

ZAWARTOŚĆ ^{137}CS W MIĘŚNIACH DZIKÓW

DARIUSZ JAWOREK, JAN WIŚNIEWSKI

SGGW, Wydział Medycyny Weterynaryjnej, Katedra Higieny Żywności i Ochrony Zdrowia Publicznego,
02-776 Warszawa, ul. Nowoursynowska 159

KOMUNIKAT

Keywords: Chernobyl, contamination, caesium-137, wild boars.

CONTENT OF ^{137}CS IN MUSCLES OF WILD BOARS

Wild boars use natural feed such as ground cover for about half a year. In this work the contamination of boar muscles with caesium-137 and contamination of ground cover were compared. The level of caesium-137 was measured by spectrometric method. Muscle samples from total 86 wild boars were collected just after Chernobyl accident (years 1986–1988 and in years 1998–1999). The results of the studies indicate that there is a relationship between radiocontamination of the environment as well as muscles of wild boars. It seems that animals at large can be good indicators of radiocontamination of the environment.

Streszczenie

Dziki przez dużą część roku korzystają z naturalnej bazy paszowej jaką jest runo leśne. W niniejszej pracy starano się porównać skażenie radioaktywne mięśni dzika ze skażeniem runa leśnego. Zawartość cezu-137 w mięśniach dzików określono metodą spektrometryczną. Badaniu poddano próbki mięśni z 86 dzików odławianych tuż po katastrofie w latach 1986–1988 oraz w latach 1998–1999. Uzyskane wyniki wskazują na pośrednią zależność pomiędzy skażeniem środowiska a skażeniem mięśni dzika. Wydaje się, że zwierzęta wolno żyjące mogą być dobrym wskaźnikiem skażenia terenu, z którego pochodzą.

WSTĘP

Katastrofa w Czernobylu w roku 1986 spowodowała uwolnienie do atmosfery wielkich ilości radionuklidów, w wyniku czego powstało skażenie radioaktywne środowiska obejmujące olbrzymie tereny [2]. Na szczęście w przytłaczającej większości uwolnione w tym czasie radioizotopy cechowały się krótkim okresem półtrwania (np. jod-131). Natomiast do dnia dzisiejszego w poszczególnych elementach środowiska przyrodniczego jest w dalszym ciągu wykrywalny cez-137 [1, 3].

Rozmieszczenie radioizotopów od samego początku katastrofy było nierównomierne i wiązało się ze zmiennymi wiatrami, które w warstwie mieszania rozciągającej się od 300 do 800 m nad podłożem, w sposób zupełnie przypadkowy powodowały skażenia. Wpływ miały też takie czynniki, jak ukształtowanie terenu, opady atmosferyczne oraz

warunki klimatologiczne. Radioaktywny cez znajdując się cały czas w biosferze może krążyć w ekosystemach jeszcze przez długi czas, ze względu na jego fizyczny okres półrozpadu wynoszący 30 lat. Przewiduje się, że z upływem czasu radionuklid ten przeniknie do głębszych warstw gleby, będzie ulegał sorpcji na glinach, iłach oraz na osadach dennych zbiorników wodnych, skąd może powtórnie migrować do danego ekosystemu.

Do dnia dzisiejszego cez-137 jest także kumulowany przez rośliny uprawne, lecz jego zawartości wynoszą zaledwie kilka Bq/kg. Prace agrotechniczne powodują, że radioizotop ten jest przemieszczany skutecznie w głąb gleby i tam ulega sorpcji. Nie bez znaczenia jest też fakt, że na skutek nawożenia pól gleba uprawna zawiera dużo więcej potasu, który w określonych przypadkach może dyskryminować ^{137}Cs i ograniczać jego pobieranie przez rośliny uprawne. Natomiast u roślin dziko rosnących, a w szczególności w runie leśnym (grzyby, porosty), zawartości cezu-137 są w dalszym ciągu wysokie i wynoszą nawet do kilkuset Bq/kg. Gleba leśna jest zdecydowanie kwaśna, posiada bardzo dużą ilość składników organicznych i niską zawartość potasu dlatego tereny leśne i nieużytki mogą być miarodajnym obszarem do badań nad zmianą skażeń radioaktywnych w środowisku naturalnym [5].

MATERIAŁY I METODY

Oznaczenia wykonywano tuż po katastrofie w latach 1986–1988, oraz dla porównania po upływie dziesięciu lat – w latach 1998–1999. Materiały do badań stanowiła tkanka mięśniowa dzików (przednia część tuszy). Dziki odławiano w miesiącach zimowych, w łowiskach na terenie Polski północno wschodniej (dawne woj. olsztyńskie, obecnie warmińsko-mazurskie). W sumie zawartość cezu-137 określono w próbkach pochodzących od 86 dzików, które pobierano w bazach skupu dziczyzny wycinając je z tusz będących w skórce. Próbkę były przewożone do laboratorium w szczelnych woreczkach foliowych. Przyjęto, że zawartość wody w pobranych mięśniach była podobna. Próbkę o masie 500 mg do pomiarów radiometrycznych stanowiła czysta, rozdrobniona tkanka mięśniowa bez powięzi i tłuszczu, którą umieszczano w naczyniu pomiarowym typu Marinelli 500. Pomiar wykonywano za pomocą zestawu spektrometrycznego, w skład którego wchodził analizator wielokanałowy Tristan 1024 oraz detektor półprzewodnikowy Ge/Li. Kalibrację wykonywano wzorcem cezowym o aktywności całkowitej 97,2 Bq. Czasy pomiarów zarówno tła, jak i próbki mierzonej wynosiły 3000 sek. Wyniki pomiarów wyrażano w Bq/kg świeżych mięśni.

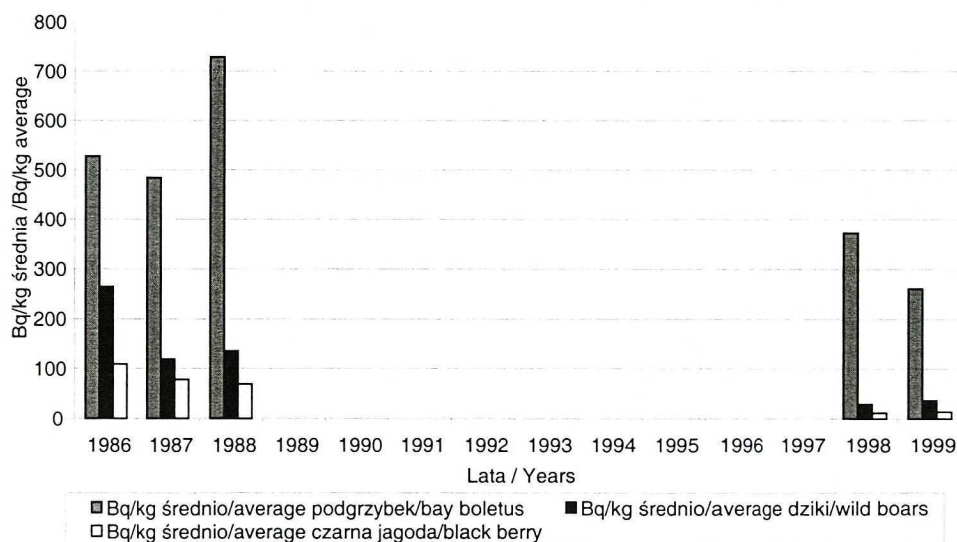
WYNIKI BADAŃ

Wyniki badań przedstawiono w tabeli 1 i rysunku 1.

Zawartość ^{137}Cs w mięśniach dzika w poszczególnych latach wykazuje wyraźną tendencję spadkową, szczególnie tuż po katastrofie. Przy końcu lat dziewięćdziesiątych obserwuje się pewien stabilny poziom skażenia mięśni (Tab. 1). Tłumaczyć to można spożywaniem pokarmu naturalnego, który dziki znajdują na terenach leśnych i przyleśnych. Badania CLOR wskazują na utrzymywanie się skażenia runa leśnego na dosyć stabilnym poziomie, mimo upływu 13 lat od chwili katastrofy (Rys. 1). Potwierdza to fakt, że w roku 1988 aktywność cezu-137 w glebie nie uprawianej, na głębokości 10 cm wynosiła 4,5 kBq/m² natomiast dziesięć lat później 3,7 kBq/m² [5].

Tab. 1. Zawartość ^{137}Cs w mięśniach dzików w Bq/kg tkanki
Content of ^{137}Cs in the muscles of wild boars per Bq/kg tissue

| Rok Year | Liczba próbek Number of samples | Bq/kg średnio Bq/kg on average | Maksimum Maximum | Minimum Minimum |
|-------------|------------------------------------|-----------------------------------|---------------------|--------------------|
| 1986 | 22 | 264,3 | 1818,0 | 66,0 |
| 1987 | 16 | 119,0 | 278,1 | 15,4 |
| 1988 | 24 | 135,4 | 252,3 | 41,2 |
| 1998 | 7 | 29,4 | 112,0 | 19,6 |
| 1999 | 17 | 36,9 | 119,5 | 5,7 |



Rys. 1. Zawartości (średnie roczne) ^{137}Cs w mięśniach dzików oraz w runie leśnym
Content (yearly average) of ^{137}Cs in the muscles of wild boars and in the undergrowth

Zwierzęta odławiano zawsze z tych samych obszarów (obecnie woj. warmińsko-mazurskie). Uzyskane wartości świadczą o sukcesywnym zmniejszaniu się poziomu cezu-137 tym środowisku w latach osiemdziesiątych oraz o powolnym jego spadku w latach dziewięćdziesiątych. Wiąże się to z jednej strony z rozpadem fizycznym radiocezu, którego okres półtrwania wynosi 30 lat, z drugiej zaś z ciągłym pobieraniem tego radioizotopu z pokarmem.

OMÓWIENIE WYNIKÓW

Po trzynastu latach od momentu skażenia, zawartość cezu-137 w mięśniach dzików obniżyła się ponad siedmiokrotnie i cały czas obserwuje się tendencje spadkowe. Nie-

mniej jednak poziom zawartości tego izotopu w tkance mięśniowej dzików jest obecnie dużo większy, niż w mięśniach zwierząt domowych [6].

W diecie zwierząt wolno żyjących poważną pozycję, szczególnie od jesieni do wiosny, stanowi pasza naturalna, a więc byliny, porosty, grzyby, kora drzew, żołądźce, pędy krzewów, nasiona, czyli te składniki biocenozy, które kumulują niektóre radioizotopy. Można teoretycznie założyć, że skażenia tkanek tych zwierząt odzwierciedlają w pewnym stopniu skażenia środowiska.

Będzie to tylko przybliżenie, ponieważ znane są osobnicze zachowania jak np. preferowanie konkretnego pożywienia, w którym cez radioaktywny może być kumulowany w większej ilości. W związku z tym obserwowane są duże różnice w zawartości cezu-137 w próbkach pochodzących od poszczególnych dzików.

Poziom cezu-137 w runie leśnym jest w dalszym ciągu wysoki i tak np. w czarnych jagodach wynosi średnio 12 Bq/kg (5–259 Bq/kg), natomiast w grzybach leśnych średnio, aż 373 Bq/kg (63–1863 Bq/kg). Dla porównania w owocach, warzywach i grzybach hodowanych przez człowieka zawartość radiocezu wynosi poniżej 1 Bq/kg [4].

Analizując skażenie cezem-137 mięśni dzików oraz runa leśnego obserwuje się wysokie wartości maksymalne, które rzutują na uzyskiwane średnie. Duży rozrzut wyników pomiarów runa leśnego można tłumaczyć z jednej strony bardzo nierównomiernym skażeniem biosfery, z drugiej zaś różną zasobnością gleby w sole mineralne, a związku z tym i nierównomiernym wchłanianiem radiocezu przez poszczególne elementy runa [3, 4].

W niniejszych badaniach posłużono się (z racji posiadanych materiałów badawczych) dzikiem jako modelem zwierzęcia wolno żyjącego, natomiast wiadomym jest, że wszystkie zwierzęta tej grupy wykazują w dalszym ciągu dużą zawartość cezu-137 w mięśniach w porównaniu do zwierząt domowych [6]. Obowiązujące normy zawarte w Rozporządzeniu Ministra Zdrowia z dnia 27 grudnia 2001 r. określają maksymalny dopuszczalny poziom radioaktywnego cezu na kilogram produktu, wynoszący 1250 Bq. Wydaje się, że obecnie jedynie w wyjątkowych przypadkach ten poziom może być przekroczony, np. przy spożyciu dużej ilości grzybów (ok. 5 kg) co jest w praktyce raczej mało prawdopodobne. Natomiast średnie wartości, zarówno w mięsie dzików, jak również jagodach czy grzybach są wielokrotnie niższe aniżeli przewiduje norma.

Uzyskane wyniki wskazują, że dobrym modelem odzwierciedlającym radioaktywne skażenie środowiska mogą być zwierzęta wolno żyjące, a zwłaszcza dzik, żerujący na konkretnym terenie. Dzik wykorzystuje naturalną bazę paszową (runo leśne), przez okres od końca jesieni do początku wiosny, czyli praktycznie przez pół roku.

WNIOSKI

1. Zawartość ^{137}Cs w mięśniach dzika wydaje się być związana ze skażeniem runa leśnego.
2. Dzik może być dobrym modelem odzwierciedlającym skażenie radioaktywne środowiska, w którym żyje.

LITERATURA

- [1] Jaworek D., J. Wiśniewski: *Exposition of wild boars to Cs-137 from environment contamination*, Ochrana zvířat a welfare 98, Materials VFU 70-72.
- [2] Tartaruch F., F. Schonfer, E. Klaussek: *Studies in levels of radioactivity in wildlife in Austria*, Workshop

The transfer of radionuclides in natural and seminatural environments, Commission of the European communities Udine (Italy) 1989.

- [3] Pietrzak-Flis Z., I. Radwan, L. Rosiak, E. Wirth: *Migration of Cs-137 in soils its transfer to mushrooms and vascular plants in mixed forest*, Sci. Total Environ 186, 243-250 (1996).
- [4] *Skażenia Promieniotwórcze Środowiska i Żywności w Polsce w 1998 roku* Raport CLOR Nr 139.
- [5] *Skażenia Promieniotwórcze Środowiska i Żywności w Polsce w 1999 roku*. Raport CLOR Nr 140.
- [6] *Skażenia Promieniotwórcze Środowiska i Żywności w Polsce w 2000 roku*. Raport CLOR Nr 143.

Wpłynęło: 19 lutego 2003, zaakceptowano do druku: 22 grudnia 2003.