaczeń zawartości arsenu w tkance mięśniowej ryb bałtyckich złowionych w latach 1968—1985 można wnosić, że w wymienionym okresie czasu stężenie tego pierwiastka w mięśniach poszczególnych gatunków ryb pozostawało stałe. Brak jest danych o zależności pomiędzy wiekiem, długością ciała, masą ciała i płcią a zawartością arsenu w częściach jadalnych ryb bałtyckich. Kur rogacz, okoń, miętus i szczupak z wód słonawych Bałtyku w rejonie wybrzeża Szwecji, zanieczyszczonym ściekami przemysłowymi, zawierały przeciętnie więcej arsenu w tkance mięśniowej niż wymienione gatunki ryb spoza rejonu zanieczyszczonego; także w wątrobie — chociaż liczba zbadanych ryb była mała tj. po 5 sztuk. Śledzie w rejonie zanieczyszczonym zawierały w mięs-

niach  $1600 \pm 510 \mu\text{g As}/\text{kg}$ , a z wód otwartych morza  $1200 \pm 160 \mu\text{g}/\text{kg}$  (24). Dla porównania w tkance mięśniowej śledzi bałtyckich złowionych w latach 1969—1980 wykrywano arsen w stężeniu od 30 do 3200  $\mu\text{g}/\text{kg}$  m.m. (1, 21, 27, 28, 29, 36). W tej pracy przyjęto, że na przestrzeni lat 1950—1985 zawartość arsenu w tkance mięśniowej poszczególnych gatunków ryb bałtyckich była stała.

Jak wynika z danych zestawionych w tab. 1 istnieją znaczne różnice w zawartości arsenu w tkance mięśniowej pomiędzy rybami bałtyckimi. Przeciętnie dużo arsenu zawiera tkanka mięśniowa mięczakożernej gładzicy — 5100  $\mu\text{g}/\text{kg}$ , a stornia, także przedstawiciel rodziny flądrowatych, zawiera w mięśniach przeciętnie 2100  $\mu\text{g As}/\text{kg}$ .

Pobranie arsenu wraz z przeciętnie spożywaną masą ryb bałtyckich w Polsce oszacowano na od 19,5 do 48,2 w latach 1950—1970 i od 50,7 do 78,5  $\mu\text{g}/\text{osobę}/\text{tydzień}$  w latach 1971—1985. Z zawartej w tab. 2 struktury spożycia arsenu zawartego w mięśniach ryb bałtyckich wynika, że za główne źródło pobrania tego pierwiastka w przeciętnie spożywanej masie ryb bałtyckich można uznać: dorsze do 1958 r., dorsze, szproty i śledzie w latach 1959—1970, szproty, śledzie i dorsze w latach 1971—1977 oraz śledzie, dorsze i szproty w latach 1978—1985.

Jak już wspomniano szczególnie dużą zawartością arsenu w mięśniach charakteryzuje się gładzica. Gładzica jest płastugą bardzo cenioną ze względu na wyjątkowo smaczne mięso. Można założyć, że gładzica jest preferowana tylko przez niektóre grupy spośród osób spożywających dużo ryb, a dla populacji generalnej ludności w kraju pozostaje niedostępna. Przeciętne spożycie ryb bałtyckich w Polsce oszacowano na od 20,7 do 55,8  $\text{g}/\text{osobę}/\text{tydzień}$ , a przeciętne spożycie ryb ogółem na od 30,4 do 156  $\text{g}/\text{osobę}/\text{tydzień}$  (13). Jeżeli przyjąć, że dla niektórych grup spośród populacji generalnej (rybacy i członkowie ich rodzin, osoby zatrudnione w

Tab. 2. Oszacowanie spożycia arsenu zawartego w mięśniach ryb bałtyckich w Polsce ( $\mu\text{g}/\text{osobę}/\text{tydzień}$ )

Lata	Spożycie							
	Ogółem <sup>a</sup>	Dorsz	Śledź	Szprot	Płastugi	Inne ryby <sup>b</sup>	Inne ryby <sup>b</sup>	Inne ryby <sup>c</sup>
1950 - 55	19,5 - 27,9	14,4 - 19,4	1,4 - 6,0	0,6 - 3,7	0,6 - 1,4	< 0,2 - < 0,2	< 0,1 - 0,2	0,2 - 0,4
1956 - 60	19,3 - 28,5	9,8 - 15,2	3,2 - 7,0	0,4 - 10,1	0,7 - 1,2	< 0,2 - < 0,2	< 0,1 - < 0,1	0,2 - 0,3
1961 - 65	26,2 - 31,7	10,3 - 12,6	5,9 - 9,8	6,8 - 10,3	1,1 - 2,0	< 0,2 - < 0,5	< 0,1 - < 0,1	< 0,1 - 0,3
1966 - 70	35,3 - 48,2	14,3 - 17,2	9,3 - 15,1	7,6 - 12,1	1,9 - 2,8	< 0,5 - < 0,5	< 0,1 - 0,5	< 0,1 - 0,1
1971 - 75	50,7 - 78,5	11,3 - 16,7	14,0 - 21,5	19,0 - 36,0	2,8 - 3,3	< 0,2 - < 0,5	0,3 - 0,8	0,2 - 0,5
1976 - 80	52,9 - 72,2	11,2 - 23,4	16,5 - 23,9	7,7 - 31,9	2,1 - 3,4	< 0,4 - < 0,5	0,1 - 0,9	0,2 - 0,4
1981 - 85	47,0 - 56,1	13,9 - 27,6	19,0 - 26,6	4,6 - 11,6	1,7 - 2,6	< 0,2 - < 0,5	< 0,1 - 0,5	< 0,1 - 0,4

Objaśnienia: a = ryby łososiowate, węgorz, szczupak, ryby okoniowate i karpowate; b = inne ryby morskie — ujmowane w statystyce rybackiej jako ryby nie sortowane; c = inne ryby śłodkowodne — ujmowane w statystyce rybackiej jako ryby nie sortowane.

przetworstwie ryb i ich rodziny itp.), spożycie mięśni gładzicy równe było przeciętnej wielkości spożycia ryba bałtyckich, przeciętnej wielkości spożycia ryb ogółem lub pięciokrotnie większe, to pobranie arsenu w omawianym okresie czasu mogło wynieść odpowiednio: 105,6—284,6  $\mu\text{g}$ , 155,0—795,6  $\mu\text{g}$  i 775,2—3918,0  $\mu\text{g}/\text{osobę}/\text{tydzień}$  czyli 15,1—40,7; 22,1—113,7 i 110,7—568,3  $\mu\text{g}/\text{osobę}/\text{dzień}$ . Maksymalnie w układzie mięśniowej gładzicy stwierdzono 26 000  $\mu\text{g}$  As/kg, a liczba zbadanych ryb wynosi tylko 45 (tab. 1). Spożywając danie rybne o masie 250 g przyrządzone z mięśni gładzicy o wymienionej zawartości arsenu jednorazowe pobranie arsenu wyniesie 6500  $\mu\text{g}$ .

Komitet Ekspertów FAO/WHO (cyt. 9) określił tymczasowo dopuszczalne dzienne spożycie (ADI) arsenu na 50  $\mu\text{g}/\text{kg}$  masy ciała — bez wyróżniania postaci chemicznej arsenu, czyli 3500  $\mu\text{g}/\text{osobę}$  o przeciętnej masie ciała.

Arsen jest obecny w małym stężeniu w żywności pochodzenia roślinnego, a w daleko mniejszym w częściach jadalnych zwierząt stałociępijnych. Na przykład w Polsce zyto, pszenica, jęczmień, proso i gryka z różnych rejonów kraju zawierały przed 1954 r. przeciętnie od 510 do 570  $\mu\text{g}$  As/kg masy suchej (zakres od 390 do 780) (32). Warzywa liściaste i korzeniowe pochodzące z upraw w okolicy hut miedzi zawierają więcej arsenu w porównaniu z warzywami z rejonów odległych od hut (19). W częściach jadalnych zwierząt rzeźnych i dziczyzny z rejonu Polski północnej na ogół nie stwierdzano wykrywalnych ilości arsenu ( $\leq 0,03$ — $< 0,1$ ) (11, 12, 14, 15, 19).

W Polsce przeciętne spożycie arsenu w dziennej racjach żywnościowych dla dzieci do jednego roku życia, dzieci w wieku 1—3 lat i młodzieży akademickiej w Gdańsku w latach 1980—1983 określono na odpowiednio: 2,9 (0,0—42,7), 9,4 (0,0—159,4) i 31,9 (0,0—292,2)  $\mu\text{g}/\text{osobę}$ , a dla dzieci z przedszkoli i sanatoriów oraz młodzieży ze szkół średnich w woj. wrocławskim w latach 1981—1984 na odpowiednio: 130 (90—190), 140 (110—190) i 250 (180—300)  $\mu\text{g}/\text{osobę}$  lub 6,7 i 5  $\mu\text{g}/\text{kg}$  masy ciała (20, 22).

Wielkość dziennego spożycia arsenu w innych krajach oszacowano na 22  $\mu\text{g}/\text{osobę}$  (zakres od 11 do 1000) w Holandii, 11,5 (0,1—720) w Danii, od 25 do 35 w Kanadzie, 30 w Austrii, od 70 do 170, 110 i od 70 do 370 w Japonii, 16, 40, 140 i 4 (bez żywności pochodzenia morskiego) w USA, 90 w Anglii oraz 30 (7—60) w Kanadzie, Francji, Wielkiej Brytanii i USA (5, 9, 20, 38). W Finlandii dzienne spożycie arsenu oszacowano na 58  $\mu\text{g}/\text{osobę}$ , a w tym w rybach, mięsie, mleku i jego przetworach, produktach zbożowych, żywności pochodzenia roślinnego (bez zbóż) i pozostałych produktach odpowiednio na: 26, 2,0, 3,1, 7,2, 12 i 7,9  $\mu\text{g}/\text{osobę}$  — lata 1975—1978 (35).

Ryby morskie są tylko jednym ze źródeł występowania arsenu w pożywieniu całodziennym, a żywność jednym ze źródeł pobrania tego pierwiastka dla człowieka. W tkankach ryb morskich — zwłaszcza gatunkach odżywiających się bezkręgowcami dennymi, jadalnych skorupiakach morskich i glonach, arsen występuje w dużym, a w porównaniu do innych rodzajów żywności w bardzo dużym stężeniu. W żywności pochodzenia morskiego arsen występuje głównie w postaci połączeń arsenoorganicznych: arsenobetainy (arsenotrójmetyloglicyna), arsenocholiny? i innych o nieznanym budowie (24, 26, 31, 33), a tylko w niewielkiej części w postaci połączeń nieorganicznych (26). Na przykład w mięśniach śledzi bałtyckich od 5,0 do 10,3% tak zwanego arsenu ogółem to arsen w postaci połączeń nieorganicznych: 7,1% u szczupaka, od 9,5 do 12,5% u okonia i od 7,0 do 11,0% u mętusa (24).

Obecność organicznych i nieorganicznych połączeń arsenu wykazano także w glonach morskich: 7% jako As (III) związany nieorganicznie, 86% jako As (V) związany organicznie i 7% jako kwas awumetyloarsenawy (DMAA) (37). Arsen w postaci połączeń arsenoorganicznych przypuszczalnie występuje także w żywności pochodzenia roślinnego (31). Po spożyciu potrawy rybnej o dużej zawartości arsenu (głównie w postaci połączeń arsenoorganicznych) jest on niemal całkowicie wchłaniany z przewodu pokarmowego i szybko wydalony w postaci niezmienionej w moczu (21, 33). W ustroju człowieka są kumulowane nieorganiczne połączenia arsenu (włosy, paznokcie i skóra) (8).

Toksyczne właściwości związków arsenu są znane już od drugiego wieku przed naszą erą (7). Niemniej jednak można w tym miejscu przytoczyć opinię wyrażoną przez Benneta (5), że „jest dużo niejasności w oszacowaniu wskaźników pobrania, wchłaniania, dystrybucji i kumulacji w ustroju, i w narządach krytycznych, a także poziomów, przy których mogą wystąpić objawy szkodliwe działania związków arsenu”.

#### Piśmiennictwo

- Andersen A.: Miljøministeriet Levnedsmiddelstyrelsen, Publikation nr. 127, 1960.
- Andreae M. O.: 3. Spurenelement-Symposium, Arsen, Karl-Marx-Universität, Leipzig u. Friedr.-Schiller-Universität, Jena, 1960, s. 131.
- Anke M., Grun M., Partschfeld M.: Proc. X Conf. on Trace Substances in Environm. Hlth., Columbia, Md., 1978, s. 403.
- Anke M., Groppe B., Grun M., Henning A., Neisner D.: 3. Spurenelement-Symposium, Arsen, Karl-Marx-Universität, Leipzig u. Friedr.-Schiller-Universität, Jena, 1980, s. 25.
- Bennet B. G.: Exposure commitment assessment of environmental pollutants, T. 1, nr 1, MARC Report Number 23, 1981.
- Bignoli G., Sabbioni E.: Environ. Monit. Assess. 4, 53, 1977.
- Bruckner Chr., Ditzel B.: 3. Spurenelement-Symposium, Arsen, Karl-Marx-Universität, Leipzig u. Friedr.-Schiller-Universität, Jena, 1980, s. 5.
- Ehlers G.: Ztsch. Haut-Geschl.-Krankh. 43, 763, 1968.
- Environmental Health Criteria 18: Arsenic. WHO, Geneva, 1981.
- Falandysz J., Centkowska D.: Bromat. Chem. Toksykol. 18, 310, 1985.
- Falandysz J., Centkowska D., Lorenc-Białta H.: Bromat. Chem. Toksykol. 19, 151, 1986.

12. Falandysz J., Centkowska D., Lorenc-Biała R.: Roczn. PZH 36, 22, 1985.
13. Falandysz J., Kotecka W., Lorenc-Biała H.: Biul. Mor. Ins. Ryb. 18, 5-6 (103-104), 20, 1987.
14. Falandysz J., Lorenc-Biała H., Centkowska D.: Roczn. PZH 35, 505, 1984.
15. Falandysz J., Lorenc-Biała H., Centkowska D.: Bromat. Chem. Toksykol. 18, 310, 1985.
16. Fowler B. A., Ishiushi N., Tsuchiya K., Vahter M.: Handbook on the toxicology of metals. L. Friberg i wsp. (red.). Elsevier/North Holland Biomedical Press, Amsterdam, 1979, s. 193.
17. Frost D. V.: Feedstuffs 47, 30, 1975.
18. Frost D. V.: 3. Spurenelement-Symposium, Ares, Karl-Marx-Univ. Leipzig u. Friedr.-Schiller-Univ. Jena, 1980, s. 17.
19. Grajeta H., Szymczak J.: Roczn. PZH 35, 393, 1984.
20. Grajeta H., Szymczak J.: Roczn. PZH 34, 22, 1986.
21. Markowski J. B., Ratkowska J.: Zesz. C.L.P.R. nr 24, 1974.
22. Nabrzyski M., Gajewska R., Lebedzińska A.: Roczn. PZH 36, 113, 1986.
23. Neuland L. W.: The handbook of environmental chemistry, t. 3, cz. B., O. Hutzinger (red.). Springer-Verlag Berlin, 1982, s. 27.
24. Nielsen F. H., Givald S. H., Myron D. R.: Fed. Proc. 34, 923, 1978.
25. Norin H., Vahter M., Christakopoulos A., Sandström N.: Chemosphere 14, 325, 1985.
26. Norin H., Christakopoulos A.: Chemosphere 11, 287, 1982.
27. Nuurtano M., Varo P., Saari E., Kotivisto P.: Acta Agric. Scand. Suppl. 22, 77, 1980.
28. Ociepa A.: Zesz. nauk. AR Szczecin 82, 149, 1980.
29. Ociepa A.: Zesz. nauk. AR Szczecin 93, 207, 1982.
30. Pershgen G.: Environm. Hlth, Perspect 40, 93, 1981.
31. Piannhauser W.: Chemosphere 12, 1061, 1983.
32. Szymczyk F., Kolankiewicz J.: Roczn. PZH 5, 53, 1954.
33. Tam G. K. H., Charbonneau S. M., Bryce F., Sandi E.: Bull. Environm. Contam. Toxicol. 28, 669, 1982.
34. Uthus E. O., Nielsen F. H.: 3. Spurenelement-Symposium, Arsen, Karl-Marx-Univ. Leipzig u. Friedr.-Schiller-Univ. Jena, 1980, s. 33.
35. Varo P., Kotivisto P.: Acta Agric. Scand. Suppl. 22, 165, 1980.
36. Westöö G., Rydahl M.: Var Föda, 24, 21, 1972.
37. Yamaguchi H., Yamamura Y.: Jap. J. Ind. Health 21, 47, 1979.
38. Zielhuis R. L., Wibowo A. A. E.: Changing metal cycles and human health. J. O. Nriagu (red.). Dahlem Konferenzen 1984, Springer-Verlag, Berlin, 1984, s. 323.

Adres autora: doc. dr hab. Jerzy Falandysz, ul. W. Grabowskiego 15 E/41, 80-809 Gdańsk

### Фаландыш Е. — Появление и оценка потребления арсена, содержащегося в мышцах балтийских рыб в Польше

На основе данных литературы и собственных исследований „типичное содержание” арсена в мышечной ткани балтийских рыб определено на 920 для трески, 1200 для сельди, 2200 для шпрота, 5100 для морской камбалы, 2100 для речной камбалы, 370 для лососевых рыб, 330 для угря, 550 для щуки, 240 для окуня и судака, 130 для плотвы и леща и 160 для налима —  $\mu\text{g}/\text{kg}$  мокрой массы. Потребление арсена, вносимого в балтийских рыбах в средний пищевой рацион в Польше, оценено на 19,5—48,2 в 1950—1970 гг. и 50,7—78,5  $\mu\text{g}/\text{лицо}/\text{неделя}$  в 1971—1985 гг.

### Falandysz J. — The occurrence and estimation of a dietary intake of arsenic from Baltic fish in Poland

On the basis of data from literature and the own examinations the „typical level” of arsenic in muscle tissue of Baltic fish related to wet-weight ( $\mu\text{g}/\text{kg}$ ) has been specified as 920 for cod, 1200 for herring, 2200 for sprat, 5100 for plaice, 2100 for flounder, 370 for salmon, 330 for eel, 550 for pike, 240 for perch and pikeperch, 130 for roach and bream, and 160 for burbot. A dietary intake of arsenic from Baltic fish in Poland is estimated as 19.5—48.2 in 1950—1970 and 50.7—78.5  $\mu\text{g}/\text{person}/\text{week}$  in years 1971—1985 on average.

ANNA LESZCZYŃSKA-FIK, MIROSLAW FIK, ELŻBIETA DZIEKAN

## Wpływ końcowych etapów obróbki technologicznej na jakość mikrobiologiczną tuszek kaczyc

Zakład Chłodziwnictwa i Inżynierii Przemysłu Spożywczego AR im. H. Kołłątaja,  
ul. Podłużna 3, 30-239 Kraków

Jakość mikrobiologiczna tuszek drobiowych z przemysłowego uboju zależy od wielu czynników, przede wszystkim od warunków higienicznych na całej linii przetwarzania (2, 4, 5, 6). Generalnie zanieczyszczenie mikrobiologiczne wzrasta na każdym z kolejnych etapów obróbki aż do momentu mycia (1, 5). Dopiero końcowe mycie i chłodzenie redukują liczebność mikroflory na powierzchni tuszek. Sposób prowadzenia tych zabiegów w dużym stopniu decyduje o stanie mikrobiologicznym gotowego produktu. Wykazano, że najbardziej efektywne jest mycie pod natryskiem wodnym, które pozwala na uzyskanie nawet 96%-owej redukcji liczebności bakterii (3). Natomiast spośród trzech stosowanych metod chłodzenia — w powietrzu, wodzie i wodzie z lodem — najkorzystniejsza jest ta ostatnia. Przy jej stosowaniu następuje najszybsze schłodzenie i największa redukcja liczebności bakterii na tusz-

kach. W niniejszej pracy przeanalizowano skuteczność tych procesów na linii technologicznej uboju kaczek w Zakładach „Poldrob” w Niepołomicach, gdzie stosuje się mycie pod natryskiem wodnym, a więc sposób uznany za najbardziej efektywny w usuwaniu zanieczyszczeń mikrobiologicznych oraz chłodzenie w wodzie i wodzie z lodem. Proces schładzania odbywa się w urządzeniach basenowych, przy czym w pierwszym z nich stosowana jest woda o temp. ok. 10,5—13,5°C, a w drugim woda z lodem o temp. ok. 5°C. Tuszki przemieszcza się przez nie przy pomocy przenośnika ślimakowego. Ponieważ w ciągu pracy jednej zmiany nie wymienia się wody w tych zbiornikach, analizowano jak zmienia się jej zanieczyszczenie mikrobiologiczne w tym czasie i jaki ma to wpływ na jakość mikrobiologiczną produkowanych tuszek kaczyc. W związku z tym, że kaczki są bardzo często nosicielami pa-