

POLITECHNIKA ŚLĄSKA
WYDZIAŁ INŻYNIERII ŚRODOWISKA I ENERGETYKI

mgr Grzegorz Ołoś

**AKTYWNOŚĆ RADIOCEZU W MIĘŚNIACH ZWIERZĄT ŁOWNYCH
POZYSKIWANYCH NA OBSZARZE ANOMALII OPOLSKIEJ
NA TLE POLSKI I EUROPY**

**RADIOCESIUM ACTIVITY IN THE MUSCLES OF GAME ANIMALS
OBTAINED IN THE AREA OF THE OPOLE ANOMALY
COMPARED TO POLAND AND EUROPE**

Rozprawa doktorska w dziedzinie nauk inżynieryjno-technicznych

Dyscyplina: Inżynieria Środowiska, Górnictwo i Energetyka

Promotor: dr hab. Agnieszka Dołhańczuk-Śródka, prof. UO

Promotor pomocniczy: dr Sławomir Wierzba

GLIWICE 2022

*Pracę dedykuję pamięci bohaterów z Czarnobyla,
którzy poświęcili swoje zdrowie lub życie, by ratować Europę.*

SPIS TREŚCI

OBJAŚNIENIE POJEĆ I SKRÓTÓW	6
1. WSTĘP	9
1.1. Radioizotopy cezu i źródła ich pochodzenia w środowisku	9
1.2. Szkodliwość ^{137}Cs w kontekście dawki wchłoniętej i uszkodzeń komórek	11
1.3. Skażenie radiacyjne Polski i monitoring aktywności ^{137}Cs	19
1.4. Obieg ^{137}Cs w środowisku i jego migracja do bioty	20
1.5. Aktywność ^{137}Cs w tkankach mięśniowych zwierząt łownych pozyskanych w Polsce na tle Europy	24
1.6. Rola czasu ekspozycji na efekty działania ^{137}Cs	27
2. CEL PRACY	30
3. MATERIAŁY I METODY	32
3.1. Charakter analizowanych danych i źródła ich pozyskania	32
3.2. Obszar Anomalii Opolskiej.....	32
3.3. Pozyskanie próbek tkanek mięśniowych zwierząt łownych	33
3.4. Analiza tkanek mięśniowych zwierząt łownych	34
3.5. Pozyskanie próbek gleby.....	36
3.6. Analiza próbek gleby i aktywności powierzchniowej ^{137}Cs	36
3.7. Kryteria wyboru danych literaturowych w zakresie aktywności ^{137}Cs w tkankach zwierząt łownych wykorzystanych na potrzeby realizacji celu pracy	37
3.8. Opracowanie statystyczne i obliczenia	39
4. WYNIKI	43
4.1. Aktywność ^{137}Cs na obszarze Anomalii Opolskiej.....	43
4.2. Aktywność ^{137}Cs w tkankach mięśniowych zwierząt łownych z obszaru Anomalii Opolskiej	43

4.3.	Obliczenie współczynników transferu ^{137}Cs z gleby do zwierząt łownych	45
4.4.	Oszacowanie skutecznej dawki wchłoniętej przez osoby konsumujące dziczyznę skażoną ^{137}Cs	46
4.5.	Analiza metod obliczania czasów $T_{1/2\text{ef}}$, $T_{1/2\text{środ}}$ i $T_{1/2\text{biol}}$	46
4.6.	Obliczenie $T_{1/2\text{ef}}$ i $T_{1/2\text{środ}}$ radiocezu dla analizowanych gatunków łownych z różnych regionów Polski	59
4.7.	Zastosowanie programów służących modelowaniu kinetyki zmian stężeń pestycydów w glebie do określenia kinetyki zmian aktywności ^{137}Cs w tkankach mięśniowych zwierząt łownych.....	68
5.	DYSKUSJA	76
5.1.	Wyniki aktywności ^{137}Cs w tkankach mięśniowych badanych gatunków łownych w obrębie Anomalii Opolskiej na tle Polski, z uwzględnieniem wartości C_r oraz T_{ag}	76
5.2.	Oszacowanie dawki wchłoniętej przez konsumentów dziczyzny z obszaru Anomalii Opolskiej	80
5.3.	Problem obliczania czasów $T_{1/2\text{ef}}$ oraz $T_{1/2\text{środ}}$ zgodnie z kinetyką SFO	82
5.4.	Określenie kinetyki i predykcja zmian aktywności ^{137}Cs dla trzech zbadanych gatunków łownych	84
5.5.	Wyznaczone czasy połowicznego zaniku ^{137}Cs na tle danych literaturowych	91
6.	WNIOSKI	95
	PODZIĘKOWANIA	97
	SPIS RYCIN	98
	SPIS TABEL	102
	LITERATURA	104
	STRESZCZENIE	135
	SUMMARY	137

OBJAŚNIENIE POJĘĆ I SKRÓTÓW

- AEJwCz** - awaria elektrowni jądrowej w Czarnobylu (obecna Ukraina) dnia 26.04.1986
- AEJwF** - awaria elektrowni jądrowej w Fukushima (Japonia) dnia 11.03.2011
- Bq** - bekerel; jednostka wyrażająca aktywność promieniowania jonizującego, rozumiana jako ilość rozpadów w jednostce czasu
- CAKE** - “*Computer Assisted Kinetic Evaluation*”; program komputerowy w środowisku “R”, na licencji Tessella[®], służący modelowaniu kinetyki degradacji pestycydów w środowisku
- CI_{2,5} i CI_{97,5}** - krańce 5% przedziału ufności parametrów strukturalnych modelu
- ¹³⁴Cs** - radioaktywny izotop cezu, o krótkim okresie połowicznego zaniku ($T_{1/2fiz} \approx 2.06$ lat)
- ¹³⁷Cs** - radioaktywny izotop cezu, o długim okresie półtrwania ($T_{1/2fiz} \approx 30.17$ lat), w pracy określane również jako radiocez
- DEGKIN** - “*FOCUS degradation kinetics spreadsheet (facilitating kinetic analysis for parent compounds)*”; jedno z narzędzi rekomendowanych przez EUROPEAN SOIL DATA CENTER (ESDAC) pod auspicjami Komisji Europejskiej, służące do modelowania kinetyki degradacji pestycydów w środowisku
- DFOP** - “*Double First-Order in Parallel*”; określenie dwufazowej (*bi-phasic*) kinetyki degradacji pestycydów w środowisku, zakładającej jednoczesne działanie dwóch procesów zgodnych z kinetyką I-rzędu
- DT₅₀** - “*Decline Time 50*”; odpowiednik czasu połowicznego zaniku w kinetyce degradacji pestycydów, po upływie którego, stężenie badanej substancji powinno zmaleć o połowę wobec wartości wyjściowej (pierwotnej)
- E_f** - dawka efektywna (dawka skuteczna)
- E_q** - dawka równoważna
- FOCUS** - “*FORum for the Co-ordination of pesticide fate models and their USE*”; panel naukowy pod auspicjami Unii Europejskiej, aktywny w latach 2002-2006, mający na celu opracowanie rekomendacji dla modelowania procesów jakim podlegają pestycydy w środowisku

FOMC	- “ <i>First Order Multi-Compartment</i> ”; określenie dwufazowej (<i>bi-phasic</i>) kinetyki degradacji pestycydów w środowisku, zakładającej istnienie szeregu procesów, za sprawą których zmienia się stężenie badanej substancji w badanym kompartmentie środowiska, lub tym, z którego do niego pestycyd migruje
Gy	- grej; jednostka wyrażająca dawkę pochłoniętą przez tkankę/organ/ciało
HS	- “ <i>Hockey-Stick</i> ”; określenie dwufazowej (<i>bi-phasic</i>) kinetyki degradacji pestycydów w środowisku, zakładającej istnienie dwóch głównych procesów, za sprawą których substancja zmienia swoje stężenie w czasie w badanym elemencie środowiska, z czego obie działają oddzielnie, kolejno po sobie
HVPS	- z ang. <i>High Voltage Power Supply</i> , element spektrometru gamma
IORE	- “ <i>N-Order Rate Model or Indeterminate Order Rate Equation Model</i> ”; modyfikacja modelu FOMC na bazie modelu Gustafsona-Holdena
M	- mediana
MDA	- próg czułości pomiarowej (z ang. <i>minimal detection activity</i>)
MeV	- megaelektronowolt; jednostka energii stosowana m.in w określaniu energii uwolnionej w czasie rozpadu promieniotwórczego radioizotopów
Min, Max	- wartości odpowiednio: minimalne i maksymalne
NAFTA	- “ <i>North American Free Trade Agreement</i> ”; panel naukowy pod auspicjami <i>EPA’s Environmental Fate and Effects Division (EFED) in the Office of Pesticide Programs</i> oraz <i>Canada’s Pesticide Management Regulatory Authority (PMRA)</i> mający na celu zarekomendowanie narzędzi i modeli kinetycznych służących do prognozowania reprezentatywnych okresów półtrwania dla pestycydów w środowisku (glebie i wodzie)
PestDF	- program służący modelowaniu kinetyki degradacji pestycydów w środowisku; platforma Windows, środowisko „R”, wymaga załadowanych bibliotek xxDEG
PIW	- Powiatowy Inspektorat Weterynarii
Pr(<i>t</i>)	- prawdopodobieństwo testowe wartości <i>t</i> statystyk testu Walda
SD	- <i>standard deviation</i> (odchylenie standardowe)
SE_β	- błędy standardowe parametrów strukturalnych modelu

SFO	- “ <i>Single First-Order</i> ”; określenie kinetyki I-rzędu, kinetyka jednofazowa zmian aktywności radionuklidów
Sv	- siwert; jednostka wyrażająca skuteczną/efektywną dawkę promieniowania wchłoniętą przez tkankę/organ/ciało
t_{rep}	- czas reprezentatywny dla modelu IORE, po upływie którego, stężenie badanej substancji w badanym elemencie powinno zmaleć o 50%. Czas ten jest uśrednieniem dwóch faz zaniku badanej substancji
T_{1/2biol}	- biologiczny okres połowicznego zaniku (okres półtrwania); czas, w którym stężenie danej substancji w organizmie zmaleje o 50% wyłącznie za sprawą czynników biologicznych (w przypadku radionuklidów pomijany jest proces fizycznego rozpadu)
T_{1/2ef}	- efektywny okres połowicznego zaniku (okres półtrwania); czas, w którym stężenie danej substancji w organizmie lub elemencie środowiska zmaleje o 50 % za sprawą wszystkich, możliwych czynników
T_{1/2fiz}	- fizyczny okres połowicznego zaniku (okres półtrwania); czas, w którym aktywność radionuklidu w dowolnym elemencie zmaleje o 50% za sprawą rozpadu fizycznego (proces niezależny od warunków środowiskowych)
T_{1/2środ}	- środowiskowy okres połowicznego zaniku (okres półtrwania); występujący w publikacjach pod skrótami: T _{ELH} , T _{eco} , T _w , T _{EN} , T _{1/2env} . Czas, w którym stężenie substancji / aktywność radionuklidu zmaleje o 50% w danym medium, za sprawą czynników wyłącznie środowiskowych (migracja, dyspersja itp.)
WIW	- Wojewódzki Inspektorat Weterynarii
w_R	- wagowy współczynnik promieniowania
w_T	- wagowy współczynnik tkanki
X_G	- średnia geometryczna
\bar{X}	- średnia arytmetyczna
λ_{ef}	- efektywna stała rozpadu (<i>decay constant</i>); synonim stałej rozpadu <i>k</i> , stosowana wobec radionuklidów, wyznaczana głównie z funkcji wykładniczej opisującej zmiany aktywności radionuklidu w danym medium, w określonym czasie

1. WSTĘP

1.1. Radioizotopy cezu i źródła ich pochodzenia w środowisku

Cez jest alkalicznym metalem o liczbie atomowej 55, który może występować w formie 40 izotopów (Audi i wsp., 2003; Andersen i wsp., 2004). Jądro atomu stabilnego izotopu cezu (^{133}Cs) posiada 55 protonów oraz 78 neutronów i występuje w naturze głównie jako składnik minerału pollucytu, w ilości ok. 20-30 % wagowo-objętościowo (Ćerny i Simpson, 1978), będąc jednocześnie jednym z rzadszych metali w skorupie ziemskiej. Czysty cez należy do nielicznych metali płynnych w temperaturze bliskiej pokojowej (Gad i Pham, 2014). Uwaga i badania w zakresie toksykologii i inżynierii środowiskowej skoncentrowane są na niestabilnych, promieniotwórczych izotopach tego pierwiastka, głównie ^{134}Cs oraz ^{137}Cs (Ashraf i wsp., 2014, a, b), powstających w wyniku reakcji jądrowych. Istnieje pomiędzy tymi radioizotopami kilka istotnych różnic. Izotop ^{134}Cs , posiadający o jeden neutron więcej niż stabilny izotop cezu, charakteryzuje się fizycznym okresem połowicznego rozpadu ($T_{1/2\text{fiz}}$) równym w przybliżeniu dwóm latom i powstaje w niewielkich ilościach jako produkt kontrolowanej fuzji, oraz w reakcji niekontrolowanego spalania paliwa jądrowego w trakcie awarii w elektrowniach atomowych, natomiast nie powstaje w wyniku eksplozji bomb atomowych (^{134}Cs powstaje z rozpadu beta ^{133}Xe , a następnie wychwytu neutronu, co nie ma miejsca podczas eksplozji broni atomowej) (Choppin i wsp., 2002). Jest źródłem emisji promieniowania beta (β) oraz gamma (γ), ulegając rozpadowi do stabilnego izotopu ^{134}Ba lub ^{134}Xe . Duże ilości ^{133}Xe uwolnione zostały podczas awarii w Czarnobylu w 1986 roku (AEJwCz) oraz Fukushima w 2011 roku (AEJwF) (Stohl i wsp., 2012). Będący przedmiotem niniejszej rozprawy radioizotop ^{137}Cs , mający 82 neutrony w jądrze atomowym posiada znacznie dłuższy $T_{1/2\text{fiz}}$, określane w zależności od źródła literaturowego od 30 do 30,2 lat (średnio 30,17) (Unterweger i wsp., 1992; EPA, 2002; Delmore i wsp., 2011; Burger i Lichtscheidl, 2018). Izotop ten powstaje w wyniku reakcji rozszczepienia neutronem jąder ^{235}U oraz rozpadu odpowiednich izotopów plutonu, jodu i ksenonu (Delmore i wsp., 2011) stanowiąc jeden z głównych promieniotwórczych składników zużytego paliwa jądrowego (Inghram i wsp., 1949). ^{137}Cs ulega rozpadowi będąc źródłem emisji promieniowania β oraz, pośrednio, γ . W około 5% ulega on rozpadowi β^- bezpośrednio do stabilnego izotopu baru, ^{137}Ba , emitując przy tym energię równą 1,174 MeV. Jednak dominującą ścieżką jest rozpad z produktem pośrednim -

meta-stabilnym barem ^{137m}Ba , przy którego utworzeniu dochodzi do emisji β^- o energii 0,512 MeV. Dopiero później, $T_{1/2\text{fiz}} = 153$ sekundy, meta-stabilny Bar ulega rozpadowi do stabilnego izotopu ^{137}Ba emitując promieniowanie γ o energii 0,6617 MeV.

Istotne ilości ^{137}Cs zostały uwolnione do atmosfery w trakcie intensywnego testowania broni atomowej w latach 50-tych i 60-tych ubiegłego wieku (Völkle i wsp., 1989; Bierregaard i Andersen, 2007), a w późniejszych latach w wyniku awarii elektrowni atomowych, głównie AEJwCz oraz AEJwF (pozostałe incydenty, jak np. w Windscale Piles, UK, choć istotne lokalnie, odegrały pomniejszą rolę (Crick i Linsley, 1984)). Estymuje się, że w wyniku AEJwCz do atmosfery uwolniony został ^{137}Cs o łącznej aktywności około 85 ± 26 (PBq) (OECD, 2002), z czego ok. 60% uległo depozycji poza obszarem byłego Związku Socjalistycznych Republik Radzieckich, głównie w Europie Środkowej i Zachodniej. Szacunki te mogą być obarczone istotnym błędem z uwagi na różnice w raportach i/lub z uwagi na odmienne dane na podstawie których modelowano tę ilość. W wyniku AEJwF do atmosfery i wód dostało się około od 6 do 13 PBq ^{137}Cs (NISA, 2011; Kobayashi i wsp., 2012). W kontekście skażenia środowiska, różnica między tymi dwoma emisjami polega na tym, że w zdecydowanej większości cez uwolniony w AEJwCz uległ mokrej depozycji na obszarze lądowym (Nimis, 1996), a w przypadku AEJwF nad Oceanem Spokojnym, tysiące kilometrów od Polski (Wotawa, 2011; Ten Hoeve i Jacobson, 2012). Przyjmuje się zatem, że ilość zdeponowanego nad Polską ^{137}Cs w wyniku AEJwF była nieistotna (PAA, 2013; Fujak i wsp., 2013; Steinhauser i wsp., 2014), a za główne źródło, obecnego w glebie i elementach biotycznych środowiska, ^{137}Cs w Polsce oraz Europie uznaje się AEJwCz w 1986 r. (Steinhauser i wsp., 2014). Należy jednak podkreślić, że wg różnych szacunków ilość ^{137}Cs uwolnionego w okresie intensywnego testowania broni atomowej zdecydowanie przewyższała ilość radiocezu uwolnionego w AEJwCz. Choć od lat 60-tych XX w. minął już podwójny, fizyczny okres połowicznego rozpadu tego radioizotopu (zatem ilość radiocezu z tamtego okresu zmalała o około 75%), to określanie radiocezu w środowisku mianem „poczarobylskiego” jest pewnym uproszczeniem.

Problem uwalniania ^{137}Cs do środowiska w przyszłości jest nieunikniony, bo nawet nowoczesne i bezpieczne elektrownie jądrowe, zawsze będą podatne na czynnik ludzki (w tym terroryzm) oraz zdarzenia środowiskowe niemożliwe do przewidzenia. Trzeba podkreślić, że liczba elektrowni atomowych (jako niskoemisyjnej alternatywy dla paliw

kopalnych) rośnie. Według danych World Nuclear Association (WNA, 2021) na świecie działa ok. 443 elektrowni atomowych, kolejnych 50 jest w trakcie budowy.

1.2. Szkodliwość ^{137}Cs w kontekście dawki wchłoniętej i uszkodzeń komórek

W przypadku radionuklidów, nieco odmiennie niż w klasycznej toksykologii, ich negatywny wpływ rozpatruje się w zależności od emitowanej energii i wchłoniętej przez organizm dawki promieniowania, a nie samej dawki wchłoniętego radionuklidu do organizmu. Będąc źródłem promieniowania niestabilne radioizotopy mogą bowiem szkodzić organizmowi z zewnątrz, bez konieczności ich fizycznego wchłonięcia, emitując promieniowanie wyrządzające istotne zmiany w organizmie na odległość.

Aktywność promieniowania jonizującego określana jest w bekerelach (Bq) (Układ SI; $1 \text{ Bq} = 27 \text{ pCi}$ (Ci to inaczej kiur, jednostka obecnie nieużywana)), choć ilość energii wynikająca z aktywności 1 Bq będzie różna zależnie od typu promieniowania. Aktywność wyrażona w ten sposób przedstawia ilość zdarzeń rozpadu niestabilnych atomów w czasie i określonej przestrzeni. W wyniku takich rozpadów, obecne w zasięgu takiego promieniowania (zależnie od ośrodka i typu promieniowania) przedmioty i organizmy, są narażone na określoną jego dawkę w danym czasie. Dawkę promieniowania rentgenowskiego oraz γ w określonej objętości powietrza, w normalnych warunkach wyraża się w rentgenach (R) i rozumie się przez ilość ładunku elektrycznego równego $1\text{R} = 0,000258 \text{ C}\cdot\text{kg}^{-1}$. Natomiast ilość energii ($\text{J}\cdot\text{kg}^{-1}$) jaką deponuje dowolne promieniowanie jonizujące w danym materiale lub tkance określana jest w grejach (Układ SI; Gy), gdzie $1 \text{ Gy} = 100 \text{ rad}$ (rad z ang. *radiation absorbe dose* - stara jednostka). Greje służą do opisanego ogólnej dawki pochłoniętej przez dany obiekt, przy czym 1 Gy rozumiany jest jako 1 J zdeponowanej energii w 1 kg napromieniowanej materii przez promieniowanie jonizujące. Z uwagi na to, że ta sama dawka różnego promieniowania, może nieść ze sobą różną energię i w różny sposób ją wytracać w tkankach/narządach przyjęto pewne kryteria pozwalające oszacować biologiczne skutki napromieniowania w zależności od typu promieniowania (a dokładniej typu cząstek i ich energii) oraz rodzaju napromieniowanej tkanki i objętości/powierzchni ciała poddanych radiacji. Wykorzystuje się tu wagowy współczynnik promieniowania (w_R) (Donahue, 2004). Miony, elektrony (promieniowanie beta) i fotony (promieniowanie γ) mają najniższy indeks w_R z uwagi na wysoką penetrację i bardzo małą lub zerową masę. Ich energia nie odgrywa takiej roli, jak w przypadku

α -cząstek czy neutronów. Poprzez korektę o indeks w_R można przeliczyć dawkę wyrażoną w Gy na siwerty (Sv), które służą określaniu dawek promieniowania wobec organizmów. W tej jednostce podawane są dawki równoważne (E_q) i efektywne (E_f).

W literaturze można się również spotkać z jednostkami o nazwie rem (z ang. *roentgen equivalent for man*), a zależność między omawianymi jednostkami można wyrazić również jako $1 \text{ Sv} = 100 \text{ rem} = 100 \text{ rad}$ (ICRP, 2005; Wambersie i wsp., 2010).

Drugą zmienną jest „wrażliwość” tkanki/narządu na dane promieniowanie, wyrażane jako współczynnik wagowy tkanki (w_T) (UNSCEAR, 2010). Współczynniki te mają znaczenie w obliczaniu stochastycznych skutków napromieniowania, zgodnie ze wzorem nr 1 dla dawki równoważnej oraz zgodnie ze wzorem 2 dla sumy wszystkich dawek równoważnych przekładających się na dawkę efektywną:

$$E_q = \sum_R w_R D_{TR} \quad (1)$$

gdzie:

E_q – dawka równoważna dla danej tkanki (T),

R – indeks dla danego typu promieniowania,

w_R – współczynnik wagowy promieniowania,

D_{TR} – średnia dawka promieniowania danego typu i energii pochłoniętego przez daną tkankę,

$$E_f = \sum_T w_T E_q \quad (2)$$

gdzie:

E_f – dawka efektywna,

w_T – współczynnik wagowy dla danej tkanki,

E_q – dawka równoważna,

T – indeks dla danego typu tkanki.

Wartości współczynników wagowych względem odmiennych typów promieniowania oraz rodzaju napromieniowanych tkanek podano w Tabeli 1 oraz Tabeli 2. Im większa masa cząstki odpowiedzialnej za promieniowanie tym większą energię zdeponuje ona w tkance i tym samym wyrządzi większą szkodę na poziomie komórkowym. Najbardziej podatne na uszkodzenia są komórki ulegające intensywnym podziałom jak komórki rozrodcze czy szpik kostny. W przypadku wchłonięcia źródła promieniowania do organizmu narażone

są te komórki, które tworzą drogi pokarmowe i/lub oddechowe, a gdy promieniowanie działa z zewnątrz, komórki skóry.

Tabela 1. Wartości współczynnika w_R dla różnych typów promieniowania jonizującego (Will, 1991)

Wagowy współczynnik promieniowania w_R	
Promieniowanie	Wartość
X, γ (bez względu na energię)	1
Elektrony, miony, pozytony (bez względu na energię)	1
Neutrony:	
< 10 keV	5
10 keV to 100 keV	10
> 100 keV to 2 MeV	20
> 2 MeV to 20 MeV	10
> 20 MeV	5
Protony o energii > 2 MeV	2 - 5
cząstki α , fragmenty rozszczepu jąder, ciężkie jądra atomowe	20

Tabela 2. Wartości współczynnika w_T dla promieniowania jonizującego względem napromieniowanej tkanki (Will, 1991)

Wagowy współczynnik promieniowania dla danej tkanki w_T	
Typ tkanki	Wartość
Gonady	0,20
Szpik kostny, okrężnica, płuca, żołądek	0,12
Pęcherz moczowy	0,05
Piersi	0,05
Wątroba	0,05
Przełyk	0,05
Tarczycza	0,05
Skóra	0,01
Powierzchnia kości	0,01
Pozostałe	0,05

Bez względu na rozpatrywane efekty: stochastyczne czy deterministyczne, oba są zależne i wprost proporcjonalne do dawek i rodzaju napromieniowanych tkanek, a także, w pewnym zakresie, od różnic osobniczych. Skutki napromieniowania można określać zarówno jednostkowo jak i (dla dużych obszarów i/lub istotnych skażeń) na poziomie populacji lub ich zespołów (Copplestone i wsp., 2001).

Ulegający rozpadowi ^{137}Cs emituje rozpędzone elektrony w wyniku rozpadu β^- , które ulegają istotnemu pochłanianiu w tkankach (penetrują ok. kilka cm w głąb tkanki (Mettler i Voezl, 2002)). Głębokość penetracji wynika z tego, że w zakresie energetycznym powyżej 500 keV (a taki zakres energii ma miejsce w obu ścieżkach beta-rozpadu ^{137}Cs) w tkance zachodzą dwa procesy: kolizje elektron-elektron i „*bremstrahlung*”. W wyniku ich wystąpienia z reguły powstaje wtórne promieniowanie elektromagnetyczne (np. emisja fotonu) (White i wsp., 1989). Dochodzi wtedy do wybijania elektronów z atomów lub zwiększenia ich energii, co w rezultacie prowadzi do powstawania bardzo reaktywnych jonów, stąd nazwa promieniowanie jonizujące. Szczególnie szkodliwe jest powstawanie wolnych rodników gdy radiolizie ulegnie cząsteczka wody. W konsekwencji działania tego typu promieniowań dochodzi do uszkodzeń fizycznych i mutacji w obrębie DNA. Za sprawą wolnych rodników (działanie pośrednie), lub przez wybijanie elektronów (działanie bezpośrednie), promieniowanie doprowadza do rozerwania wiązań wodorowych, wiązań między resztą fosforanową i deoksyrybozą w DNA, co może prowadzić do zamiany kolejności wiązania par zasad w niciach DNA/RNA, prowadząc w konsekwencji do mutacji typu delecji lub substytucji (Han i Yu, 2010). Ponadto, analogicznie do uderzania rozpędzonej bili w inne bile na stole bilardowym, dochodzi do wtórnych interakcji elektronów już wybitych, zależnie od energii promieniowania, przez co uszkodzenia postępują w głąb tkanki (Nikjoo i Lindborg, 2010). Podobne zmiany zachodzą na poziomie białek, w tym katalitycznych, tłuszczu i cukrów, jednak dopóki DNA pozostało nienaruszone, to takie defekty mogą być naprawione. Niestety w sytuacji, w której DNA również uległo uszkodzeniu, może dojść (gdy komórka nie wejdzie na drogę apoptozy), do utrwalenia mutacji (błędów) i kodowania uszkodzonych białek, prowadząc w efekcie do nowotworów (Ward, 1995). Mamy wtedy do czynienia z efektami stochastycznymi. Natomiast, jeśli uszkodzenia były liczne, to powyżej pewnego progu

dochodzi do efektów deterministycznych, ściśle zależnych od dawki, które manifestują się ostrą chorobą popromienną związaną z miejscowym lub ogólnoustrojowym rozpadem uszkodzonych komórek i kaskadą zapalną. Ponieważ promieniowanie γ i β uważane są za „*low linear-energy-transfer*” (tzw. *low LET*), wyrządzają one odpowiednio mniejsze szkody w komórce, niż promieniowanie α czy neutronowe o tej samej dawce wyrażonej w Gy (stąd różnice w dawce ogólnej i efektywnej dla różnych typów promieniowania) (Kumar i wsp., 2014).

Promieniowanie γ , będące następstwem rozpadu metastabilnego ^{137m}Ba , silnie penetruje przez tkanki narażając wszystkie organy, ale jednocześnie mniej energii wytracane jest w określonej objętości danych tkanek. Wartość w_R dla fotonów (γ) jest taka sama jak dla elektronów (β). Wynika to z tego, że skutkiem penetracji komórek przez wysokoenergetyczne fotony jest powstawanie foto-elektronów i elektronów w wyniku efektu Augera (Nikjoo i Lindborg, 2010). Stąd działanie promieniowania γ jest zbliżone do destruktywnego działania promieniowania β , ale zachodzi głębiej w tkance (dopóki wysoce penetrujące fotony nie zdeponują swojej energii w medium oraz z uwagi na zjawisko Comptona (Compton, 1923)). Oprócz wpływu na mutacje w obrębie jądra komórkowego i uszkodzania struktur komórkowych, istotnym efektem tego promieniowania jest niszczenie błony komórkowej na skutek utworzenia licznych, reaktywnych form tlenu. Prowadzi to do kaskady enzymatycznej i skierowania uszkodzonej komórki na drogę apoptozy, powodując rozległe nekrozy w obrębie napromieniowanych tkanek (Anand i wsp., 1997; Pandey i Mishra, 2000; Mishra, 2004). Reasumując, ^{137}Cs może szkodzić istotnie z zewnątrz, prowadząc do niszczenia skóry przez promieniowanie beta i tkanek podskórnych przez promieniowanie γ , jednak po wchłonięciu dowolną drogą będzie szkodził równomiernie w całym organizmie.

W migracji radiocezu do człowieka dominują dwie drogi; wziewna i pokarmowa (mówi się wtedy o ekspozycji wewnętrznej). Uwalniany ^{137}Cs w wyniku pożaru reaktora nr 4 w Czarnobylu miał postać lotną (punkt wrzenia ^{137}Cs to 678°C wobec około 2000°C panujących podczas spalania się rdzenia reaktora (Burakov i wsp. 1996, Bogatov i wsp. 2009)). W formie lotnej mógł być wchłaniany drogą wziewną (z płuc mógł przedostawać się do krwiobiegu) w pierwszych dniach/tygodniach trwania po AEJwCz. Po okresie depozycji z atmosfery, jony radiocezu albo utworzyły w środowisku

rozpuszczalne w wodzie związki (np. CsOH lub CsCl), albo uległy wiązaniu (często nieodwracalnemu) z materiałami gliniastymi, tlenkami żelaza i ilami (Ashraf i wsp. 2014). Jon cezowy, który nie uległ nieodwracalnemu wiązaniu w glebie, był zdolny do migracji wraz z wodą do roślin i grzybów, a z nimi trafiał do organizmu człowieka i/lub zwierząt stanowiących jego pokarm. Korelacja pomiędzy aktywnością ^{137}Cs w organizmie i produktach spożywczych została udowodniona, zarówno dla zwierząt jak i ludzi (Takatsuji i wsp., 2000), ze wskazaniem na owoce runa leśnego jako głównego źródła wtórnego skażenia ^{137}Cs u ludzi (Handl i wsp., 2003). Oprócz działania bezpośredniego, człowiek może być narażony pośrednio (zewnętrznie – lokalnie lub całościowo) na działanie promieniowania jonizującego przez sam fakt przebywania w środowisku zawierającym ^{137}Cs , przy czym krytycznymi narządami mogą być wtedy gonady i nerki (Han i wsp., 2010).

Podobieństwo chemiczne między potasem i cezem (oba z grupy litowców, o podobnych konfiguracjach elektronowych) sprawia, że oba te pierwiastki mogą być w pewnym zakresie traktowane przez żywe organizmy jako analogi, przy czym według badań potas zawsze, choć w różnym stopniu, pobierany jest w większym zakresie niż cez i jego izotopy (Burger i Lichtschild, 2018). Raz wchłonięty ^{137}Cs migruje do wszystkich możliwych organów, z czego mięśnie, nerki, wątroba i trzustka uważane są za narządy/tkanki krytyczne (NRC, 1990; Bandazhevsky, 2003). Omówiona wcześniej szkodliwość dla zdrowia promieniowania jonizującego manifestuje się z reguły w sposób ostry - powodując chorobę popromienną lub przewlekłą – zwiększając ryzyko nowotworu w krytycznych narządach, zwiększając szanse na wystąpienie wad u płodu poprzez wywoływanie mutacji w gametach, a także poprzez modulację ekspresji genów. Efekty ostrej choroby popromiennej obserwowano u personelu elektrowni w Czarnobylu oraz tzw. „likwidatorów” usuwających skutki jej awarii. Oficjalnie na skutek ostrej choroby popromiennej w wyniku AEJwCz zmarło 28 osób (w czasie kilku dni - miesięcy) (Belyi i wsp., 2003). Liczba osób doświadczających przewlekłych, negatywnych skutków AEJwCz na swoim zdrowiu w państwach byłego bloku socjalistycznego pozostaje tematem sporów i dyskusji. Tymczasem, w wyniku AEJwF nikt nie ucierpiał z powodu ostrej choroby popromiennej (Ten Hoeve i Jacobson, 2012), a tylko kilka osób w Japonii wchłonęło dawkę większą niż 250 mSv, przy czym dawka 100 mSv na rok uważana jest za najniższą, która w statystycznie istotny sposób zwiększa ryzyko rozwoju nowotworu.

Ryzyko rozwoju nowotworów u osób poddanych ostrym i/lub przewlekłym ekspozycjom na działanie ^{137}Cs jest przedmiotem rozlicznych analiz medycznych. Za krytyczny organ, w którym w rezultacie chronicznej ekspozycji na średnie lub małe dawki może rozwinąć się nowotwór, podejrzewana jest m.in. trzustka i wątroba (Bandazhevsky, 2003; Venturi, 2020). Dużo uwagi było poświęcone rozwojowi raka tarczycy u dzieci zarówno po AEJwCz oraz AEJwF w wyniku narażenia na ^{131}I , dla którego tarczycą jest narządem krytycznym. Późne podanie płynu Lugola po AEJwCz w krajach byłego „bloku wschodniego”, w porównaniu z książkowym wręcz działaniem prewencyjnym wykonanym przez rząd Japonii po AEJwF, wyraźnie wskazuje, że w dużej mierze negatywne skutki awarii elektrowni atomowych można istotnie ograniczyć (Tronko i wsp., 2017). Zapadalność na nowotwory inne niż tarczycy na obszarach Białorusi i Ukrainy u osób będących w wieku dziecięcym w okresie AEJwCz jest szeroko dokumentowana, ale nie pozwala na wyciągnięcie jednoznacznych wniosków (Cardis i Hatch, 2011; Saenko i wsp., 2011; Hatch i wsp., 2015; Ostroumova i wsp., 2016). Warto podkreślić, że wielu likwidatorów nie dożyło przeciętnego wieku dla lokalnej społeczności, a otrzymali oni dawki w zakresie 1 mSv do 1 Sv (Ivanov i wsp., 2001; Eglite i wsp., 2009).

W kontekście efektów teratogennych, poza udokumentowanymi przypadkami ciężkich deformacji wśród zwierząt i ludzi bezpośrednio po AEJwCz, niepokojące są również ostatnie doniesienia świadczące o szkodliwości niewielkich dawek ^{137}Cs (nie mniejszych niż 12 mSv drogą wziewną w okresie 5 lat). Mogą się one przekładać na zaburzenia rozwoju młodych ssaków, co zostało udokumentowane zarówno wśród ludzi (Miller i Blot, 1972) jak i młodych makaków japońskich w prefekturze Fukushima (Hayama i wsp., 2017; Scherb i Hayashi, 2020). W efekcie ekspozycji, młode makaki i ludzkie niemowlęta posiadają istotnie mniejszą masę urodzeniową i mniejsze głowy. Tego typu zaburzenia obserwowano już wcześniej u dzieci osób, które przetrwały ataki bombowe w Hiroszynie i Nagasaki. Warto podkreślić, że skażenie obszaru wokół elektrowni Daichii w Fukushimie jest porównywalne z tym, jakie ma miejsce w wielu obszarach Europy po AEJwCz, wliczając w to obszar Anomalii Opolskiej. Kumulacje mutacji u dzieci osób narażonych na ostre i przewlekłe ekspozycje na ^{137}Cs są przedmiotem badań, które są jednak bardzo rozbieżne, co do stawianych wniosków. Niektórzy badacze wskazują na występowanie licznych nagromadzeń mutacji i chorób, natomiast inni wykazują brak

istotnych statystycznie różnic między grupami narażonymi na promieniowanie wobec generalnej populacji (Weinberg i wsp., 2001; Slebos i wsp., 2004; Furitsu i wsp., 2005).

Globalne skutki katastrof elektrowni atomowych, rozpatrywanych na płaszczyźnie zdrowia publicznego, stanowią przedmiot sporów i dyskusji, będąc niestety również narzędziem w dyskursie politycznym, co utrudnia przeciętnemu odbiorcy właściwe rozeznanie w tym temacie. Groźba skażenia radiologicznego bywa kanwą dla produktów popkultury, jak filmy czy gry komputerowe (Mad Max, S.T.A.L.K.E.R, seria Fallout), które lepiej trafiają do młodego odbiorcy, niż zdanie autorytetów w tej dziedzinie lub wnioski płynące z publikacji naukowych. Nakręcają one spiralę strachu, mającego już swoje naukowe określenie – radiofobia (Rosiak-Zięba, 2017). Choć hipotetycznie każda elektrownia jądrowa stanowi pewne zagrożenie dla środowiska, to statystyki dotyczące skażenia i ofiar w ludziach, od kiedy uruchomiono pierwszą elektrownię jądrową na świecie, w porównaniu do innych gałęzi energetyki czy przemysłu wyraźnie wskazują, że jest to najbardziej bezpieczne i wydajne źródło energii dostępne ludzkości (Kharecha i Hansesn, 2013). Odnośnie radiofobii warto jest przytoczyć komentarz odnośnie AEJwF: *„Interestingly, even the upper bound projection of the lives saved from the evacuation is lower than the number of deaths already caused by the evacuation itself.”* (Ten Hoeve i Jacobson, 2012). Obserwacje dotyczące zaburzeń psychicznych (mogących mieć podstawy w zaburzeniu rozwoju układu nerwowego) u dzieci urodzonych tuż przed lub zaraz po AEJwCz w regionach silnie skażonych są również niejednoznaczne. Wskazują na korelację tych zaburzeń zarówno z narażeniem na działanie radionuklidów, jak i wynikiłze ze stresu mającego swe źródło w zniszczeniu społecznego ładu (konieczność przesiedleń, utrata pracy przez rodziców, zerwanie więzi rodzinnych itp.) (Kolominsky, 1999; Igumnov i Drozdovitch, 2000). Próby skorelowania odległych skutków zdrowotnych wynikłych z narażenia na działanie promieniowania są obciążone dużym ryzykiem błędu z uwagi na rozliczne czynniki mogące wpływać na mierzalne cechy jak ryzyko rozwoju raka czy zaburzenia rozwoju psychicznego.

Bez względu na przyjęty model dawka-odpowieź; model hormezy lub liniowy (Calabrese i Baldwin, 1998, 2003; Mattson, 2008; Hoffmann, 2009), promieniowanie jonizujące jest szkodliwe i monitorowanie jego obecności leży w interesie publicznym, szczególnie jeśli przyjmie się, że nawet w małych, ale chronicznych dawkach może

wywierać ono niepożądane efekty zdrowotne. Dzięki zrozumieniu losów radionuklidów uwalnianych do środowiska oraz zależności dawka-efekt, można podejmować racjonalne kroki mające na celu bezpieczeństwo publiczne i środowiskowe.

1.3. Skażenie radiacyjne Polski i monitoring aktywności ^{137}Cs

Skażenie radiacyjne obszaru Polski stało się celem wnikliwych badań szczególnie po roku 1986. Opracowane mapy opisujące aktywność radiocezu publikowane są regularnie przez Państwową Agencję Atomistyki (PAA). Z reguły podawana jest w nich aktywność powierzchniowa ($\text{kBq}\cdot\text{m}^{-2}$) przyjmując, że głównym źródłem promieniowania γ jest ^{137}Cs (Imanaka i wsp., 2015). Od 1986 roku rozkład aktywności ^{137}Cs w Polsce nie ulega zmianom, a za najbardziej skażony region uchodzi pas o szerokości kilkudziesięciu kilometrów ciągnący się od Kotliny Kłodzkiej, przez Opolszczyznę, ku terenom położonym w obrębie dawnego województwa częstochowskiego, a obecnie śląskiego. Obszar ten nosi nazwę Anomalii Opolskiej, i na podstawie danych źródłowych można przyjąć, że cechowało go porównywalne skażenie z tym, jakie wystąpiło w środkowej Szwecji, Bawarii czy wybranych regionach Finlandii, miejscach szczególnie skażonych po AEJwCz (Izrael i wsp., 1996; Wołkowicz i Strzelecki, 2002; CLOR, 2011; Steinhauser, 2014). Prawdopodobnie pierwotna aktywność powierzchniowa w wybranych „gorących miejscach” w obrębie Anomalii Opolskiej osiągała wartości ponad $100 \text{ kBq}\cdot\text{m}^{-2}$ (CLOR, 1999). Aktualnie te miejsca charakteryzują się istotnie wyższą aktywnością radiocezu, osiągającą wartości $> 10 \text{ kBq}\cdot\text{m}^{-2}$, przy średniej aktywności ^{137}Cs w Polsce poniżej $2 \text{ kBq}\cdot\text{m}^{-2}$ (PAA, 2020). Z tego powodu obszar Anomalii Opolskiej stał się przedmiotem badań naukowych dotyczących aktywności ^{137}Cs w środowisku oraz jego migracji do biotycznych elementów, głównie porostów, mchów i grzybów (Wołkowicz i Strzelecki, 2002; Litorowicz i wsp., 2004; Dołhańczuk-Śródka i Waclawek, 2007; Dołhańczuk-Śródka i wsp., 2012; Wróbel i wsp., 2015).

Po depozycji, ^{137}Cs wchodzi w łańcuchy troficzne i przedostaje się do produktów spożywczych lub ich składników. Z tych powodów oraz relatywnie długiego fizycznego okresu półtrwania ($T_{1/2\text{fiz}}$), dla bezpieczeństwa konsumentów, aktywność ^{137}Cs jest na bieżąco monitorowana. Monitoring aktywności ^{137}Cs w produktach spożywczych wytwarzanych w Polsce prowadzony jest przez szereg placówek: Oddziały Higieny Radiacyjnej Wojewódzkich Stacji Sanitarno-Epidemiologicznych, placówki Zakładu Higieny

Radiacyjnej i Radiobiologii Narodowego Instytutu Zdrowia Publicznego Państwowego Zakładu Higieny w Warszawie, Centralne Laboratorium Ochrony Radiologicznej (CLOR) w Warszawie i jego stacje, Główny Inspektorat Ochrony Środowiska i Wojewódzkie Inspektoraty Weterynaryjne oraz, w celach naukowych, przez instytuty i placówki naukowo-badawcze. W kontekście badań aktywności ^{137}Cs w mięsie zwierząt, pozyskanych w ramach racjonalnie prowadzonej gospodarki łowieckiej, wiodącą rolę pełnią Wojewódzkie Inspektoraty Weterynaryjne. Zgodnie z Rozporządzeniem Rady Unii Europejskiej (Euratom, 2016) nr: 2016/52 z dnia 15 stycznia 2016 r., oraz Rozporządzeniem Rady Ministrów z dnia 27 kwietnia 2004, Dz.U. nr 98, Poz. 987, dopuszczalne poziomy aktywności ^{137}Cs w produktach spożywczych nie mogą przekraczać wartości $400\text{-}1250 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ produktu w formie gotowej do spożycia (Tabela 3).

Tabela 3. Normy aktywności ^{137}Cs w różnych rodzajach żywności, w formie gotowej do spożycia, według prawa obowiązującego w UE oraz w Polsce (Euratom, 2016)

Aktywność ^{137}Cs w żywności ($\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$)			
Produkty dla niemowląt	Produkty mleczarskie	Pozostała żywność	Napoje
400	1000	1250	1000

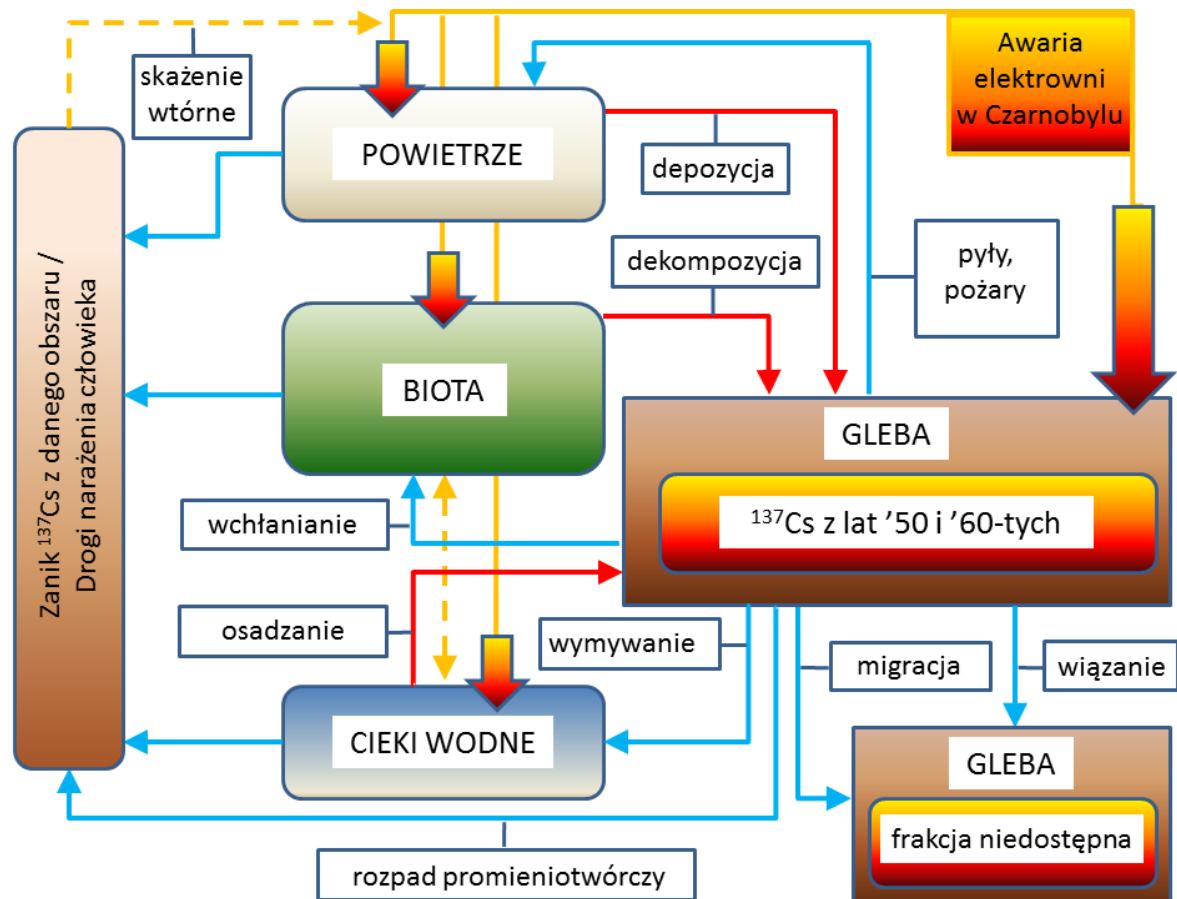
1.4. Obieg ^{137}Cs w środowisku i jego migracja do bioty

Potencjalne zagrożenie dla zdrowia publicznego i kondycji biotycznych elementów środowiska wynikające z obecności ^{137}Cs w środowisku, jest uzasadnione wysoką biodostępnością tego radionuklidu oraz bezdyskusyjną szkodliwością promieniowania jonizującego. Istotnym czynnikiem zwiększającym znaczenie ^{137}Cs w kontekście bezpieczeństwa, jest będąca wciąż elementem badań naukowych, migracja tego radionuklidu pomiędzy poszczególnymi elementami środowiska. W biodostępności ^{137}Cs decydujące znaczenie ma jego chemiczna forma. Kation cezu jest pobierany przez rośliny z gleby lub wody za sprawą tych samych mechanizmów, które odpowiadają za przyswajanie jonów potasu: przez K^+ transportery i kanały wapniowo-potasowe (Zhu i Smolders, 2000; Burger i Lichtscheild, 2018). Raz pobrany ^{137}Cs może powrócić do gleby wraz ze szczątkami

roślinnymi i ponownie wejść w obieg (co może trwać dziesiątki lat), lub w przypadku gruntów rolnych, ulec eliminacji z pierwotnego miejsca depozycji i przemieszczeniu wraz z płodami rolnymi, narażając tym samym ludzi i zwierzęta hodowlane (Krouglov i wsp., 1997). Z tego powodu obszary wiejskie (pola i pastwiska) „tracą” ^{137}Cs w tempie szybszym niż grunty leśne. W środowisku leśnym, ^{137}Cs związany jest głównie w wierzchniej warstwie gleby do głębokości ok. 15 cm, szczególnie w warstwach bogatych w glinę i/lub materię organiczną (chyba, że została wykonana rębnia całkowita i orka gruntu zwiększając jego wertykalną dyspersję) (Rafferty i wsp., 2000; Sokolik i wsp., 2001; Kruse-Irmer i Giani, 2003; Almgren i Isaksson, 2006; Pröhl i wsp., 2006; Winkelbauer i wsp., 2012; Burger i Lichtscheild, 2018). Pozostając w wierzchnich warstwach gleby ^{137}Cs jest biodostępny dla roślin runa leśnego i różnych gatunków grzybów, jednak zależne jest to od kompozycji gleby (ilości tlenków żelaza, różnych minerałów) oraz gatunków roślin i grzybów, a także uwalnianych przez nie organicznych substancji, które pozwalają tworzyć biodostępne kompleksy cezu (Burger i Lichtenschild, 2018). Istotne znaczenie ma również głębokość i rodzaj systemu korzeniowego lub grzybni, a w przypadku roślin także stopień mikoryzy (Murakami i wsp., 2014). Z uwagi na inny obieg materii w środowisku leśnym w porównaniu do upraw rolnych, ^{137}Cs w środowisku leśnym pozostaje raczej w zamkniętym obiegu: gleba - organizmy runa leśnego – gleba. Część radiocezu ulega migracji przestrzennej wraz z pozyskanym drewnem, wodą wypływającą ^{137}Cs z gleby oraz zwierzętami żywiącymi się elementami runa leśnego. Uznaje się, że spośród biotycznych elementów środowiska leśnego ^{137}Cs ulega największej akumulacji w owocnikach grzybów (Gillet i Crout, 2000), a ich spożycie może odpowiadać za roczną dawkę efektywną promieniowania γ wynikającą ze spożycia skażonej żywności u ludzi od 0,2 mSv (Kalač, 2001) do więcej niż 1 mSv w ciągu roku (Mietelski, 1994) (jeżeli dodatkowo spożywane będą inne owoce runa, jak np. borówka czarna (*Vaccinium myrtillus* L.)). Spożycie borówki można liczyć, podobnie jak grzybów, w kilogramach na rok, a aktywność ^{137}Cs w jej owocach jest zależna od aktywności powierzchniowej ^{137}Cs w lesie i może wynosić powyżej $1 \text{ kBq} \cdot \text{kg}^{-1}$ s.m. w regionach o jego aktywności powierzchniowej powyżej $180 \text{ kBq} \cdot \text{m}^{-2}$ (Krasnov i wsp., 2018). Tempo spadku tych aktywności maleje z czasem z uwagi na stabilizowanie się wartości współczynnika transferu (T_{ag}) z gleby do owoców borówki (Kostiainen, 2007). Kolejnym ogniwem w cyrkulacji

^{137}Cs w środowisku są zwierzęta spożywające roślinność i owoce runa leśnego. W kontekście zdrowia publicznego istotne znaczenie mają zwierzęta łowne. W pierwszych latach po AEJwCz wzrost aktywności ^{137}Cs odnotowano w pokarmach roślinnych (Krouglov i wsp., 1997) oraz wśród zwierząt roślinożernych, zarówno udomowionych i dzikich. U dzikich roślinożerców odnotowano wyraźne zmiany sezonowe aktywności radiocezu w ich mięśniach (Karlén i wsp., 1991; Grabowski i wsp., 1995; Strebl i wsp., 1996; Škrkal i wsp., 2017). Tłumaczyć to można obecnością radionuklidu bezpośrednio na powierzchni listowia, a w późniejszych latach w owocach i grzybach, których owocniki stanowią element diety jeleniowatych w okresie jesiennym. Przeciwnie do roślinożerców, wszystkożerne gatunki, takie jak dzik (*Sus scrofa*), z czasem akumulowały coraz większe ilości ^{137}Cs w porównaniu do saren żyjących na tym samym obszarze (Hochmann i Huckschlag, 2005; Dvořák i wsp., 2010; Škrkal i wsp., 2015). Z uwagi na preferencje pokarmowe, dzik może konsumować również owocniki grzybów niedostępnych dla jeleniowatych (m.in. trufle jelenią (*Elaphomyces granulatus*)), co sugeruje się jako jedną z przyczyn, dla której w tkankach dzików odnotowuje się wyższe aktywności ^{137}Cs (Hochmann i Huckschlag, 2005; Semizhon i wsp., 2009). Rola bezkręgowców, szczególnie larw i pędraków bytujących i/lub odżywiających się resztkami roślinnymi jako drugiego, równie istotnego źródła ^{137}Cs dla dzików jest również uzasadniona. W tym bogatym w białko źródle pokarmu dla dzików, odnotowano bardzo wysokie aktywności ^{137}Cs , powyżej $100 \text{ kBq} \cdot \text{kg}^{-1}$ w materiale spopielonym (Mietelski i wsp., 2010; Ishii i wsp., 2018). Z kolei na północy Skandynawii wiodącą rolę w akumulacji ^{137}Cs odgrywają porosty, stanowiące główne źródło pokarmu dla reniferów, czym można tłumaczyć stabilne aktywności ^{137}Cs w ich mięsie na przestrzeni lat w wybranych regionach (Skuterud i wsp., 2005). Część społeczeństwa, która ma w nawyku częste spożycie dziczyzny stoi na szczycie układu pokarmowego, na który składają się duże ssaki leśne (w tym na wpół-udomowione renifery w Skandynawii i północnej Rosji) stanowiąc kolejne ogniwo migracji radiocezu. Schemat cyrkulacji ^{137}Cs jest więc złożony, przedstawiono go na Rycinie 1. Żółte strzałki oznaczają możliwe kierunki skażenia pierwotnego radiocezem pochodzącym z AEJwCz, żółte przerywane oznaczają drogi skażenia wtórnego radiocezem. Niebieskie strzałki wskazują procesy, za sprawą których ^{137}Cs migruje ze skażonej gleby poza dany obszar i jednocześnie, procesy którymi może trafić do człowieka lub narazić go na promieniowanie.

Czerwone strzałki oznaczają drogi, którymi ^{137}Cs wraca do gleby. W samej glebie radiocez może występować pod postacią związków biodostępnych, zdolnych do migracji lub w postaci silnie związanej w warstwie mineralnej i niedostępnej dla biotycznych elementów środowiska biorących udział w jego migracji, oznaczonej jako frakcja niedostępna. Należy podkreślić, że obecnie na terenie całego kraju, w glebie oraz sedymentach, obecna jest także frakcja radiocezu pochodzącego z okresu intensywnego testowania broni atomowej. Radiocezu pochodzący z tego źródła wciąż może wchodzić w układy troficzne.



Rycina 1. Schemat migracji ^{137}Cs w środowisku

Myśliwi, leśnicy i członkowie ich rodzin, konsumujący więcej dziczyzny niż generalna populacja, otrzymują nawet o dwa rzędy wielkości większe efektywne dawki ^{137}Cs pochodzące ze spożywanych pokarmów (Škrkal i wsp., 2017; Tondel i wsp., 2018). Z uwagi na długość sezonu polowań, aktualną walkę z wirusem afrykańskiego pomoru świń

(ASF) oraz liczebność dzika w Europie, mięso tego gatunku ma najistotniejsze znaczenie w kontekście narażenia na omawiany radionuklid (Massei i wsp., 2015). W Skandynawii zamiast mięsa dzików wiodącą rolę w transferze ^{137}Cs ze środowiska do ludzi stanowi mięso łośi (*Alces alces*) i reniferów (*Rangifer tarandus*) (Skuterud i wsp., 2005; Leppänen i wsp., 2011; Tondel i wsp., 2018). Choć ilość osób spożywających grzyby przewyższa tę spożywającą dziczyznę, to z uwagi na sezonową dostępność grzybów, w porównaniu do całorocznej dostępności dziczyzny, mięso dzikich zwierząt stanowi główne źródło wtórnego skażenia radiocezem. W Polsce pozyskuje się około 266 tysięcy dzików, 210 tysięcy saren oraz 95 tysięcy jeleni szlachetnych (*Cervus elaphus*) rocznie (Leśnictwo, 2019), z czego około 10% trafia na lokalny rynek (Kwiecińska i wsp., 2016). Tym samym dziczyzna, szczególnie ta pozyskana na obszarze Anomalii Opolskiej zasługuje na uwagę w kontekście migracji radiocezu i narażenia człowieka. Tymczasem źródła literaturowe w Polsce przedstawiają bardzo niewiele informacji w tym zakresie.

1.5. Aktywność ^{137}Cs w tkankach mięśniowych zwierząt łownych pozyskanych w Polsce na tle Europy

Z uwagi na różnorodność przyjmowanych pokarmów, w tym grzybów i owoców runa leśnego, dzikie zwierzęta wykazują wyższe aktywności ^{137}Cs w tkankach mięśniowych niż zwierzęta hodowlane. Aktywności ^{137}Cs w produktach mięsnych innych niż dziczyzna utrzymują się na względnie stałym poziomie i obecnie nie przekraczają $2,3 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ świeżej masy (Grabowski i wsp., 1994; Grabowski i wsp., 1999; PAA, 2017). Wyższe wartości odnotowuje się w dziczyźnie, szczególnie tej bytującej na obszarach, na których stwierdzono istotnie większą depozycję ^{137}Cs po AEJwCz. Spośród gatunków łownych wskazuje się gatunki wszystkożerne jako te, które akumulują najwięcej ^{137}Cs (Šprem i wsp. 2013, Kapała i wsp. 2015). Świadczy o tym m.in. dłuższy, efektywny okres połowicznego zaniku ($T_{1/2\text{ef}}$) ^{137}Cs w mięsie dzików w porównaniu do fizycznego okresu połowicznego zaniku, przy średnich wartościach aktywności ^{137}Cs w roku 2012 w ich mięśniach, wynoszących $39,5 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ ś.m. i maksymalnych wartościach sięgających $121,1 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ ś.m. Dzikie w strefie zamkniętej wokół Czarnobyla i jej sąsiedztwie mogą wykazywać wartości sięgające rzędu kilkuset $\text{kBq}\cdot\text{kg}^{-1}$ ś.m. (Gulakov, 2014). W badaniach nad aktywnością ^{137}Cs w mięsie dzików przeprowadzonych w Czechach, w tych samych latach, co w Polsce, odnotowano znacznie większe aktywności tego radionuklidu, sięgające nawet kilkunastu $\text{kBq}\cdot\text{kg}^{-1}$ ś.m.

(Dvořák i wsp., 2010; Škrkal i wsp., 2015). W tych samych badaniach wykazano, że w mięsie saren aktywności ^{137}Cs były znacząco niższe i porównywalne z danymi z Polski. Rozbieżność oznaczonych aktywności ^{137}Cs w mięsie dzików mogła wynikać z odmiennego skażenia terenu na którym bytowały badane zwierzęta, choć nie można wykluczyć innych zmiennych, np. wieku pozyskanych sztuk. Wyniki badań dotyczące aktywności ^{137}Cs z obszaru Podlasia z Polski (Kapała i wsp., 2015) dotyczące zwierząt łownych odpowiadają wynikom ze Słowacji (Beňova i wsp., 2016). Warto podkreślić, że zarówno Podlasie jak i Słowacja, na tle Anomalii Opolskiej, nie zostały szczególnie skażone bezpośrednio po awarii w Czarnobylu. Sytuację zbliżoną do Anomalii Opolskiej w kontekście pierwotnego skażenia gleby na poziomie $\sim 100 \text{ kBq}\cdot\text{m}^{-2}$, odnotowano m.in. w Centralnej Finlandii, gdzie od wieków hoduje się na wół-udomowione stada reniferów. W pierwszych latach po katastrofie, maksymalne aktywności ^{137}Cs w mięśniach reniferów wynosiły nawet kilkanaście $\text{kBq}\cdot\text{kg}^{-1}$ ś.m., jednak po dwóch dekadach zmalały do około $100 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ (w roku 2007) (Leppänen i wsp., 2011). Akumulacja ^{137}Cs u poszczególnych gatunków zwierząt łownych jest różna, nawet w obrębie samych jeleniowatych, co wykazano w Tabeli nr 4. Potwierdzają to wyniki aktywności ^{137}Cs w mięśniach łosi z Finlandii, u których w wybranych przypadkach oznaczono aktywności rzędu nawet $0,5 \text{ kBq}\cdot\text{kg}^{-1}$ ś.m. (Res, 2007) czyli pięciokrotnie więcej niż u reniferów w tym samym regionie geograficznym i czasie. Różnice w akumulacji radiocezu między omawianymi gatunkami manifestują się także poprzez odmiennie wartości efektywnych, połowicznych czasów zaniku ^{137}Cs (Strebl i Tataruch, 2007; Weimer i wsp., 2014; Steihauser i Saey, 2016).

Tabela 4. Średnie aktywności ^{137}Cs ($\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ ś.m.) w tkankach mięśniowych zwierząt łownych w wybranych krajach Europy w latach (2000-2020); \bar{X} – średnia arytmetyczna, X_G – średnia geometryczna, M - mediana

Sarna	Renifer	Jeleń	łoś	Dzik
0,77 (X_G) (Czechy) ¹ ≈ 300 (\bar{X}) (Niemcy) ⁵ ≈ 300 (\bar{X}) (Austria) ⁴ 13,6-39,9 (M) (Polska Płn.- Wsch.) ⁶	140 (\bar{X}) (Halla, Finlandia) ² 90-1005 (M) (Norwegia) ⁸	1,9 (X_G) (Czechy) ¹ 7,1-23,5 (M) (Polska Płn.- Wsch.) ^{6,7}	5-104 (M) (Norwegia) ⁸ 206-235 (\bar{X}) (Finlandia) ¹²	5,1 (X_G) - 132 (\bar{X}) (Czechy) ^{1,10} 129 (M) - 1000 (\bar{X}) (Niemcy) ^{5,9} ≈ 1000 (\bar{X}) (Austria) ^{3,4} 39-57,5 (M) (Polska Płn.-Wsch.) ⁶ 5000-37.000 (Ukraina, strefa zamknięta) ¹¹

¹Škrkal i wsp., 2015; ²Leppänen i wsp., 2011; ³Steinhauser i Saey, 2016; ⁴Strebl i Tataruch, 2007; ⁵Pröhl i wsp., 2006; ⁶Kapała i wsp., 2015, ⁷Zalewski i Szymczyk-Kobrzyńska, 2005; ⁸Weiberg i wsp., 2010; ⁹Hohmann i Huckschlag, 2005; ¹⁰Dvořák i wsp., 2010; ¹¹Gulakov, 2014, ¹²Vetikko i Kostianen, 2013.

Biorąc pod uwagę udokumentowane akumulowanie ^{137}Cs w mięsie zwierząt łownych zaskakująco mało danych literaturowych opisuje sytuację w Polsce, a szczególnie obszar Anomalii Opolskiej, istotnie bardziej skażonej w 1986 r. niż reszta kraju. Z nielicznych prac poruszających omawianą tematykę należy wymienić badania, w których przeanalizowano próbki z Podlasia (Kapała i wsp., 2015), oraz pracę ze zbiorczymi wynikami z całej Polski (Rachubik, 2008). Przedstawiono w niej wyniki badań aktywności ^{137}Cs dla dzika, sarny i jelenia z różnych województw, w tym z woj. opolskiego (Rachubik, 2008). Średnia aktywność ^{137}Cs u zwierząt pozyskanych w obrębie woj. opolskiego wyniosła: dla dzika - $14,4 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ ś.m., sarny - $6,34 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ ś.m., jelenia - $8,74 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ ś.m. W omawianej pracy pobrano 11 próbek z całego województwa opolskiego, 4 dla dzika, 3 dla jelenia i 4 dla sarny. Nie określono przy tym dokładnego miejsca pobrania próbki, wieku, płci oraz daty pozyskania, odnotowano natomiast duże różnice w wartościach aktywności ^{137}Cs . Uniemożliwia to wyciągnięcie konstruktywnych wniosków co do aktywności omawianego radionuklidu u zwierzyny z obszaru Anomalii Opolskiej. Literaturę uzupełnia starsze opracowanie, w którym przedstawiono aktywność ^{137}Cs w próbkach pobranych od dzików, saren, jeleni i łosi pozyskanych w latach 1986-1991 na obszarze całej Polski (Grabowski i wsp., 1994). U saren zanotowano najwyższy stopień skażenia w pierwszych dwóch latach

po katastrofie w Czarnobylu, co można tłumaczyć depozycją ^{137}Cs bezpośrednio na roślinach i przyjmowaniem tego radionuklidu poprzez zgryzanie części zielonych roślin przez sarny. Jednocześnie stwierdzono najwyższe skażenie mięsa saren w Polsce Południowo-Zachodniej, co wskazywałoby na Anomalię Opolską – brak jednak konkretnych lokalizacji pozyskania zwierząt. W kolejnej pracy, w której zbadano aktywności ^{137}Cs w różnych tkankach jeleni szlachetnych z Północno-Wschodniej Polski stwierdzono, że większe skażenie radiocezem występuje u byków niż u łań i cieląt, przy czym największe aktywności tego radionuklidu oznaczono kolejno w ich mięśniach, nerkach i wątrobie zwierząt (Zalewski i wsp., 2005). Literaturę uzupełniają (w pewnym zakresie) raporty Centralnego Laboratorium Ochrony Radiologicznej i Państwowej Agencji Atomistyki. W raporcie z 1998 roku, w oparciu o „*nieliczne próbki*” określono aktywności ^{137}Cs na poziomie kilkudziesięciu do kilkuset $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ ś.m., jednak bez podania miejsca pozyskania zwierząt (CLOR, 1999). We wcześniejszej pracy publikowano aktywności ^{137}Cs zbiorczo dla całego kraju, bez wyszczególnienia województwa opolskiego (CLOR, 1995). W innym raporcie opublikowano wyniki m.in. z woj. opolskiego dla dzika i sarny w pierwszych latach po AEJwCz, w których odnotowano tendencję spadkową aktywności ^{137}Cs , przy jednoczesnym przekroczeniu dopuszczalnych norm aktywności dla tego radionuklidu. Na podstawie zebranej literatury można więc stwierdzić, że brak jest kompleksowego opracowania aktywności ^{137}Cs w mięśniach najważniejszych gatunków łownych bytujących na obszarze Anomalii Opolskiej, i tym samym nieznaną jest dawka efektywna wchłaniana przez konsumentów lokalnej dziczyzny, co stało się przyczynkiem do niniejszej pracy.

1.6. Rola czasu ekspozycji na efekty działania ^{137}Cs

Im dłużej dane źródło promieniowania działa na organizm, tym większy wywiera efekt. Negatywne efekty kumulują się. Co do zasady działa tutaj prawo Habera (Coates, 1939; Miller i wsp., 2000; Bunce i Remillard, 2003). Podobnie jak z lotnymi toksykantami (lub toksykantami ogólnie) mierzalne efekty skutków promieniowania odstają od tej reguły jedynie, gdy promieniowanie przyjmuje skrajnie małe lub duże wartości. Małe dawki, poniżej pewnego progu, co do których organizm jest ewolucyjnie przystosowany, choć wywierają szkodliwe działanie, to na ogół są sprawnie przez organizm niwelowane za sprawą szeregu mechanizmów ochronnych i naprawczych (mechanizmy te są szczególnie istotne w problemach związanych z radioterapią) (Feinendegen i wsp., 1995; Chen i Nirodi,

2007; Pinthus i wsp., 2007; Mahaney i wsp., 2009; Kavanagh i wsp., 2013). Takie nieistotne dawki promieniowania dla danego obszaru określane są jako promieniowanie tła, i wynoszą one z reguły ok. $1 - 2 \text{ mSv} \cdot \text{rok}^{-1}$ (Copplestone i wsp., 2001). Natomiast przystosowanie, wyrażane m.in. wielkością dawki letalnej promieniowania jonizującego, rośnie odwrotnie proporcjonalnie do uorganizowania danej grupy organizmów na naszej planecie (Blaylock i wsp., 1993). Organizmy stojące niżej na drabinie ewolucyjnej (lub zajmujące mniej gościnne nisze ekologiczne) często są przystosowane do wyższego promieniowania tła. Przebywanie w środowisku o aktywności promieniowania wyższej niż poziom przystosowania danego organizmu wywoła zatem negatywny efekt dla jego zdrowia, który będzie wypadkową wartości tego promieniowania oraz czasu ekspozycji. Zatem, im czas ekspozycji krótszy, tym szanse na przeżycie większe. Dlatego m.in. ekipy likwidatorów w Czarnobylu pracowały na zmianę, a w przypadku usuwania grafitu z dachu elektrowni, czas zmian liczony był w sekundach.

Czas ekspozycji, będący jednym z determinantów efektów narażenia na promieniowanie, jest równie istotny w przypadku dostania się radionuklidu do organizmu. Im szybciej będzie z niego wydalony, tym mniejszą dawkę promieniowania wchłonie sam organizm. Procesom tym, na poziomie organizmu służy pojęcie biologicznego czasu połowicznego zaniku ($T_{1/2\text{biol}}$) (WHO, 2008). Na poziomie elementów środowiska czasy te określane są jako środowiskowy ($T_{1/2\text{env}}$) lub ekologiczny ($T_{1/2\text{eco}}$) (Iwata i wsp., 2013; Merz i wsp., 2016; Robison i wsp., 2003; Burger i Lichtshiedl, 2018; Tanaka i wsp., 2018). Czas biologiczny lub środowiskowy wraz z fizycznym czasem połowicznego zaniku określa efektywny czas połowicznego zaniku ($T_{1/2\text{ef}}$) danego radionuklidu w badanym elemencie środowiska lub w pojedynczym organizmie. Czas $T_{1/2\text{biol}}$ dla danego radionuklidu (lub dowolnej innej substancji) to okres, jaki musi upłynąć, aby połowa ilości wchłoniętego radionuklidu opuściła organizm za sprawą procesów wydalania. Czas ten zależy od szeregu czynników, którymi szczegółowo zajmuje się farmakokinetyka, ale najistotniejsze jest, że dla ^{137}Cs $T_{1/2\text{biol}}$ mierzony jest w skali tygodni lub miesięcy zarówno dla zwierząt (Skuterud i wsp., 2004; Malek i wsp., 2004) jak i ludzi (Rosoff i wsp., 1962). Z definicji $T_{1/2\text{biol}}$ wynika, że nie uwzględnia on ubywania radionuklidu z organizmu za sprawą rozpadu promieniotwórczego. Analogicznie do $T_{1/2\text{biol}}$ stosowany jest czas środowiskowy, rozumiany, jako okres potrzebny, aby ilość radionuklidu w danym elemencie środowiska uległa

zmniejszeniu o połowę w wyniku działania czynników środowiskowych (z pominięciem $T_{1/2fiz}$). Z reguły, dla ^{137}Cs , $T_{1/2biol} \ll T_{1/2fiz}$, $T_{1/2środ} \neq T_{1/2fiz}$. Czas środowiskowy jest szeroko wykorzystywany w literaturze do estymowania losów radionuklidów w środowisku, określania gatunków szczególnie akumulujących ^{137}Cs , oraz do opisywania migracji ^{137}Cs w środowisku w oparciu o jego aktywności w różnych elementach układów troficznych. Niestety, w dostępnej literaturze istnieją spore niejasności w zakresie terminologii oraz sposobów obliczania tych czasów, co przyczynia się z jednej strony do niespójności metodologicznych, a z drugiej może prowadzić do błędów w analizie i porównaniach uzyskanych wyników obliczonych w odmienny sposób. Wobec tego, uzasadniona wydaje się konieczność dokonania szczegółowej rewizji w tej tematyce.

W przypadku biotycznych elementów środowiska wieloletnie trendy zmian aktywności radionuklidów (szczególnie ^{137}Cs) często nie przebiegają zgodnie z klasycznym podejściem opartym o kinetykę I-rzędu (Steinhasuer i Saey, 2016). Przyjęcie modelu I-rzędowej kinetyki (SFO – z ang. *single first order*) może w niepełny sposób tłumaczyć proces zmian aktywności ^{137}Cs w badanym elemencie środowiska (np. populacji zwierząt). Zmiany te często przebiegają w fazach, co skłoniło wielu autorów do zastosowań modeli dwu- i wielofazowych do obliczeń czasów połowicznego zaniku, oddzielnie dla każdej z faz (Persson, 1971; Åhman i Åhman, 1994; Monte i wsp., 2004; Skuterud i wsp., 2005; Åhman, 2007; Takahishi i wsp., 2014; Loffredo i wsp., 2015; Andoh i wsp., 2020; Fesenko i wsp., 2020; Kinase i wsp., 2020; Matsuda i wsp., 2020; Onda i wsp., 2020). Wykorzystanie modeli dwu- i wielofazowych pozwala precyzyjniej określić zmiany aktywności radionuklidów na wybranych odcinkach czasu. Jednak z uwagi na odmiennosc zastosowanych równań i modeli do ich wyznaczenia, porównanie uzyskanych w ten sposób wyników jest kłopotliwe. Skłania to do poszukiwań rozwiązań mogących znaleźć szerokie zastosowanie, przy zachowaniu jednolitej metodologii. W naukach środowiskowych są już narzędzia, służące wyznaczaniu czasów połowicznego zaniku innych substancji antropogenicznego pochodzenia – pestycydów. Związki te zanikają, analogicznie do radionuklidów, przez rozpad chemiczny oraz przez czynniki środowiskowe. Nie wykorzystano tych narzędzi na szeroką skalę do wyznaczenia okresów połowicznego zaniku ^{137}Cs w środowisku, co skłoniło autora do podjęcia takiej próby.

2. CEL PRACY

W świetle omówionej literatury wyłania się przestrzeń jak dotąd nieopisana w zakresie aktywności ^{137}Cs , tj. aktywności radiocezu w tkankach mięśniowych zwierzyny pozyskanej na obszarze Anomalii Opolskiej i wynikającego ze spożycia jej mięsa ryzyka dla konsumentów w zakresie otrzymanych, skutecznych dawek promieniowania jonizującego. Brak jest również kompleksowych danych dla długookresowych trendów zmian aktywności ^{137}Cs w tkankach mięśniowych zwierząt łownych, zarówno na obszarze anomalnym jak i dla populacji ogólnokrajowych w Polsce. W kontekście definiowania, obliczania i interpretacji czasów: efektywnego ($T_{1/2\text{ef}}$), środowiskowego ($T_{1/2\text{środ}}$) oraz biologicznego ($T_{1/2\text{biol}}$) zaniku radionuklidów, również istnieje konieczność dokonania istotnej rewizji aktualnego stanu wiedzy w zakresie terminologicznym oraz metodologicznym, w tym wykorzystania modeli pozwalających na określenie dynamiki zmian aktywności ^{137}Cs wychodzącej poza ramy kinetyki I-rzędu. W związku z tym określono dwa główne cele pracy oraz pięć celów szczegółowych:

CELE GŁÓWNE

- 1) Określenie aktualnych poziomów aktywności ^{137}Cs w tkankach mięśniowych zwierząt łownych (dla gatunków: jelen europejski (*Cervus elpahus*), dzik euroazjatycki (*Sus scrofa*) i sarna europejska (*Capreolus capreolus*)), pozyskanych na obszarze Anomalii Opolskiej oraz obszarze całej Polski, a następnie porównanie wyników z danymi literaturowymi z Polski i Europy.
- 2) Predykcja dalszych poziomów aktywności ^{137}Cs i ich zmian w tkankach mięśniowych zwierząt łownych z obszaru anomalnego oraz pozostałych regionów Polski w oparciu o obliczone wartości czasów połowicznego zaniku ^{137}Cs : efektywnego i środowiskowego, na podstawie modelu jedno-fazowego, zgodnego z kinetyką I-rzędu.

CELE SZCZEGÓŁOWE

- 1) Wyznaczenie skutecznej dawki ^{137}Cs dla konsumentów lokalnej dziczyzny i owoców runa leśnego.
- 2) Obliczenie współczynnika transferu ^{137}Cs gleba – gatunki łowne dla obszaru anomalnego.

- 3) Wykazanie istnienia lub braku różnic w aktywności ^{137}Cs na płaszczyźnie międzygatunkowej i wewnątrzgatunkowej w obrębie trzech badanych gatunków łownych.
- 4) Dokonanie rewizji dostępnej literatury w zakresie definiowania, obliczania i interpretacji efektywnego, środowiskowego (określanego w języku angielskim jako „*environmental, environmental lose, ecological, effective, effective ecological, relative half-lives*”) oraz biologicznego czasu połowicznego zaniku dla biotycznych i abiotycznych elementów środowiska oraz pojedynczych osobników.
- 5) Zastosowanie narzędzi rekomendowanych przez specjalistyczną literaturę oraz międzynarodowe panele ds. degradacji pestycydów w środowisku (FOCUS, NAFTA) celem obliczenia czasów połowicznego zaniku ^{137}Cs w badanym elemencie środowiska, z uwzględnieniem dwufazowej kinetyki zmian aktywności radionuklidu.

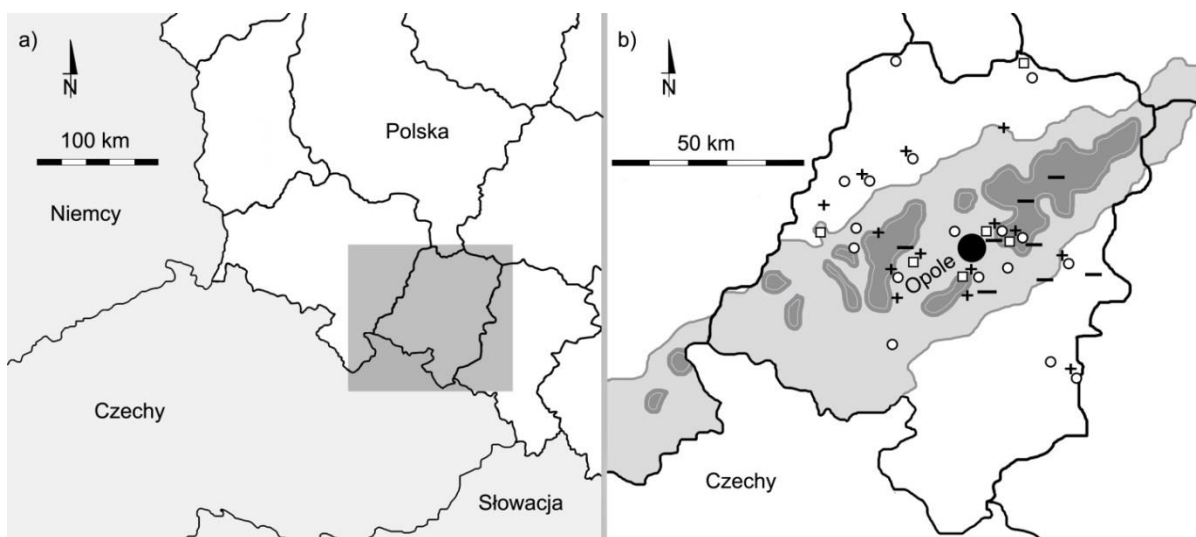
3. MATERIAŁY I METODY

3.1. Charakter analizowanych danych i źródła ich pozyskania

W pracy przeanalizowano materiał badawczy, który stanowiły samodzielnie pobrane próby tkanek mięśniowych zwierząt łownych (uzyskane dzięki współpracy z kołem łowieckim nr 10 „Szarak” w Opolu), próby tkanek mięśniowych pozyskanych na drodze współpracy z Nadleśnictwem Kup w województwie opolskim, a także samodzielnie pobrane próby gleby leśnej z rozróżnieniem poziomów genetycznych, tj. O i A z obszaru Anomalii Opolskiej. Ponadto, w kontekście analizy długofalowych trendów zmian aktywności ^{137}Cs na obszarze całej Polski, posłużono się danymi dostępnymi w nielicznych opublikowanych pracach naukowych, a także, w głównej mierze, danymi dotąd niepublikowanymi, uzyskanymi z Wojewódzkich Inspektoratów Weterynaryjnych z obszaru niemal całej Polski za lata 2012-2019. Zebrane materiały umożliwiły przeprowadzenie analizy zmian aktywności ^{137}Cs w okresie pomiędzy AEJwCz, i rokiem 2019.

3.2. Obszar Anomalii Opolskiej

Wytypowany region Polski do celów badawczych, który był miejscem pozyskania tkanek zwierząt oraz gleby, cechuje najwyższa aktywność ^{137}Cs w skali kraju po AEJwCz. Region ten stanowi tzw. Anomalię Opolską, której zasięg obejmuje w głównej mierze województwo opolskie położone w południowo-zachodniej Polsce, choć rozciąga się od krańców województwa dolnośląskiego, aż po obecne województwo śląskie (Rycina 2) (Strzelecki i wsp., 1994). Brak jest jednak jednoznacznej granicy obszaru anomalnego. Z uwagi na jego heterogeniczny charakter przyjmuje się, że próby pozyskane z woj. opolskiego pozyskano z obszaru anomalnego. Z uwagi na specyfikę prowadzenia gospodarki łowieckiej w Polsce, pomiary niniejszej pracy zostały wykonane w odniesieniu do obwodów łowieckich. Szczególnie istotnymi obwodami w obrębie Anomalii Opolskiej, dla których wykonano szereg pomiarów były obwody nr 39 i 40, dzierzawione przez Koło Łowieckie nr 10 „Szarak” w Opolu. Obecnie oba obwody są na etapie scalania w jeden duży obwód o nr 66, który swoimi granicami obejmuje cały, zwarty kompleks leśny pomiędzy Opolem, a Ozimkiem. Lasy te położone są w części Anomalii Opolskiej charakteryzującej się wyższą aktywnością powierzchniową ^{137}Cs w obszarze województwa opolskiego (Rycina 2).



Rycina 2. a) Lokalizacja Anomalii Opolskiej (ciemne pole) w Polsce. b) Zasięg Anomalii Opolskiej z zaznaczeniem obszarów o średniej aktywności powierzchniowej 2 - 8 kBq·m⁻² (jasnoszary), oraz aktywności > 8 kBq·m⁻² (ciemnoszary) (Strzelecki i wsp., 1994; Wołkowicz i Strzelecki, 2002; Wróbel i wsp., 2015; badania własne). Opole oznaczono ciemnym punktem. Obwód łowiecki nr 66 (połączone obwody nr 39 i 40) zlokalizowany jest na północny-wschód bezpośrednio za miastem Opole. Lokalizacja obwodów, z których pochodziły próby lub wyniki ¹³⁷Cs, oznaczona została symbolami: □ - dzik, ○ - sarna, + - jelen szlachetny. Obwody, w których wykonano badania aktywności powierzchniowej y oznaczono jako: — (Ołoś i Dołhańczuk-Śródka 2021A)

3.3. Pozyskanie próbek tkanek mięśniowych zwierząt łownych

Próbki tkanek zwierząt (mięśnie okolicy żebrowej): dzików, saren i jeleni pozyskano z obszaru województwa opolskiego w latach 2018-2019 na drodze współpracy z Nadleśnictwem Kup, jak również w trakcie polowań zbiorowych i indywidualnych, w ramach prowadzenia działań wynikających z racjonalnej gospodarki łowieckiej w obwodach koła łowieckiego nr 10 w Opolu. Miejsce pobrania tkanki mięśniowej nie ma istotnego znaczenia, a różnice w odnotowywanych wartościach nie powinny przekraczać 10% (Rissanen i wsp., 1990), ale z uwagi, że w tłuszczu jeleniowatych (reniferów) nie wykryto ¹³⁷Cs, celem miarodajnego badania należy wybierać te fragmenty, które nie posiadają tkanki tłuszczowej (Tanoi i wsp., 2016; Steinhauser i wsp., 2017). Wszystkie próbki pochodziły od zwierząt żyjących w stanie wolnym i bytujących na obszarach leśnych (lasy z dominującym udziałem sosny zwyczajnej (*Pinus silvestris*))

w obrębie Anomalii Opolskiej. Żadne ze zwierząt nie zostało uśmiercone wyłącznie dla celów tej pracy. Próbkę były transportowane z miejsca pozyskania do laboratorium z zachowaniem reżimu sanitarnego. Nieliczne próbki dzików, z uwagi na obostrzenia związane z afrykańskim pomorem świń (ASF), pobrano z chłodni, po uprzednim potwierdzeniu, że tusze nie są skażone wirusem.

W analizie wyników uwzględniono kryterium geograficzne – obwody łowieckie. Po pierwsze, stanowią one miejsce prowadzenia gospodarki łowieckiej o zatwierdzanych rocznych planach łowieckich, przez co znane jest pogłowie oraz skład gatunkowy / struktura płciowa zwierzyny w obrębie tych obwodów. Po drugie, granice obwodów często stanowią pewne bariery środowiskowe ograniczające migrację bytującej w nich zwierzyny. Są to główne ciągi komunikacyjne, granice większych kompleksów leśnych, granice miast, zbiorniki wodne i rzeki. Po trzecie, powierzchnia obwodów, wynosząca kilka-kilkanaście tysięcy hektarów, jest dostatecznie mała by móc ją przyrównać do wybranych miejsc na mapie obszarów anomalnych, a jednocześnie na tyle duża, by móc z dużym prawdopodobieństwem stwierdzić, iż pozyskana na ich terenie zwierzyna istotnie tam bytowała.

3.4. Analiza tkanek mięśniowych zwierząt łownych

Oczyszczone ze ścięgien i tkanki tłuszczowej, świeże próbki tkanki mięśniowej, o wadze 30 – 150 g, rozdrobniono mechanicznie i zawieszono w neutralnym promieniotwórczo medium w pojemnikach typu Marinelli ($V = 450 \text{ cm}^3$). Następnie zmierzono aktywność ^{137}Cs w przygotowanym materiale za pomocą półprzewodnikowego spektrometru γ marki Canberra wyposażonego w koaksjalny detektor germanowy o dużej zdolności rozdzielczej. Zdolność rozdzielcza (FWHM - ang.: *Full Width Half Maximum*) dla linii 1,33 MeV wynosi 1,70 keV, a dla linii 0,662 MeV wynosi 1,29 keV. W spektrometrze zastosowany jest detektor HPGe zawierający german o bardzo wysokiej czystości. Istnieje w nim obszar (obojętność czynna), w którym nie ma swobodnych elektronów i dziur. Cząstka jonizująca (kwant γ), przenikająca przez tę objętość czynną wytwarza ładunki, których suma jest proporcjonalna do energii cząstki. Duże napięcie polaryzujące detektora powoduje dryf ładunków i pojawienie się sygnału prądowego, którego amplituda jest proporcjonalna do energii kwantu γ . Po wzmocnieniu impuls przekazywany jest do wielokanałowego analizatora amplitudy (WAA), który umożliwia

posegregowanie impulsów w zależności od amplitudy i zliczenie ich w odpowiednich kanałach. Niewielkiemu przedziałowi amplitud wejściowych przyporządkowuje się stałą liczbę znormalizowanych impulsów i numer kanału. Zawartość kanałów jest następnie odwzorowywana na ekranie monitora w postaci amplitudowego widma energetycznego impulsów, tj. zależności liczby impulsów wejściowych od energii. W celu zmniejszenia szumów termicznych detektor germanowy chłodzony jest ciekłym azotem.

Kalibracja energetyczna i wydajnościowa spektrometru (z zastosowaniem źródła typu MIX) pozwala na analizę jakościową i ilościową radionuklidów w próbce.

Analizę widma przeprowadzano za pomocą oprogramowania Genie-2000 (Russ i wsp., 2005). Otrzymano wyniki wyrażone w Bq aktywności próbki o masie 1 kg. Program obliczał także niepewność pomiarową typu B (Burzykowski, 2008; JCGM, 2008). Względna niepewność była obliczana jako pierwiastek sumy niezależnych względnych wariancji różnych składników, spośród których można wymienić (Canberra, 2000; Ziembik, 2013):

- niepewność obliczenia pola powierzchni pod pikiem sygnału zarejestrowanym przez detektor;
- niepewność określenia ilości próbki;
- wartość niepewności losowej określonej przez użytkownika;
- niepewność efektywnej wydajności detekcji fotonów γ o określonej energii;
- niepewność związana z pochłanianiem promieniowania przez materiał;
- niepewność całkowitego współczynnika korekcji zawierającego poprawki związane m.in. z czasem trwania pomiaru oraz czasem pomiędzy pobraniem próbki i rozpoczęciem pomiaru.

Przed pomiarami spektrometr został skalibrowany za pomocą źródła, zawierającego szereg promieniotwórczych radionuklidów: ^{241}Am , ^{109}Cd , ^{139}Ce , ^{57}Co , ^{60}Co , ^{137}Cs , ^{113}Sn , ^{85}Sr , ^{88}Y , ^{203}Hg , o objętości $447,7 \pm 4,48 \text{ cm}^3$ i gęstości medium $0,985 \pm 0,01 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$. Źródło promieniotwórcze zostało wytworzone przez Czeski Instytut Meteorologiczny z siedzibą w Pradze. Kalibracja energetyczna i wydajnościowa spektrometru (za pomocą wyżej wymienionego źródła typu „mix-type”) pozwoliła na pomiary jakościowe i ilościowe radiocezu w badanych próbkach. Spektrum energetyczne zostało przeanalizowane dzięki oprogramowaniu Genie-2000. Analiza widma trwała średnio 24 – 48 godzin i pozwalała

na wykonanie pomiarów z dokładnością do 10% lub niepewnością poniżej 2 Bq zależnie od aktywności próbek (co przyjęte jest za normę w tego typu badaniach).

3.5. Pozyskanie próbek gleby

Każda wartość aktywności właściwej ^{137}Cs w wybranych poziomach glebowych dla danego punktu badawczego wykonana została wobec zmieszanego materiału z 5 punktów pobrań; 4 ułożonych w równych odstępach po okręgu o średnicy 1m i jednego w punkcie centralnym okręgu. Jako miejsca pobierania prób typowano nienaruszone runo leśne w drzewostanach sosnowych starszych niż 40 lat. Wszystkie punkty badawcze zlokalizowane były w obrębie obszaru Anomalii Opolskiej. Każdorazowo przed pobraniem gleby z badanych poziomów: O oraz A, ściągano wierzchnią warstwę świeżej ściółki leśnej w postaci świeżego, opadłego listowia, mchu i gałęzi.

3.6. Analiza próbek gleby i aktywności powierzchniowej ^{137}Cs

Pozyskane próby gleby leśnej dla poziomów O i A wysuszono w suszarce laboratoryjnej w temperaturze 105-130°C do momentu uzyskania stałej masy próbek gleby (czas suszenia nie krótszy niż 24 godziny). Następnie próbkę przesiewano przez sito laboratoryjne zatrzymujące fragmenty większe niż 3 mm. Szczątki próchnicze rozdrabniano ręcznie o ile było to możliwe, natomiast żwir, kamienie oraz fragmenty organiczne, które nie uległy procesom rozkładu, odrzucano. Tak przygotowane próby umieszczano w pojemnikach typu Marinelli i analizowano w spektrometrze zgodnie z metodologią stosowaną wobec analizowanych próbek tkanek mięśniowych, przy czym aktywność ustalano wobec suchej masy próbek.

Dodatkowo, w terenie analizowano aktywność powierzchniową gleby za pomocą przenośnego spektrometru gamma InSpectorTM 1000 Digital Hand-Held MCA z systemem IPROS-2 oraz stabilizowaną sondą 200 x 2 - NaI (Guguła i wsp., 2018) ze zintegrowanym przedwzmacniaczem i programowalnym HVPS (Canberra). Pozwala on na badanie *in situ* aktywności promieniowania γ oraz przeprowadzanie analizy widma w czasie rzeczywistym, w tym określenia aktywności ^{137}Cs , dzięki czemu możliwym było określenie aktualnych poziomów aktywności na obszarze anomalnym wyrażonych w $\text{kBq}\cdot\text{m}^{-2}$.

3.7. Kryteria wyboru danych literaturowych w zakresie aktywności ^{137}Cs w tkankach zwierząt łownych wykorzystanych na potrzeby realizacji celu pracy

Kryteriami kwalifikującymi dane literaturowe do analizy było:

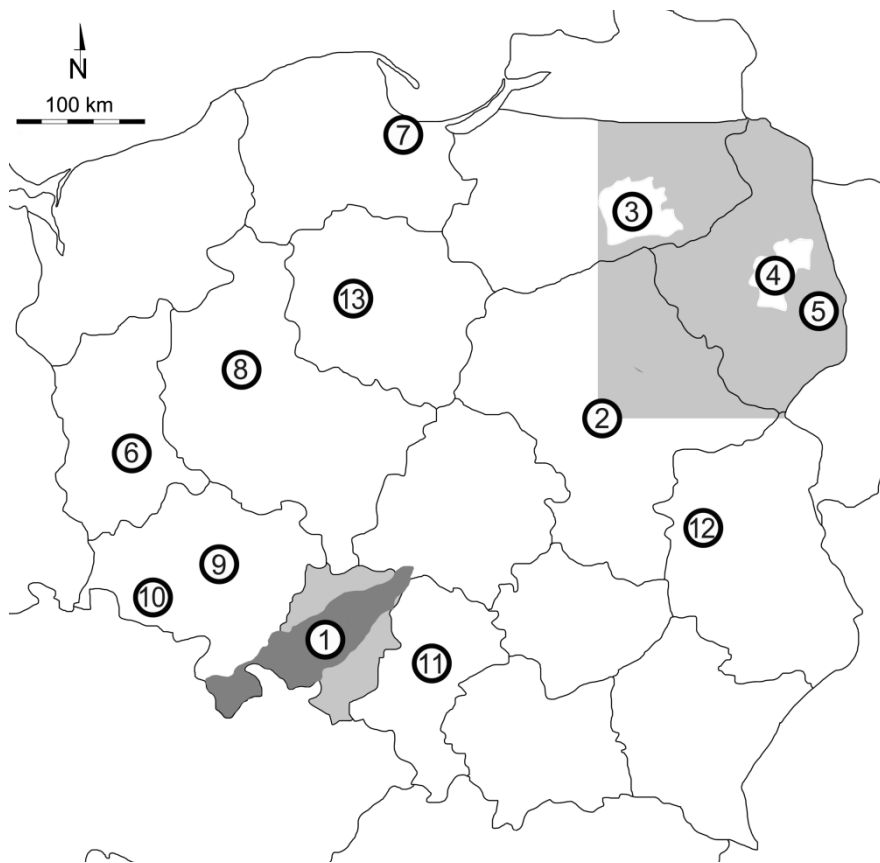
- wyniki badań opisujących aktywność ^{137}Cs u gatunków łownych, w szczególności dzików (*Sus scrofa*), saren (*Capreolus capreolus*) i jeleni (*Cervus elaphus*);
- wyniki badań wykonanych po 1986 r.;
- wyniki badań opartych o próbki pochodzące z Polski.

Kryteriami wykluczającymi z dalszej analizy były:

- wyniki badań gatunków łownych trzymanyh w niewoli;
- wyniki badań dotyczących aktywności gamma w tkankach zwierząt, przedstawione jako wypadkowa aktywność izotopów ^{134}Cs i ^{137}Cs w pierwszych 6 latach po AEJwCz;
- wyniki badań dotyczących aktywności ^{137}Cs przedstawione dla zwierzyny łownej ogółem, bez wyszczególnienia dla danych gatunków.

Dostępne dane literaturowe zestawiono dla kilku umownych regionów Polski: Anomalii Opolskiej (rozumianej w nieco szerszym kontekście tj. województwa opolskiego), Polski Północno-Wschodniej (regionu położonego zarówno na północ jak i na wschód od Warszawy), „pozostałej części Polski” – czyli regionów z wyłączeniem dwóch poprzednich, oraz całej Polski – czyli łącznie dla wszystkich wyników bez względu na miejsce pozyskania próbki (Rycina 3). W zależności od dostępnych danych źródłowych i opisu miejsca ich pozyskania dane były klasyfikowane do jednego z wyżej wymienionych obszarów. Ze wstępnie zakwalifikowanych źródeł literaturowych wyodrębniono następujące dane (o ile było to możliwe): \bar{X} aktywność ^{137}Cs dla każdego badanego gatunku zwierząt łownych w danym roku, wartości Min i Max aktywności ^{137}Cs w danym roku, liczbę próbek (n) składającą się na średnią, i jeśli podano, wartość aktywności ^{137}Cs dla każdej próbki składającej się na wartość średnią. W trakcie ekstrakcji danych literaturowych szczególną uwagę zwrócono na fakt dublowania danych w innych publikacjach - i w takim przypadku nie były one brane pod uwagę. Duża część zebranych danych zawierała bardzo ważne informacje takie jak: gatunek zwierzęcia, jego wiek, płeć, dokładną datę oraz miejsce pozyskania rozumiane jako obwód łowiecki, co również odnotowywano. Na podstawie analizy dostępnych danych literaturowych dot. aktywności ^{137}Cs w tkankach mięśniowych

zwierząt łownych wytypowano następujące publikacje, w których prezentowane wyniki zostały wykorzystane na potrzeby realizacji celu pracy. Do publikacji tych należą: CLOR (1995) za okres 1986-1991, Grabowski i wsp. (1994) za okres 1992-1994, CLOR (1999) za rok 1998, Zalewski i Szymczyk-Kobrzyńska (2005) za rok 2004, Rachubik (2008) za rok 2007, Kapała i wsp. (2015) za lata 2003, 2009 i 2012.



Rycina 3. Lokalizacja źródeł pozyskania danych aktywności ^{137}Cs w mięśniach zwierząt łownych: 1 – WIW w Opolu, Nadleśnictwo Kup, pomiary własne, badania Rachubik (2008), 2 – WIW w Warszawie, 3 – Puszcza Piska (kolor biały) (Zalewski i Szymczyk-Kobrzyńska, 2005), 4 – Puszcza Knyszyńska (kolor biały) (Kapała i wsp., 2015), 5 – WIW w Białymstoku, 6 – WIW w Zielonej Górze, 7 – WIW w Gdańsku, 8 – WIW w Poznaniu, 9 – WIW we Wrocławiu, 10 – PIW w Jeleniej Górze, 11 – WIW w Katowicach, 12 – PIWET w Puławach (Rachubik, 2008), 13 – WIW w Bydgoszczy. Kolorem jasnoszarym w lewym, dolnym rogu mapy oznaczono województwo opolskie, kolorem ciemnoszarym zasięg Anomalii Opolskiej. Kolorem jasnoszarym w prawym, górnym rogu mapy oznaczono obszar, który na potrzeby dalszej analizy określono jako Polskę Północno-Wschodnią

3.8. Opracowanie statystyczne i obliczenia

Do obliczeń wykorzystano zbiór danych pochodzących z pomiarów własnych, wykonanych w latach 2018-2019 uzupełnionych danymi uzyskanymi dzięki uprzejmości wybranych Wojewódzkich Inspektoratów Weterynarii oraz danymi literaturowymi. Łącznie do obliczeń wykorzystano dane pochodzące z “n” osobników: sarny europejskiej, $n = 1410$; dzika euroazjatyckiego, $n = 1152$; jelenia szlachetnego, $n = 845$.

Zestawienia danych i testy statystyczne

Wynik pomiarów aktywności ^{137}Cs zostały podane z uwzględnieniem wartości Min, Max, \bar{X} , M oraz SD.

Aby zrealizować jeden z celów pracy dot. różnic w aktywności ^{137}Cs między i wewnątrzgatunkowych na obszarze Anomalii Opolskiej, wykorzystano dwa testy statystyczne. Do sprawdzenia normalności rozkładu analizowanych danych posłużono się testem Kołomogorova-Smirnova. Przy braku rozkładu normalnego aktywności ^{137}Cs w tkankach mięśniowych zwierząt łownych wykorzystano nieparametryczny test Kruskala-Wallisa na istotność różnic tych aktywności pomiędzy badanymi gatunkami. Założeniem H_0 był brak różnic międzygatunkowych oraz brak różnic wewnątrzgatunkowych (pomiędzy klasami wiekowo-płciowymi).

Do określania korelacji między zmiennymi przy wyborze modelu kinetyki zmian aktywności ^{137}Cs na przestrzeni lat u badanych gatunków łownych, zastosowane w pracy programy w głównej mierze opierały się na wartości współczynnika r korelacji Pearsona. Dystrybucję danych na potrzeby analiz określono za pomocą dodatku *Data analysis tool pack* dla pakietu Excel 2016.

Analizę statystyczną dla populacji gatunków łownych z całej Polski przeprowadzono w odmienny sposób. Wstępna analiza wyników pomiarowych wykazała silną prawo skośność rozkładu aktywności ^{137}Cs (Rycina 11(A), str. 64). Taka właściwość może utrudnić właściwą interpretację wyników obliczeń. Okazało się, że zlogarytmowane wartości mają rozkład jedno modalny i symetryczny, podobny do rozkładu normalnego (Rycina 11(B)). Należy także zauważyć, że aktywność ^{137}Cs jest proporcjonalna do jego stężenia w materiale, co sugeruje wykorzystanie transformacji logarytmicznej na wstępnym etapie przygotowania wyników do analizy (Filzmoser i wsp., 2009)

Porównano średnie wartości aktywności ^{137}Cs (a_{sr}) w tkance saren, jeleni i dzików. Do oceny prawdziwości hipotezy zerowej $H_0: E(a_{\text{sar}}) = E(a_{\text{jel}}) = E(a_{\text{dzik}})$ ($E(a)$ jest wartością oczekiwaną aktywności) wykorzystano metodę ANOVA. Jeżeli H_0 była odrzucana, to do porównania średnich w parach sar-jel, sar-dzik i jel-dzik wykorzystano test *post-hoc* HSD Tukey'a, Test ten służył do weryfikacji hipotez: $H_{0,1}: E(a_{\text{sar}}) = E(a_{\text{jel}})$, $H_{0,2}: E(a_{\text{sar}}) = E(a_{\text{dzik}})$, $H_{0,3}: E(a_{\text{jel}}) = E(a_{\text{dzik}})$.

Obliczenie skutecznej dawki wchłoniętego promieniowania jonizującego (od ^{137}Cs)

Roczną, skuteczną dawkę wchłoniętą przez osoby regularnie spożywające dziczyznę obliczono w oparciu o wzór (Kapała i wsp., 2015):

$$E_f = A \cdot e(g) \cdot m \quad (3)$$

gdzie:

E_f – dawka efektywna (skuteczna) (Sv)

A – aktywność ^{137}Cs w spożywanym pokarmie,

$e(g)$ – jednostkowa, obciążająca dawka dla osób w przedziale wiekowym g (12-17 lat/ powyżej 17 lat) ($\text{Sv} \cdot \text{Bq}^{-1}$) (wg, Dziennik Ustaw RP z dn, 20 września 2019 roku (Dz, U, poz, 1792, tab, 4)) wynosząca $1,3 \cdot 10^{-8}$ ($\text{Sv} \cdot \text{Bq}^{-1}$) dla ^{137}Cs ,

m – masa (kg) spożytego pokarmu skażonego ^{137}Cs w skali jednego roku.

Obliczenie współczynników transferu ^{137}Cs gleba – zwierzyzna łowna

Wartość współczynnika transferu ^{137}Cs T_{ag} – (z ang. *Aggregated transfer factor*) z gleby do zwierząt łownych określono zgodnie z metodologią wykorzystaną m.in. w pracy Strebl i Tataruch (2007), jako stosunek uśrednionej aktywności ^{137}Cs w tkankach zwierząt łownych danego gatunku w danym okresie i aktywności powierzchniowej z obszaru bytowania tejże zwierzyny zgodnie ze wzorem:

$$T_{\text{ag}} = \frac{\text{średnia aktywność } ^{137}\text{Cs} \text{ w tkankach zwierzęcia (Bq} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ świeżej masy)}}{\text{średnia aktywność powierzchniowa } ^{137}\text{Cs} \text{ (Bq} \cdot \text{m}^{-2})} \quad (4)$$

Z uwagi na stosowaną w literaturze (Åhman i wsp, 2004; Howard i wsp., 2013, Kapała i wsp., 2015;), równoległą metodologię w oparciu o tzw. „*concentration ratios*” (C_r), w pracy zastosowano także tę metodę zgodnie z równaniem:

$$C_r = \frac{\text{średnia aktywność } ^{137}\text{Cs} \text{ w tkankach zwierzęcia (Bq} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ świeżej masy)}}{\text{średnia aktywność właściwa } ^{137}\text{Cs} \text{ w glebie (Bq} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ suchej masy)}} \quad (5)$$

Obliczenie czasu połowicznego zaniku: środowiskowego ($T_{1/2\text{środ}}$) i efektywnego ($T_{1/2\text{ef}}$)

Efektywny czas połowicznego zaniku ($T_{1/2\text{ef}}$) obliczono zgodnie z metodyką stosowaną w wybranych pracach (Škrkal i wsp., 2015; Kapała i wsp., 2015; Tagami i wsp., 2016; Steinhauer i Saey, 2016). Stałą rozpadu λ_{ef} wyznaczono z równania regresji liniowej funkcji wykładniczej średnich aktywności ^{137}Cs w badanym elemencie środowiska na przestrzeni lat za pomocą arkusza kalkulacyjnego Excel 2016. Dysponując wartością efektywnej stałej rozpadu obliczano efektywny czas połowicznego zaniku zgodnie ze wzorem dla kinetyki I-rzędu:

$$T_{1/2\text{ef}} = \frac{\ln(2)}{\lambda_{\text{ef}}} \quad (6)$$

Efektywny czas połowicznego zaniku jest wypadkową fizycznego czasu rozpadu radionuklidu ($T_{1/2\text{fiz}}$) oraz czynników środowiskowych. Aby obliczyć, w jakim stopniu zmiany aktywności ^{137}Cs zależą wyłącznie od czynników środowiskowych obliczono środowiskowy czas połowicznego zaniku ($T_{1/2\text{środ}}$) zgodnie ze wzorem zaproponowanym m.in. w pracy Robison i wsp. (2003):

$$T_{1/2\text{środ}} = \frac{T_{1/2\text{fiz}} \cdot T_{1/2\text{ef}}}{T_{1/2\text{fiz}} - T_{1/2\text{ef}}} \quad (7)$$

Dla przejrzystości pracy, oraz z uwagi na język polski, to co w źródłach literaturowych określa się skrótami $T_E / T_{EN} / T_W / T_{\text{eco}} / T_{\text{ELH}}$ odnosi się do pojęcia $T_{1/2\text{środ}}$.

Do analizy statystycznej czasowych zmian aktywności ^{137}Cs w tkankach mięśniowych zwierząt łownych w wybranych regionach Polski wykorzystano modele regresji liniowej. Zależność aktywności a ^{137}Cs od czasu t , który upłynął od AEJwCz, opisano zależnością:

$$\log(a) = \beta_{0\text{gat}} + \beta_{1\text{gat}}t \quad (8)$$

gdzie $\text{gat} = \{\text{sar}, \text{jel}, \text{dzik}\}$, a β_0 i β_1 są parametrami strukturalnymi modelu. Obliczono wartości szacowane β , ich błędy standardowe SE_{β} , wartości t statystyk testu Walda, prawdopodobieństwa testowe $\text{Pr}(t)$ odpowiadające wartościom statystyki t dla $H_0: E(\beta_{\text{igat}}) = 0$ $i = \{0,1\}$ oraz lewy ($CI_{2,5}$) i prawy ($CI_{97,5}$) kraniec 95 % przedziału ufności parametrów strukturalnych. H_0 odrzucano, jeżeli prawdopodobieństwo testowe było mniejsze od 0,05.

Do obliczeń wykorzystano program R, w wersji 4.1.2 (Biecek, 2017; R Core Team, 2021).

Zastosowanie narzędzi służących modelowaniu kinetyki zmian stężeń pestycydów w środowisku celem obliczenia $T_{1/2ef}$ oraz $T_{1/2środ}$ dla ^{137}Cs w mięsie zwierząt łownych

W celu wyznaczenia wartości czasów połowicznego zaniku ^{137}Cs w badanym elemencie środowiska ze wskazaniem modelu kinetyki zmian aktywności radionuklidu posłużono się, rekomendowanym przez panel NAFTA, oprogramowaniem „PestDF” wersja 4.2.1 na silniku „R” dla systemu operacyjnego Windows 64-bit. Program PestDF, wyposażony w biblioteki *xxDeg*, pozwala opisać zanik pestycydów w środowisku w oparciu o dwufazowe modele kinetyki. Instrukcje i wytyczne do korzystania z tego oprogramowania dostępne są w dokumencie Bohaty i wsp. (2015). Ponieważ w przypadku pestycydów ich efektywny czas półtrwania, nazywany „*decay time 50*” czyli DT_{50} , liczony jest w dniach, a ubywanie ^{137}Cs w latach, to takiej konwersji dokonano w pracy. Ponadto, PestDF wymaga skali czasowej z „*initial time*” jako dzień 0, wobec czego na potrzeby obliczeń ustalono rok 0 i przekonwertowano daty na lata po AEJwCz, dla której rok 1986 rozumiany jest jako „*initial time*” – *day 0*.

W związku z tym, że PestDF nie daje możliwości wykazania dopasowania danych do modelu *Hockey-stick*, do tego celu posłużono się oprogramowaniem CAKE – Computer-assisted-kinetic-evaluation, ver. 3.4 na licencji Tessella. Program ten jest jednym z rekomendowanych do tego celu (Ranke i wsp., 2018). Za model najbardziej pasujący wybierano ten, który posiadał najwyższą wartość r (współczynnik korelacji Pearsona) dla danych estymowanych względem empirycznych. Uzyskane wartości w przypadku modeli SFO (*single first order*), DFOP (*dual-first order in paralel*) i FOMC (*first order multiple-compartment*, wersja zbliżona do modelu IORE, przy czym obie bazują na modelu Gustafsona i Holdena (1990)) sprawdzono za pomocą arkusza kalkulacyjnego FOCUS-DEGKIN_v2 (*Degradation kinetics version 2*) dla programu Excel (rekomendowanego przez panel FOCUS ze strony Komisji Europejskiej JRC/ESDAC), wymagającego aktywowanego plug-in’u Solver. Minusem arkusza DEGKIN jest to, że w przypadku modelu FOMC i DFOP należy wpisać dane typu $M0$ oraz stałe rozpadu, które muszą być obliczone zewnętrznie, przez co narzędzie to służyło raczej sprawdzeniu, niż wyznaczeniu właściwego modelu.

4. WYNIKI

4.1. Aktywność ^{137}Cs na obszarze Anomalii Opolskiej

Aktywności powierzchniowe i właściwe ^{137}Cs na obszarze Anomalii Opolskiej są zróżnicowane, a maksymalne wartości odnotowywane są na południowy zachód oraz północny wschód od miasta Opolą, co wynika z mokrej depozycji tego radionuklidu w pierwszych dniach maja 1986, po AEJwCz (Wołkowicz i Strzelecki, 2002). Obecne, średnie wartości aktywności powierzchniowej ^{137}Cs wynoszą około $7 \text{ kBq}\cdot\text{m}^{-2}$ i rocznie istotnie maleją, zarówno w wyniku działania czynników środowiskowych, jak i fizycznego rozpadu (Jagielak i wsp., 1998; CLOR, 2018). Pomimo niewielkich rozmiarów w skali kraju, sam obszar anomalny cechuje duże zróżnicowanie aktywności właściwej ^{137}Cs w glebie (Tabela 5).

Tabela 5. Aktywność właściwa i powierzchniowa gleby dla ^{137}Cs na obszarze Anomalii Opolskiej (Ołoś i Dołhańczuk-Śródka, 2021A)

	(Poziom O, głębokość 0-2cm) [$\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$] n = 25	(Poziom A, głębokość 2-12cm) [$\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$] n = 25	Aktywność powierzchniowa [$\text{kBq}\cdot\text{m}^{-2}$] n = 48
\bar{X}	170	233	7,25
SD	151	193	5,53
M	127	239	8,36
Min	9,65	15,9	<MDA
Max	527	561	16,7

4.2. Aktywność ^{137}Cs w tkankach mięśniowych zwierząt łownych z obszaru Anomalii Opolskiej

Prezentowane wyniki opierają się na pomiarach własnych wykonanych w latach 2018-2019 oraz pozyskanych z Wojewódzkiego Inspektoratu Weterynarii w Opolu, a zebranych w latach 2012-2017 i pochodzą z obwodów łowieckich woj. opolskiego. Łącznie dla Anomalii Opolskiej przeanalizowano wyniki z próbek pochodzących od 53 jeleni, 57 saren i 22 dzików. Wyniki pomiarów dla wszystkich gatunków podano w trzech kategoriach wiekowych: jednorocznych młodych pijących mleko oraz samic i samców w wieku powyżej 1 roku (Tabela 6).

Tabela 6. Aktywności ^{137}Cs ($\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ ś.m.) w tkankach mięśniowych gatunków łownych pozyskanych w obrębie województwa opolskiego. Kolor szary wskazuje na najwyższe aktywności między gatunkami lub klasami wiekowo-płciowymi w obrębie gatunku (Ołoś i Dołhańczuk-Śródka, 2021A, Rachubik 2008)

gatunek	Dzik euroazjatycki (<i>Sus scrofa</i>)			Sarna europejska (<i>Capreolus capreolus</i>)			Jeleń szlachetny (<i>Cervus elaphus</i>)		
n	22			57			50		
płeć/wiek	war- chlaki	lochy	odyńce	koźlęta	kozy	kozły	cielęta	łanie	byki
n	6	3	13	5	36	16	7	24	22
Max	591	65,1	412	288	482	30,7	10,5	100	148
Min	1,44	41,6	1,44	0,14	<MDA	0,91	1,16	<MDA	1,44
\bar{X}	128	56,7	40,1	75,3	66,2	5,53	3,87	21,1	22,9
M	26,2	63,5	2,22	1,33	21,6	1,44	2,07	6,46	10,9
łącznie dla gatunku									
\bar{X}	66,4			51,8			19,4		
SD	147			91,0			28,2		

Aby sprawdzić czy istnieją wewnątrz- i międzygatunkowe, statystycznie istotne różnice w określonych aktywnościach ^{137}Cs dla analizowanych gatunków łownych w obrębie Anomalii Opolskiej, w pierwszej kolejności sprawdzono czy dane aktywności spełniają warunek rozkładu normalnego (w obrębie określonych gatunków i grup płciowo-wiekowych). Posłużono się do tego celu testem Kołmogorova-Smirnova. Analiza wykazała brak rozkładu normalnego. W związku z tym wykorzystano test Kruskala-Wallisa celem sprawdzenia różnic między klasami płciowo-wiekowymi. Na podstawie uzyskanych wartości, przy $p < 0,05$, odrzucono hipotezę alternatywną i przyjęto hipotezę zerową, tj. różnice wewnątrzgatunkowe dla wszystkich trzech gatunków badanych zwierząt są nieistotne statystycznie (Ołoś i Dołhańczuk-Śródka, 2022C). To pozwoliło, bez względu na udział osobników w danej klasie, w obrębie jednego gatunku, na porównanie wszystkich trzech gatunków ze sobą. Całą procedurę powtórzono na poziomie międzygatunkowym

i uzyskano te same wyniki – różnice międzygatunkowe w latach 2012 – 2019 okazały się nieistotne statystycznie.

4.3. Obliczenie współczynników transferu ^{137}Cs z gleby do zwierząt łownych

Wysoce zróżnicowany rozkład aktywności ^{137}Cs w obrębie Anomalii Opolskiej skłonił do zawężenia obszaru wykorzystanego do obliczenia współczynnika transferu do możliwie małej powierzchni o jednolitym stopniu skażenia ^{137}Cs , a jednocześnie na tyle dużej, by stanowiła racjonalną powierzchnię badawczą w kontekście bytowania pozyskanej na niej zwierzyny. Kryteria te spełniły obwody łowieckie. Dla obliczeń wykorzystano dane dot. aktywności ^{137}Cs w obwodach 39 i 40 (obecnie w fazie łączenia w obwód nr 66) stanowiących obszar pomiędzy miastami Opole, Ozimek, a zbiornikiem Jezioro Turawskie, których powierzchnia została istotnie skażona w efekcie katastrofy czarnobylskiej (Tabela 7).

Tabela 7. Wartości T_{ag} oraz C_r na tle aktywności powierzchniowej i właściwej oznaczone dla dwóch obwodów łowieckich położonych w obrębie Anomalii Opolskiej, w regionie o wysokim skażeniu pierwotnym ^{137}Cs na tle pozostałej całego województwa opolskiego, w okresie 2012 - 2019 (Ołoś i Dołhańczuk-Śródka, 2021A)

	Obwód łowiecki nr 66 (połączona powierzchnia obwodu nr 39 i 40)	województwo opolskie
Lesistość [%]	45	27
Powierzchnia [ha]	10942	941 200
Powierzchnia leśna [ha]	4934	254124
Aktywność powierzchniowa ^{137}Cs \bar{X}_a [kBq·m ⁻²] (drzewostany starsze niż 40 lat)	10,6 (n = 12)	7,25 (n = 48)
Aktywność właściwa ^{137}Cs \bar{X}_a gleby [Bq·kg ⁻¹ s.m.]	Poziom O: 406 (n = 12) Poziom A: 300 (n = 12) Średnia z O+A: 352	241 (n = 25) 235 (n = 25) 238
Aktywność właściwa ^{137}Cs \bar{X}_a w mięśniach zwierząt łownych [Bq·kg ⁻¹ ś.m.]	Dzik: 64,6 (n = 3) Sarna: 83,5 (n = 28) Jeleń: 39,3 (n = 14)	66,4 (n = 23) 51,8 (n = 57) 19,4 (n = 50)
C_r [-]	Dzik: 0,183 Sarna: 0,237 Jeleń: 0,112	0,279 0,218 0,082
T_{ag} [m ² ·kg ⁻¹ ś.m.]	Dzik: 0,006 Sarna: 0,008 Jeleń: 0,004	0,009 0,007 0,003

4.4. Oszacowanie skutecznej dawki wchłoniętej przez osoby konsumujące dziczyznę skażoną ^{137}Cs

Skuteczna dawka wchłonięta została obliczona w oparciu o następujące założenia:

- dla osób konsumujących dziczyznę,
- dziczyzna stanowi jedyne źródło mięsa u danego konsumenta,
- mięso dzików, jeleni i saren spożywane jest w równych proporcjach w ujęciu rocznym,
- ilość spożywanej dziczyzny jest równa przeciętnej ilości mięsa rzeźnego konsumowanego przez statystycznego Polaka w ciągu roku i wynosi 75,5 kg (CSO, 2015).

Skuteczną dawkę wchłoniętą obliczono w czterech wariantach konsumowania dziczyzny, w zależności od miejsca jej pochodzenia i tym samym stopnia skażenia radiocezem:

- I. z regionów najmniej skażonych (obecna aktywność powierzchniowa $^{137}\text{Cs} < 2 \text{ kBq}\cdot\text{m}^{-2}$, w obliczeniach ujęto najniższe oznaczone aktywności ^{137}Cs w tkankach mięśniowych trzech gatunków zwierząt łownych);
- II. z regionów umiarkowanie skażonych (wartości z obszarów o aktywności powierzchniowej $^{137}\text{Cs} = 2 - 8 \text{ kBq}\cdot\text{m}^{-2}$, w obliczeniach ujęto aktywności równe średniej z wartości median w tkankach mięśniowych trzech gatunków zwierząt łownych);
- III. z regionów najsilniej skażonych (obecna aktywność powierzchniowa $^{137}\text{Cs} > 8 \text{ kBq}\cdot\text{m}^{-2}$, w obliczeniach ujęto uśrednione, maksymalne wartości aktywności ^{137}Cs w tkankach mięśniowych trzech gatunków zwierząt łownych);
- IV. aktywności ujęte w tym scenariuszu były takie same jak w scenariuszu III, ale z dodatkowym, rocznym spożyciem 3 kg owoców runa leśnego (2 kg podgrzybków brunatnych i 1 kg borówki brusznicy).

Wyniki przedstawiono w Tabeli 8.

Tabela 8. Skuteczna dawka E_{ef} ($\mu\text{Sv}\cdot\text{rok}^{-1}$) obliczona dla konsumentów lokalnej dziczyzny i owoców runa leśnego (Ołoś i Dołhańczuk-Śródka, 2021A)

Warianty dotyczące konsumpcji dziczyzny z obszaru Anomalii Opolskiej			
I	II	III	IV
aktywność powierzchniowa γ w miejscu bytowania pozyskanej zwierzyny [$\text{kBq}\cdot\text{m}^{-2}$]			
<2	2-8	>8	>8
średnie arytmetyczne aktywności ^{137}Cs w tkance mięśniowej badanych gatunków [$\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ ś.m.]			
29,68	14,45	69,70	69,70
$E_{ef} = 29,68 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1} \cdot 1,3 \cdot 10^{-8} [\text{Sv}\cdot\text{Bq}^{-1}] \cdot 75,5 \text{ kg} = 29,1 \mu\text{Sv na rok}$	$E_{ef} = 14,45 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1} \cdot 1,3 \cdot 10^{-8} [\text{Sv}\cdot\text{Bq}^{-1}] \cdot 75,5 \text{ kg} = 14,2 \mu\text{Sv na rok}$	$E_{ef} = 69,7 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1} \cdot 1,3 \cdot 10^{-8} [\text{Sv}\cdot\text{Bq}^{-1}] \cdot 75,5 \text{ kg} = 68,4 \mu\text{Sv na rok}$	$E_{ef} = (69,7 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1} \cdot 1,3 \cdot 10^{-8} [\text{Sv}\cdot\text{Bq}^{-1}] \cdot 75,5 \text{ kg}) + (2,45 \text{ kBq}\cdot\text{kg}^{-1} \cdot 1,3 \cdot 10^{-8} [\text{Sv}\cdot\text{Bq}^{-1}] \cdot 2 \text{ kg}) + (0,12 [\text{kBq}\cdot\text{kg}^{-1}] \cdot 1,3 \cdot 10^{-8} [\text{Sv}\cdot\text{Bq}^{-1}] \cdot 1 \text{ kg}) = 68,41 \mu\text{Sv} + 63,70 \mu\text{Sv} + 1,56 \mu\text{Sv} = 134 \mu\text{Sv na rok}$

*na podstawie wyników z Dołhańczuk-Śródka i Waclawek (2007), Dołhańczuk-Śródka i wsp. (2012)

4.5. Analiza metod obliczania czasów $T_{1/2ef}$, $T_{1/2\text{środ}}$ i $T_{1/2\text{biol}}$

Analizując obszerną literaturę (w tym również źródła internetowe międzynarodowych instytucji zajmujących się promieniowaniem jonizującym) dotyczącą obliczania wartości czasów połowicznego zaniku radionuklidów w różnych elementach środowiska, na poziomie pojedynczego organizmu, populacji oraz abiotycznych elementów środowiskowych, zauważono rozbieżności terminologiczne i interpretacyjne, które mogą w konsekwencji powodować zaistnienie trudności metodologicznych oraz otrzymanie wyników obciążonych błędem. W ramach założenia modelu jedno-fazowego, zgodnego z kinetyką I-rzędu, w większości źródeł literaturowych można zaobserwować dwie, zbliżone, lecz przeciwne koncepcje obliczania omawianych czasów połowicznego zaniku. Krytycznie istotnym jest, aby wykorzystanie danej koncepcji poprzedzone było gruntownym uzasadnieniem jej przyjęcia. Obie koncepcje można uznać za słuszne, ale wyłącznie pod warunkiem spełnienia określonych złożań. Przeprowadzona analiza licznych pozycji literaturowych ujawniła jednak, że założenia te często nie zostały spełnione, przyjęto „dyskusyjny” sposób obliczania omawianych czasów, a w wielu przypadkach wystąpiła niekonsekwencja terminologiczna.

Koncepcja obliczania czasów połowicznego zaniku przyjęta w niniejszej pracy

Jeśli zbada się aktywność ^{137}Cs w elemencie niezależnym od jakichkolwiek środowiskowych lub biologicznych czynników, w odstępie równym jego $T_{1/2\text{fiz}}$, to zmaleje ona o 50%. Tempo zmniejszania się aktywności na dowolnych odcinkach czasu będzie niezmiennie, a zmiany aktywności w czasie przyjmą postać funkcji wykładniczej (zgodnej z kinetyką I-rzędu). Jednak w środowisku, z uwagi na szereg procesów wpływających na migrację radiocezu (lub dowolnego, innego radionuklidu), tempo jego ubywania będzie wynikać zarówno z fizycznego rozpadu jak i z przyczyn środowiskowych (migracja, dyspersja, wymywanie itd.). Procesy środowiskowe, które w żaden sposób nie mogą wpłynąć na tempo fizycznego rozpadu radionuklidu, ale mogą wpływać na zmiany jego aktywności w analizowanym elemencie środowiska, określa się jako $T_{1/2\text{środ}}$. Zgodnie z definicją, $T_{1/2\text{środ}}$ określa czas niezbędny do zmniejszenia aktywności radionuklidu w elemencie środowiska wyłącznie z przyczyn środowiskowych, z pominięciem fizycznego rozpadu danego radionuklidu. $T_{1/2\text{środ}}$ można obliczać dla abiotycznych, jak i biotycznych elementów środowiska, jak np. dla populacji jeleni lub mchów na danym obszarze. $T_{1/2\text{środ}}$ obliczany dla biotycznych elementów środowiska, choć oparty o dane określone w żywych organizmach, ilustruje pośrednio aktywność radionuklidu w środowisku ich bytowania, będąc wypadkową stopnia biodostępności danego radionuklidu oraz tempa jego wydalania. Z tego powodu, w przypadku biotycznych elementów środowiska, pojawia się pojęcie sezonowych zmian aktywności radiocezu oraz „szum” w wynikach, będący konsekwencją heterogenicznego charakteru biotycznych elementów środowiska (różnic osobniczych, behawioralnych, preferencji pokarmowych itp.).

Wypadkowa aktywność radionuklidu zarówno w biotycznych i abiotycznych elementach środowiska, jest więc sumą wielu procesów środowiskowych określanych jako $T_{1/2\text{środ}}$ oraz obligatoryjnie $T_{1/2\text{fiz}}$, który zachodzi nieprzerwanie, bez względu na warunki środowiskowe. Oba te czasy (procesy), działając jednocześnie, wyznaczają efektywny czas połowicznego zaniku radionuklidu, $T_{1/2\text{ef}}$, rozumiany jako wynik działania fizycznego rozpadu radionuklidu, oraz wszelkich procesów środowiskowych wpływających na aktywność radionuklidu w badanym elemencie. Empirycznie wielkość ta jest jedyną jaką można wyznaczyć nie mając wiedzy w jakim procencie czynniki środowiskowe odpowiadają za zmiany aktywności radionuklidu, w analizowanym elemencie środowiska.

$T_{1/2ef}$ odzwierciedla wtedy wszelkie procesy za sprawą których ^{137}Cs dostaje się do badanego elementu, jak i z niego ubywa. W publikacjach z szeroko rozumianych nauk o środowisku, koncept $T_{1/2ef}$ najprawdopodobniej pojawił się w drugiej połowie XX w., i wstępnie był opisywany jako „*apparent half-life*” (Klement, 1962), by później funkcjonować pod obecnym pojęciem (French i wsp., 1965; Bergström, 1967; Hanson i Eberhardt, 1968). W farmakokinetyce koncept $T_{1/2ef}$ został opracowany jeszcze wcześniej, za sprawą prac Naimarka (1949) i został ugruntowany w pracach Kwan i wsp. (1977, 1984) oraz Boxenbaum i Battle (1995).

Równolegle w publikacjach pojawił się termin $T_{1/2biol}$, w odniesieniu do radionuklidów, m.in. dla ^{137}Cs , określający procesy, za sprawą których zanika on z organizmu danego osobnika z wyłączeniem rozpadu fizycznego (Anderson i wsp., 1957). W związku z tym, że ^{137}Cs jest relatywnie szybko usuwany z organizmu, to $T_{1/2biol}$ mierzony jest w skali tygodni lub miesięcy dla zwierząt (Skuterud i wsp., 2004; Malek i wsp., 2004) oraz ludzi (Rossof i wsp., 1962). Można dokonać pewnego uproszczenia wg którego, $T_{1/2biol}$ dla organizmu jest tym samym, czym $T_{1/2środ}$ dla danego elementu środowiska (wliczając całe populacje bytujące w środowisku – choć część autorów sugeruje nazywać to ekologicznym czasem połowicznego zaniku, $T_{1/2eco}$ (Iwata i wsp. 2013; Tagami i Uchida, 2016)). W warunkach laboratoryjnych lub ściśle kontrolowanych, w których aktywność podanego radionuklidu wynika z jednorazowej wchłoniętej dawki, efektywny czas zaniku ^{137}Cs w organizmie będzie wypadkową wartości jego $T_{1/2fiz}$ oraz tempa jego wydalania poza organizm, co rozumiane jest właśnie jako $T_{1/2biol}$. Suma obu tych procesów definiuje $T_{1/2ef}$ dla pojedynczego organizmu. Analogicznie, dla populacji lub organizmu, który na bieżąco wchłania dowolne dawki radionuklidu ze środowiska, w którym bytuje, można w ten sam sposób obliczyć $T_{1/2ef}$, a znając $T_{1/2fiz}$, obliczyć $T_{1/2środ}$. Wtedy $T_{1/2środ}$ nie jest już odzwierciedleniem tempa usuwania radionuklidu poza organizm zwierząt, tak jak wcześniej wzmiankowany $T_{1/2biol}$, ale jest efektem zmian wynikających z przyjmowanych na bieżąco dawek ze środowiska, a zatem pozwala wyciągać wnioski na temat biodostępności i aktywności radionuklidu w tych elementach środowiska, z których trafia do analizowanej bioty. W przypadku populacji dzikich roślin czy zwierząt $T_{1/2biol}$, choć oczywiście zawsze zachodzi, to dopóki dawki wchłaniane ze środowiska przeważają

nad ilością wydalanego radionuklidu poza organizm, czas ten odgrywa drugorzędną rolę, niejako działa w tle zmniejszając w jakimś zakresie kumulację radionuklidu.

Zatem w abiotycznym elemencie $T_{1/2ef}$ będzie rezultatem procesów opisanych jako $T_{1/2fiz}$ i $T_{1/2środ}$. W organizmach poddanych jednorazowej ekspozycji/dawce będzie to wynik fizycznego rozpadu oraz procesów rozumianych jako $T_{1/2biol}$. Natomiast w biocie, w warunkach środowiskowych, będzie to suma $T_{1/2fiz}$ zarówno w środowisku oraz teje biocie, ale także zaniku radionuklidu ze środowiska z uwagi na czynniki środowiskowe, $T_{1/2środ}$, co prowadzi do spadku biodostępności danego radionuklidu. Zanik z uwagi na $T_{1/2biol}$ w organizmie każdego osobnika w badanej populacji można pominąć, dopóty zachodzi wchłanianie. Interpretacja tych zagadnień, podana we wzmiankowanych pracach służąca określaniu czasów $T_{1/2ef}$ i $T_{1/2środ}$ dla ^{137}Cs w środowisku, jest spójna z wieloma innymi (Åhman i Åhman, 1994; Hanslík i wsp., 2005; Povinec i wsp., 2005; Robison i wsp., 2003; Zibold i Klemm, 2005; Fesenko i wsp., 2009; Paller i wsp., 2014; Kapała i wsp., 2015; Corcho-Alvarado i wsp., 2016; Koarashi i wsp., 2016; Steinhauser i Saey, 2016; Merz i wsp., 2016; Savino i wsp., 2017; Matsuda i wsp., 2020; Kinase i wsp., 2020; Zotina i wsp., 2020), choć w ich obrębie występuje rozbieżność terminologiczna, szczególnie w kwestii połowicznego, środowiskowego czasu zaniku, pojawiającego się pod postacią: „*environmental lose half-life; T_{ELH}, environmental effective half-life; T_{1/2Env,eff}, effective ecological half-life, ecological half-life*” i tym podobne (Bagshaw i Brisbin, 1985; Peles i wsp., 2002; Morita i Yoshida, 2005; Cevik i Celik, 2009, Chiaravalle i wsp., 2018; Nakanishi i wsp., 2019; Manaka i wsp., 2019; Yoshimura i Akama, 2020). Istotne jednak, że czasy te są tak samo interpretowane.

Podsumowując, u podstawy tego konceptu leżą następujące założenia:

- $T_{1/2fiz}$ radionuklidu jest niezależny od jakichkolwiek czynników środowiskowych,
- do badanego elementu środowiska, po pierwotnym skażeniu, nie dostają się żadne, istotne, ilości badanego radionuklidu,
- zmiany aktywności radionuklidu w badanym, abiotycznym elemencie środowiska następują w wyniku równoległego działania czynników środowiskowych i fizycznego lub zmian dostępności, wydalania i fizycznego rozpadu dla biotycznego elementu środowiska,
- czas wyznaczany empirycznie to $T_{1/2ef}$, a ekstrapolowany $T_{1/2środ}$.

Gdy te warunki są spełnione, empirycznie wyznaczone zmiany aktywności radionuklidu powinny teoretycznie zachodzić zgodnie z kinetyką I-rzędu i można zastosować model matematyczny do wyznaczenia na tej podstawie $T_{1/2ef}$, a następnie $T_{1/2środ}$, bowiem na osi czasu przybierają one postać funkcji wykładniczej, gdzie aktywność N po czasie t wynosić będzie:

$$N_t = N_0 e^{-\lambda t}, \quad (9)$$

gdzie:

N – aktywność radionuklidu w czasie t ,

N_0 – wyjściowa aktywność radionuklidu,

λ – stała zaniku radionuklidu w badanym elemencie,

t – czas, w którym określana jest N .

Wyprowadzając wzór na efektywny, połowiczny czas zaniku, $t = T_{1/2ef}$, w którym aktywność po czasie t będzie równa połowie wartości pierwotnej, $N_t = N_0/2$, należy:

$$\begin{aligned} \frac{N_0}{2} &= N_0 e^{-\lambda_{ef} T_{1/2ef}} \\ \frac{1}{2} &= e^{-\lambda_{ef} T_{1/2ef}} \\ \ln \frac{1}{2} &= -\lambda_{ef} T_{1/2ef} \\ -\ln 2 &= -\lambda_{ef} T_{1/2ef} \\ \ln 2 &= \lambda_{ef} T_{1/2ef} \\ T_{1/2ef} &= \frac{\ln(2)}{\lambda_{ef}} \end{aligned} \quad (6)$$

Empirycznie wyznaczona, efektywna stała zaniku λ_{ef} , czyli wykładnik potęgi równania funkcji wykładniczej uzyskanej poprzez zestawienie aktywności radionuklidu względem czasu, jest sumą wszystkich możliwych procesów środowiskowych i rozpadu promieniotwórczego, zatem:

$$\lambda_{ef} = \lambda_{środ} + \lambda_{fiz} \quad (10)$$

i jednocześnie (Mück i wsp., 1994 ($T_{1/2środ}$ rozumiane jako T_{ELH}); Steinhauser i Saey, 2016):

$$\frac{1}{T_{1/2ef}} = \frac{1}{T_{1/2środ}} + \frac{1}{T_{1/2fiz}}. \quad (11)$$

Można więc wzór na efektywny czas połowicznego zaniku przedstawić jako:

$$\begin{aligned}
 T_{1/2ef} &= \frac{\ln(2)}{\lambda_{ef}} = \frac{\ln(2)}{\lambda_{fiz} + \lambda_{\acute{s}rod}} = \frac{\ln(2)}{\frac{\ln(2)}{T_{1/2fiz}} + \frac{\ln(2)}{T_{1/2\acute{s}rod}}} = \\
 &= \frac{\ln(2)}{\frac{\ln(2) \cdot T_{1/2fiz} + \ln(2) \cdot T_{1/2\acute{s}rod}}{T_{1/2fiz} \cdot T_{1/2\acute{s}rod}}} = \frac{T_{1/2fiz} \cdot T_{1/2\acute{s}rod}}{T_{1/2fiz} + T_{1/2\acute{s}rod}} \quad (12)
 \end{aligned}$$

Dysponując wyznaczonym czasem efektywnym oraz znaną wartością fizycznego czasu rozpadu danego radionuklidu można wyznaczyć środowiskowy czas zaniku radionuklidu, przekształcając powyższy wzór do formy:

$$T_{1/2\acute{s}rod} = \frac{T_{1/2fiz} \cdot T_{1/2ef}}{T_{1/2fiz} - T_{1/2ef}} \quad (7)$$

Podstawiając za $T_{1/2\acute{s}rod}$ czas $T_{1/2biol}$, przy założeniu monitorowania zmian aktywności radionuklidu w tkankach danego organizmu, po tym, gdy uległ on jednorazowemu skażeniu, przytoczone równania również zostają spełnione.

Reasumując, by obliczyć w jakim stopniu procesy środowiskowe (lub biologiczne w przypadku pojedynczego organizmu) wpływają na zmiany aktywności radionuklidu w badanym elemencie, dysponując jedynie wiedzą w zakresie zmian aktywności radionuklidu wewnątrz badanego elementu środowiska / organizmie, najpierw należy obliczyć $T_{1/2ef}$, a dopiero później, dzięki równaniu (7), obliczyć $T_{1/2\acute{s}rod}$ lub $T_{1/2biol}$.

Koncepcja alternatywna obliczania czasów połowicznego zaniku

W dużej części dostępnej literatury (Pröhl i Hoffman, 1992; Smith i wsp., 1999; Strandberg, 2004; Rääf i wsp., 2006; Pröhl i wsp., 2006; Strebl i Tataruch, 2007; WHO, 2008; Leclerc i Choi, 2009; IAEA, 2010; Iurian i wsp., 2011; Sunaga i wsp., 2015; Burger i Lichtscheidl, 2018; Katengeza i wsp., 2020; Niizeki i wsp., 2020; ENS, glossary) omawiane zagadnienia są interpretowane w odmienny sposób, przyjęty prawdopodobnie, i jednocześnie uproszczony, z obliczeń stosowanych w medycynie. Wynika to z faktu, że omawiane pojęcia są interdyscyplinarne i występują w naukach środowiskowych, biologicznych oraz medycznych. Założeniem koncepcji alternatywnej jest pełna znajomość procesów biologicznej eliminacji w przypadku organizmu, lub środowiskowych procesów w przypadku określonego jego elementu, za sprawą których aktywność radionuklidu maleje

z pominięciem rozpadu promieniotwórczego. Dysponując pełną wiedzą w zakresie dróg ubywania radionuklidu z badanego elementu w czasie, można za ich sprawą wyznaczyć w pierwszej kolejności $T_{1/2\text{biol}}$ lub $T_{1/2\text{środ}}$, odpowiednio dla organizmu lub elementu środowiskowego. Należy podkreślić, że zanik radionuklidu z wyłączeniem fizycznego rozpadu, można określić znając jego dokładne stężenie (aktywność) na każdej, możliwej drodze jego ubywania. Dla organizmu będą to procesy fizjologiczne (np. wydalanie w kale, moczu, pocie, wydychanym powietrzu, łożysku, obumarłych i odrzuconych tkankach), natomiast dla elementu środowiskowego procesy bio-fizyczne (np. wymywanie, wywiewanie, migracja do bioty, wertykalna dyspersja itp.). Dla elementu środowiskowego, znając wartość $T_{1/2\text{środ}}$ oraz wartość $T_{1/2\text{fiz}}$ badanego radionuklidu, można zastosować wzór nr 12 do obliczenia $T_{1/2\text{ef}}$. Ten sam wzór można zastosować dla pojedynczego organizmu, podstawiając za $T_{1/2\text{środ}}$ wartość $T_{1/2\text{biol}}$. Klarowny przykład obliczenia w pierwszej kolejności $T_{1/2\text{biol}}$ oraz wyznaczenia $T_{1/2\text{ef}}$ po późniejszym inkorporowaniu $T_{1/2\text{fiz}}$ podany został w podręczniku do Fizyki i Radiobiologii w Medycynie Nuklearnej (Saha, 2012, strony 25-29). Wiedząc, że po upływie 5 godzin od podania radiofarmaceutyku, oznaczono 49,5% podanej dawki w kale, moczu oraz wydychanym powietrzu można przyjąć, że $T_{1/2\text{biol}} \approx 5$ godzin. Znając $T_{1/2\text{fiz}}$ podanej substancji (w przykładzie użyto leku znakowanego metastabilnym ^{99}Tc o $T_{1/2\text{fiz}} = 6$ godzin) można dokonać obliczenia $T_{1/2\text{ef}}$ korzystając ze wzoru nr 12. Przykład obliczeń wg koncepcji alternatywnej implikuje warunek dokładnej wiedzy w zakresie wchłoniętej dawki. W medycynie, warunek taki jest łatwy do spełnienia, ale w przypadku elementów środowiska wydaje się problematyczny.

Początki stosowania koncepcji alternatywnej obliczania $T_{1/2\text{ef}}$ sięgają lat 60-tych i 70-tych. Od tamtego czasu przejawia się ona dwojako: albo w formie empirycznego wyznaczania $T_{1/2\text{biol}}$ w organizmie (Chipman, 1967), albo poprzez obliczanie $T_{1/2\text{ef}}$ (zgodnie z równaniem nr 12) na podstawie wyznaczonego empirycznie czasu określanego przez autorów jako $T_{1/2\text{biol}}$ (Tuominen i Jaakkola, 1973; Dapson i Kaplan, 1975).

Choć obie koncepcje, wykorzystana w pracy oraz alternatywna, są słuszne i skuteczne, to wymagają precyzyjnego określenia procedury dokonywanych pomiarów. Wzmiankowane wcześniej metodologiczne problemy sprzeczności obu koncepcji pojawiają się w sytuacji, w której, stosując koncepcję alternatywną, brakuje precyzyjnych informacji na podstawie czego wyznaczono jeden z omawianych czasów ($T_{1/2\text{biol}}$ lub $T_{1/2\text{środ}}$). Trudno

uzasadnić przyjęcie założenia, wedle którego badając zmiany aktywności radionuklidu w czasie, w danym elemencie środowiska lub organizmie, bez wiedzy w jakim zakresie aktywność tego radionuklidu maleje z przyczyn innych niż fizyczny rozpad, empirycznie wyznaczaną stałą rozpadu określa się jako λ_{biol} lub $\lambda_{\text{środ}}$ i za jej pomocą oblicza się, odpowiednio $T_{1/2\text{biol}}$ lub $T_{1/2\text{środ}}$ wykorzystując wzór nr 6 (podstawiając λ_{biol} lub $\lambda_{\text{środ}}$ w miejsce λ_{ef}). Stosowanie takiego sposobu jest odwrotne do podejścia, jakie zastosowano w niniejszej pracy, i które równie szeroko wykorzystywane jest w dostępnej literaturze badawczej. Co więcej, prowadzi to na dalszym etapie, do wykorzystania wzoru nr 12 celem obliczenia $T_{1/2\text{ef}}$, skutkiem czego fizyczny czas rozpadu badanego radionuklidu liczony jest podwójnie. Podwójnie, bo brak jest merytorycznego powodu, dla którego proces ten nie wpływał na zmianę aktywności badanego radionuklidu w czasie określania $T_{1/2\text{środ}}$ lub $T_{1/2\text{biol}}$. Przykład takiego sposobu obliczania można spotkać w jednym z podręczników wydanych przez Międzynarodową Agencję ds. Energii Atomowej IAEA (IAEA, 2010), fragment podręcznika IAEA, z rozdziału „Time dependence of radionuclide transfer Factors”: *„The biological half-life, is a measure of the rate at which radionuclides are excreted from an organism. [...] For example, if a sheep contaminated with radiocaesium is fed uncontaminated feed for a period of time, the radiocaesium in the sheep’s body will decline at a rate determined by the biological half-life.”*

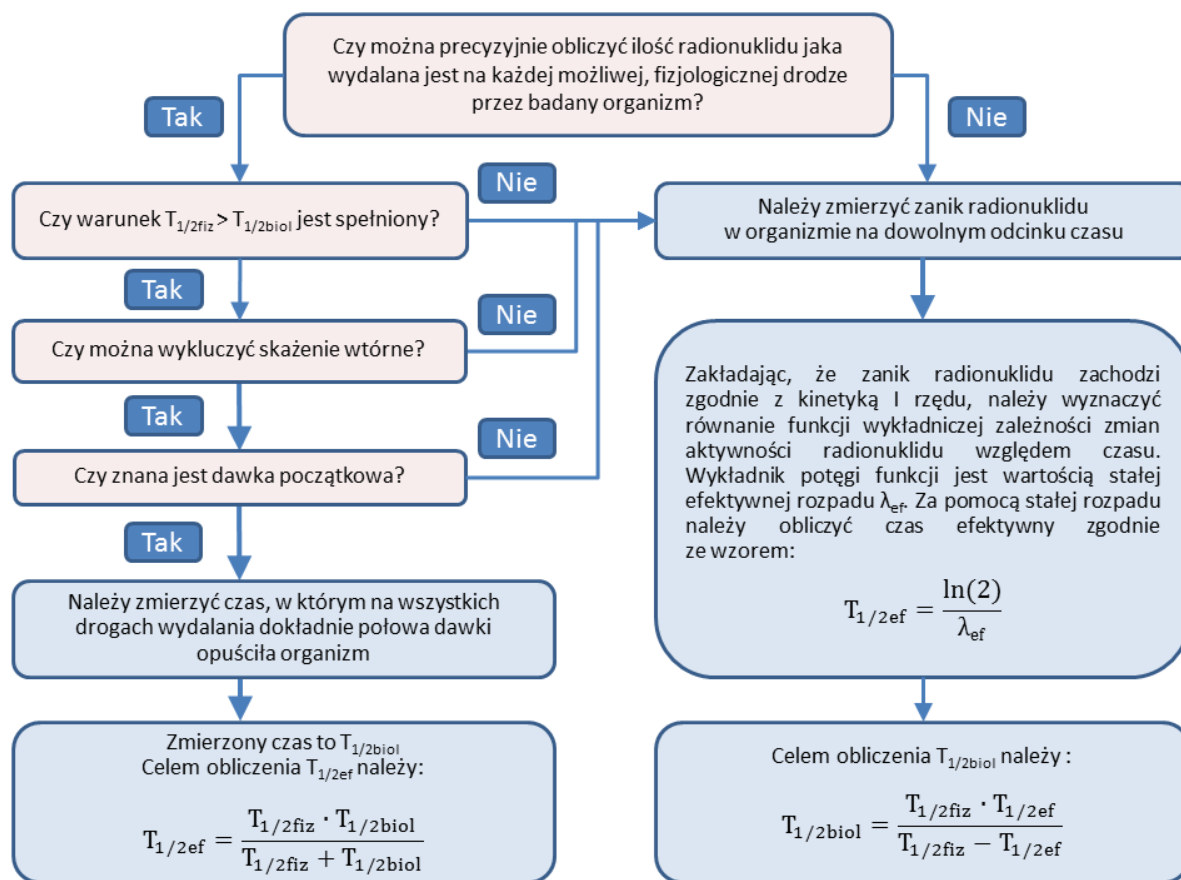
Definicja $T_{1/2\text{biol}}$ podana w powyższym źródle jest bardzo precyzyjna i spójna dla obu omawianych koncepcji. Wedle niej, $T_{1/2\text{biol}}$ odzwierciedla zanik radionuklidu wyłącznie z uwagi na jego wydalanie poza organizm. Jednakże, w takim ujęciu jak w przytoczonym cytowaniu, wyłącznie procesy wydalania będą wpływać na tempo zaniku aktywności radiocezu w rzeźzonej owcy. Fizyczny czas rozpadu radiocezu został (najprawdopodobniej) pominięty na tym etapie. Z podobnym podejściem można zetknąć się w pracy Uchiyama (1978), str. 247, gdzie można przeczytać, że *„...because physical half-life, 30 years, is long enough to allow the effective half-life to be the biological one”*. Takie zmiany w nazewnictwie prowadzić mogą do konfuzji, szczególnie, jeśli empirycznie obliczone czasy połowicznego zaniku (jakkolwiek będą nazwane przez autorów) posłużą dalszemu obliczaniu pozostałych czasów omawianych w pracy.

Istotnie, autorzy przytoczonego podręcznika inkorporowali rozpad fizyczny w kolejnym kroku celem obliczenia $T_{1/2\text{ef}}$, ale już po wyznaczeniu $T_{1/2\text{biol}}$ w oparciu o empirycznie

wyznaczoną λ_{biol} . To jest przyczyną, dla której obie omawiane w pracy koncepcje będą dawać odmienne rezultaty, szczególnie dla izotopów o krótkim okresie połowicznego rozpadu. Gdyby aktywność radiocezu była na bieżąco badana na każdej, istotnej fizjologicznie drodze wydalania przez owcę, a czas $T_{1/2\text{biol}}$ obliczony by został dopiero wtedy, gdy równo połowa wchłoniętej dawki zostałaby wydalona z owcy, to wtedy obie koncepcje byłyby ze sobą spójne. Warunki i kryteria pozwalające na porównanie wyników uzyskanych za pomocą koncepcji omawianych w pracy przedstawiono szczegółowo na Rycinie 4, przy czym należy podkreślić, że w opisanych na niej sposobach obliczania omawianych czasów połowicznego zaniku, nie dokonano zmiany nazwy z czasu efektywnego na biologiczny i odwrotnie. Po zamianie organizmu na element środowiska, a dróg wydalania na drogi, jakimi radionuklid opuszcza taki element za sprawą czynników środowiskowych (wymywanie, wywiewanie, migracja poza dany element), schemat postępowania przedstawiony na Rycinie 4 może posłużyć do obliczania $T_{1/2\text{środ}}$ zamiast $T_{1/2\text{biol}}$.

Z powyższego wynika, jak bardzo istotny jest rzetelny opis metodologiczny. Obie koncepcje mogą dać te same wyniki, ale jedynie pod warunkiem spełniania ścisłych warunków w ramach koncepcji alternatywnej. Należy również podkreślić, że są także prace, w których podaje się wartości obliczanych czasów połowicznego zaniku, ale bez szczegółowego określenia stosowanej metodologii (Machart i wsp., 2007, Outola i wsp., 2009, Petraglia i wsp., 2020, Yu i wsp., 2021). Uniemożliwia to zweryfikowanie interpretacji zastosowanej w nich koncepcji obliczania omawianych czasów połowicznego zaniku.

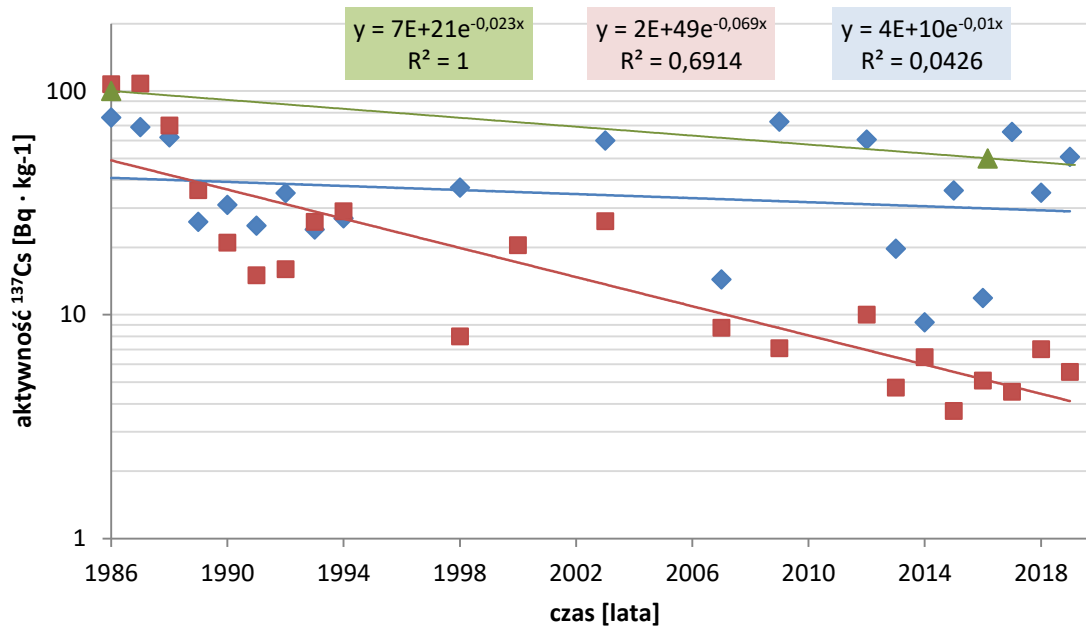
W literaturze można się również spotkać z bardzo niejednoznaczną metodologią obliczania podanych czasów, z różnymi, trudnymi do racjonalnego wytłumaczenia, wariacjami wzorów nr 7 i 12 (AMAP, 2004; Koivurova i wsp., 2015).



Rycina 4. Porównanie schematu działań mających na celu wyznaczenie czasów $T_{1/2biol}$ oraz $T_{1/2ef}$ w ramach koncepcji alternatywnej (lewa kolumna) i przyjętej w niniejszej pracy (prawa kolumna). Pola zaznaczone na beżowo to warunki jakie muszą być spełnione, aby wykorzystać koncepcję alternatywną (Ołoś i Dołhańczuk-Śródka, 2022B)

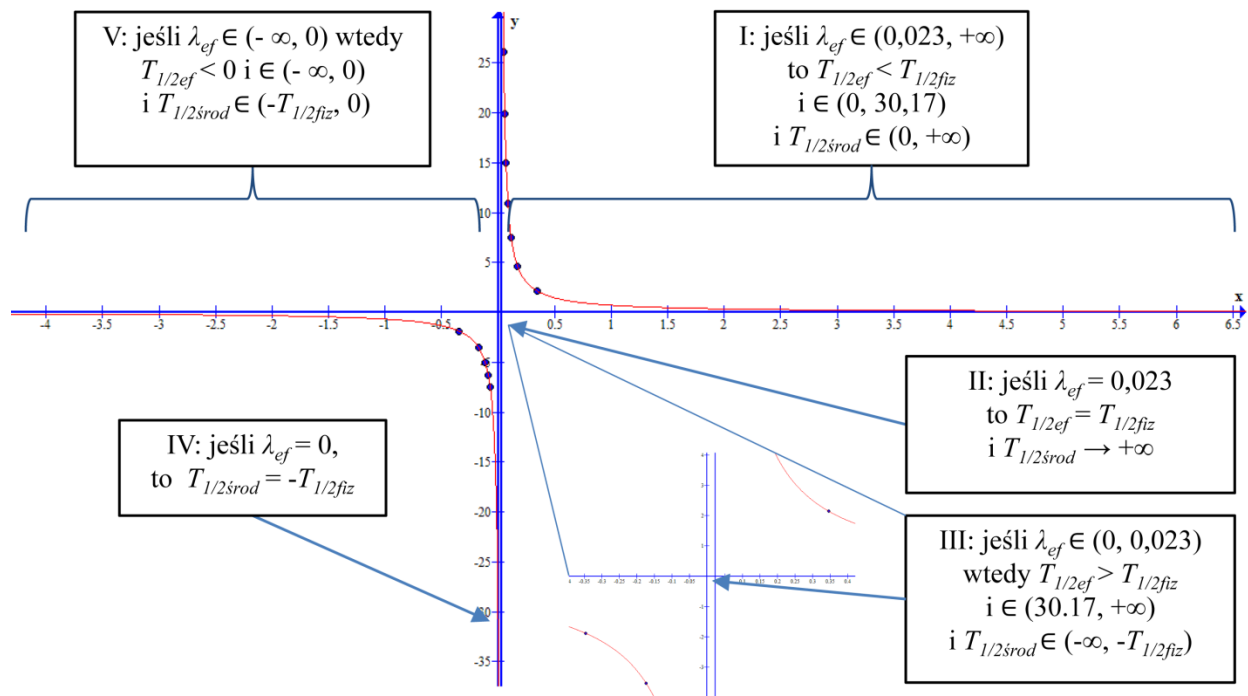
Ograniczenie zastosowanej w pracy koncepcji obliczania czasów połowicznego zaniku w oparciu o model kinetyki I-rzędu

Zestawienie zmiennej na przestrzeni lat aktywności ^{137}Cs w badanym elemencie środowiska względem czasu opisać można za pomocą funkcji wykładniczej, i przedstawić w formie zlinearyzowanej w układzie półlogarytmicznym (Rycina 5). Na podstawie wartości wykładnika potęgi (stałej zaniku λ_{ef}) z uzyskanych równań funkcji wykładniczych można dokonać obliczeń $T_{1/2ef}$ zgodnie ze wzorem nr 6 i czasu $T_{1/2\text{środ}}$ lub $T_{1/2biol}$ zgodnie ze wzorem nr 7.



Rycina 5. Wykres półlogarytmiczny średnich rocznych aktywności ^{137}Cs dla populacji dzika (niebieski) i jelenia (bordowy) w Polsce z dopasowanymi prostymi wykładniczymi (zgodnie z kinetyką I-rzędu). Zielona linia i punkty obrazują hipotetyczny zanik ^{137}Cs wyłącznie w oparciu o $T_{1/2\text{fiz}}$ przy $a_i = 100 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$

Wartość efektywnej stałej zaniku jest kluczowa. Zakresy wartości omawianych czasów w zależności od stałej, efektywnej zaniku zobrazowano na Rycinie 6. Istnieje pięć możliwych zakresów wartości stałej, efektywnej rozpadu, które determinują przyjmowane wartości zarówno środowiskowego jak i efektywnego czasu połowicznego rozpadu. Bardzo wysokie wartości czasów środowiskowego i efektywnego, połowicznego zaniku danego radionuklidu (tutaj radiocezu), w odniesieniu do wartości jego fizycznego okresu połowicznego rozpadu, można uzasadnić bilansem napływu i zaniku radiocezu w badanym elemencie środowiska, co ma odzwierciedlenie w wartościach stałej efektywnej zaniku tego radionuklidu (λ_{ef}). Pozornie „nierealne” wartości $T_{1/2\text{ef}}$ oraz $T_{1/2\text{środ}}$ nie muszą wynikać z błędów pomiarowych, a przeciwnie, mogą pozwolić doprecyzować dynamikę zmian aktywności radionuklidu na przestrzeni analizowanego okresu.



Rycina 6. Zależność wartości $T_{1/2srod}$ oraz $T_{1/2ef}$ od wartości empirycznie wyznaczonej stałej rozpadu λ_{ef} dla ^{137}Cs (Oloś, 2022; grafika uzyskana dzięki programowi Graph)

$T_{1/2srod}$ przyjmujące dodatnie wartości można obliczyć wyłącznie jeśli $\lambda_{ef} \in (0,023, +\infty)$. Im większą wartość przyjmuje λ_{ef} , tym istotniejszą rolę w ubywananiu radionuklidu w obrębie danego elementu środowiska odgrywają czynniki środowiskowe. Wtedy wartości $T_{1/2ef} < T_{1/2fiz}$, z uwagi na dodatkowe działanie $T_{1/2srod}$, czyli ubywanie radionuklidu zachodzi szybciej niż wynikałoby to z jego fizycznego rozpadu (szybciej, to znaczy, że dany czas wyrażony jest jako krótszy i tym bardziej jest istotny). Im jednak wartość λ_{ef} bliższa jest wartości stałej charakterystycznej dla czasu fizycznego rozpadu danego radionuklidu, w tym wypadku dla ^{137}Cs $\lambda_{ef} \approx 0,023$, środowiskowe procesy napływu i zaniku radionuklidu równoważą się. Zatem jedyne, co determinuje ubywanie radionuklidu, to $T_{1/2fiz}$. W tym wypadku $T_{1/2srod}$ przyjmuje wysokie, dodatnie wartości, a $T_{1/2ef} \rightarrow T_{1/2fiz}$. Gdy wartość $\lambda_{ef} = 0,023$, to ubywanie radionuklidu jest wyłącznie wynikiem rozpadu fizycznego. Wtedy $T_{1/2srod} \rightarrow +\infty$, $T_{1/2ef} = T_{1/2fiz}$. W następnych zakresach wartości manifestuje się pewne ograniczenie zastosowanego modelu wynikającego z faktu, że jeśli $\lambda_{ef} \in (0, 0,023)$, wtedy zachodzi wyraźna migracja radionuklidu do bioty,

tym samym coś takiego jak $T_{1/2\text{środ}}$ przestaje mieć sens (przyjmuje wartości ujemne). $T_{1/2\text{ef}}$ przyjmie wartość większą niż $T_{1/2\text{fiz}}$. Gdy $\lambda_{\text{ef}} = 0$, to napływ radionuklidu do badanego elementu równoważony jest jego zanikiem wynikającym z działania rozpadu fizycznego. Na wykresie półlogarytmicznym, prosta obrazująca zależność aktywności radionuklidu względem czasu, będzie równoległa do osi czasu – żadna zmiana aktywności badanego radionuklidu nie zachodzi, $T_{1/2\text{środ}} = -T_{1/2\text{fiz}}$. Gdy $\lambda_{\text{ef}} \in (0, -\infty)$, to procesy za sprawą, których radionuklid dostaje się do elementu środowiska zdecydowanie przeważają nad zanikiem, prowadząc w czasie do zwiększania jego aktywności. Nie sposób wyznaczyć już nawet efektywnego czasu połowicznego zaniku. W zakresach III-V słabość przyjętego modelu manifestuje się niskimi wartościami współczynnika korelacji między danymi empirycznymi, a krzywą zmian ich wartości. Z tych powodów modelowanie w oparciu o kinetykę I-rzędu, stosowane gdy $\lambda_{\text{ef}} < 0,023$ (w tym wypadku dla ^{137}Cs , oraz każdej innej, specyficznej dla badanego radionuklidu), należy traktować z dużym dystansem. Niemniej, taki sposób wyznaczania i analizy omawianych czasów jest konsekwentny, ze wszystkimi jego zaletami i wadami (Ołoś, 2022). Problemy te są w pewnym zakresie poruszone w publikacji Tagami i wsp. (2020) oraz rozdziale *Dosimetry and its application* z publikacji NRC (1994).

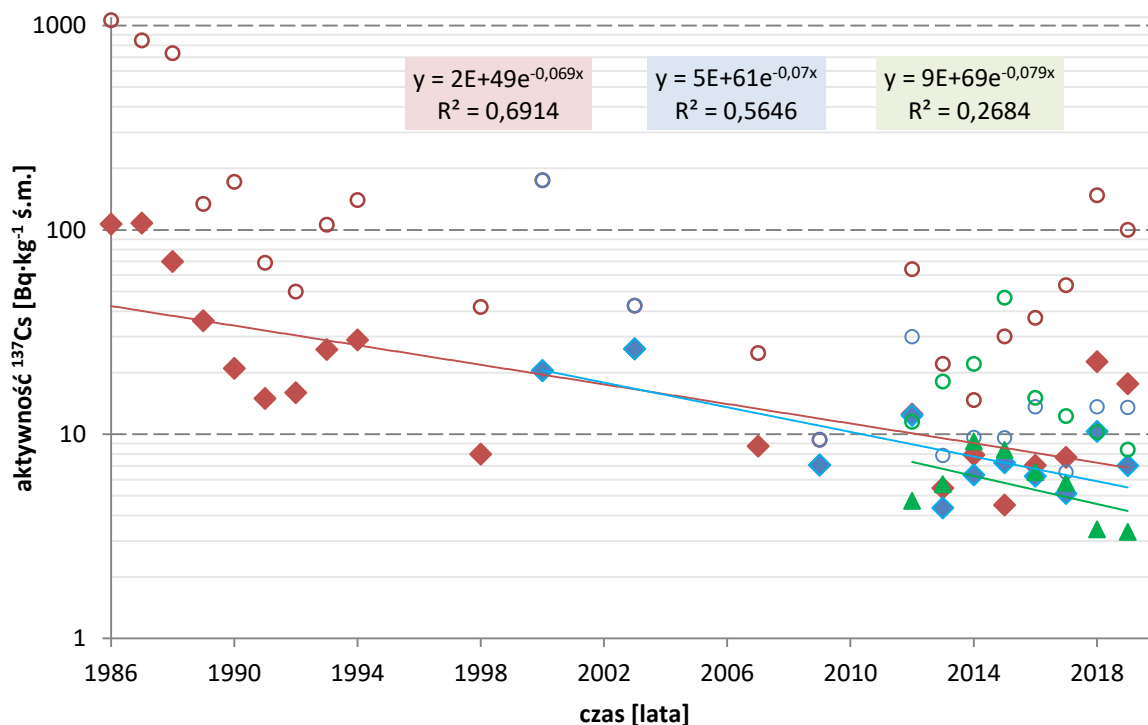
4.6. Obliczenie $T_{1/2\text{ef}}$ i $T_{1/2\text{środ}}$ radiocezu dla analizowanych gatunków łownych z różnych regionów Polski

Do obliczeń $T_{1/2\text{ef}}$ posłużono się wzorem nr 6, natomiast do obliczeń $T_{1/2\text{środ}}$ posłużono się wzorem nr 7. Poszukiwane wartości czasów $T_{1/2\text{ef}}$ i $T_{1/2\text{środ}}$ obliczono w oparciu o średnie arytmetyczne rocznych aktywności ^{137}Cs w następujących kombinacjach dla każdego z trzech badanych gatunków: dla populacji z całej Polski (ze wszystkich możliwych źródeł) w latach 1986-2019, dla populacji z Polski Północno-Wschodniej w latach 2003-2019, dla populacji z obszaru anomalnego w latach 2007-2019, oraz dla populacji z całej Polski z wyłączeniem obszaru anomalnego oraz Polski Północno-Wschodniej w latach 2012-2019 (na potrzeby pracy nazywaną „pozostałą częścią Polski”). Z uwagi na możliwość wpływania wyników z Anomalii Opolskiej na wyniki dla całego kraju zaistniała konieczność wprowadzenia tego umownego regionu. „Pozostała część Polski” oraz Polska Północno-Wschodnia stanowią więc niejako punkt odniesienia dla wartości z całej Polski i obszaru anomalnego. Wartości minimalne dla zdecydowanej większości

pomiarów, dla każdego gatunku w danym roku, oscylowały w granicach minimalnego progu detekcji, stąd nie zostały zamieszczone na żadnym z wykresów. Wartości maksymalne zobrazowane zostały na wykresach w postaci kółek. Wyniki dla Anomalii Opolskiej dla trzech gatunków łącznie prezentowane są na koniec tego podrozdziału. Przyjęcie takich kombinacji było podyktowane istotną różnicą w aktywności powierzchniowej między Anomalią Opolską, a resztą kraju, a także ciągłością danych dla wybranych regionów Polski.

Jeleń szlachetny

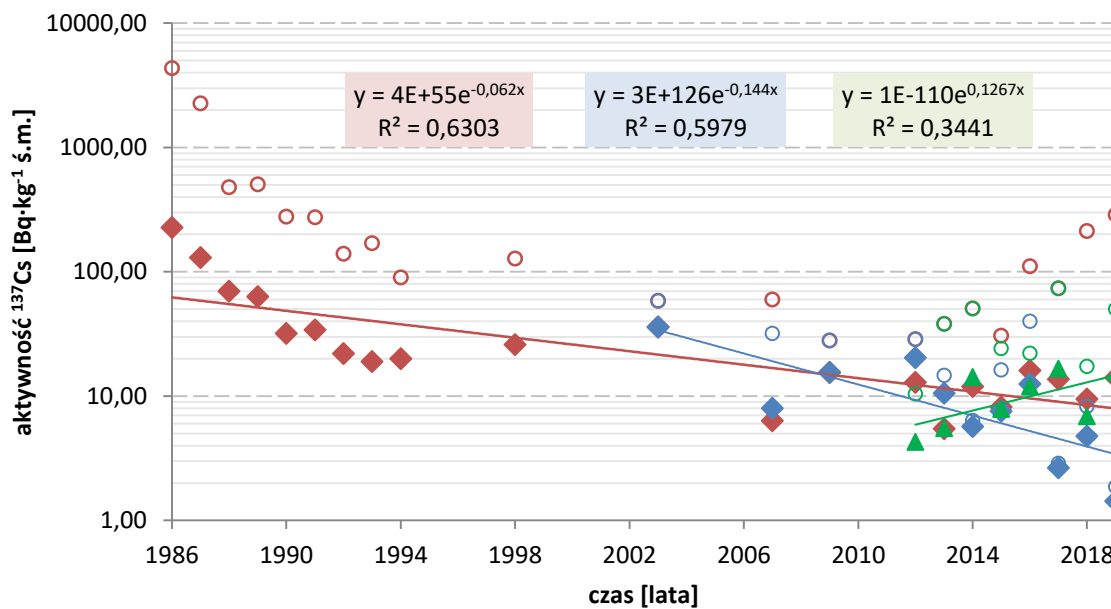
Efektywne, stałe rozpadu λ_{ef} przyjmują podobne wartości dla każdej z trzech geograficznych populacji tego gatunku (Rycina 7). Wartości $T_{1/2ef}$ wyniosły odpowiednio: dla całej Polski 10,0 lat, dla Polski Północno-Wschodniej 9,90 lat, dla „pozostałej części Polski” 8,77 lat. Wartości $T_{1/2\acute{s}rod}$ odpowiednio: 15,1, 14,7 i 12,4 lat.



Rycina 7. Zmiany aktywności ^{137}Cs w tkankach mięśniowych jeleni szlachetnych w latach 1986-2019. Kwadraty reprezentują średnie roczne aktywności, kółka - wartości maksymalne. Kolory oznaczają: **bordowy – całą Polskę, **niebieski** – Polskę Pół.-Wsch., **zielony** – „pozostałą część Polski” (Ołoś i Dołhańczuk-Śródka, 2022C)**

Sarna europejska

Dla populacji z całej Polski oraz Polski Północno-Wschodniej odnotowano spadki aktywności ^{137}Cs , zaskakująco dla populacji z „pozostałej części Polski” odnotowano tendencję wzrostową (Rycina 8). Obliczone wartości $T_{1/2\text{ef}}$ wyniosły odpowiednio: dla całej Polski 11,2 lat, dla Polski Północno-Wschodniej 4,81 lat. Wartości $T_{1/2\text{środ}}$ odpowiednio: 17,8 lat oraz 5,73 lat. Z uwagi na tendencję wzrostową dla „pozostałej części Polski” nie można było obliczyć $T_{1/2\text{środ}}$ i $T_{1/2\text{ef}}$. Dla wszystkich populacji w ciągu ostatnich ośmiu lat odnotowano duży rozrzut wyników oraz wahania wartości maksymalnych.

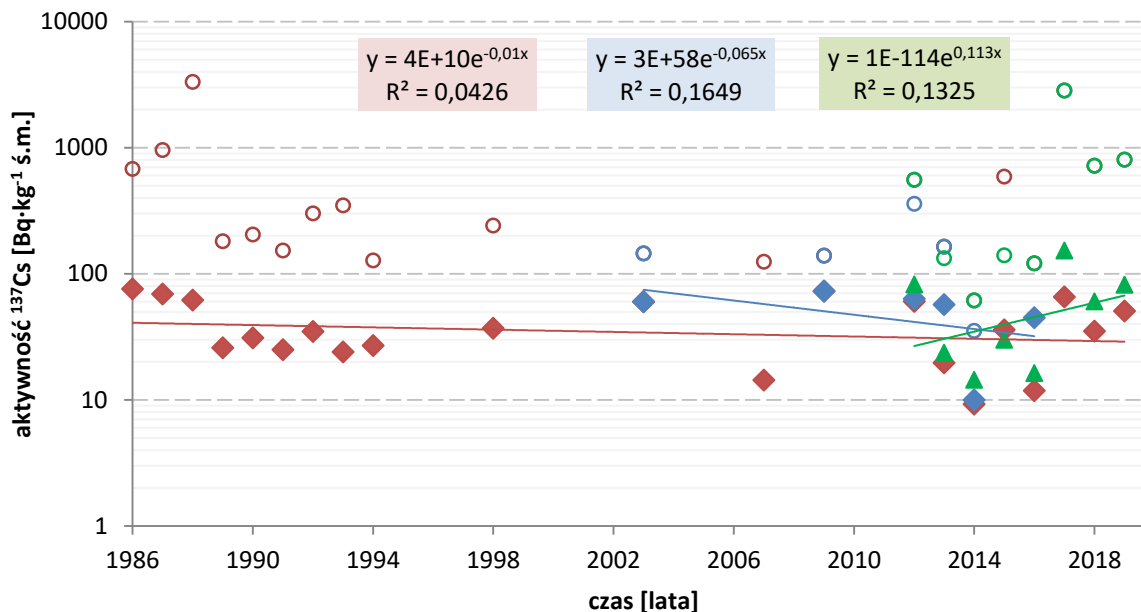


Rycina 8. Zmiany aktywności ^{137}Cs w tkankach mięśniowych saren europejskich w latach 1986-2019. Kwadraty reprezentują średnie roczne aktywności, kółka - wartości maksymalne. Kolory oznaczają: **bordowy – całą Polskę, niebieski – Polskę Pół.-Wsch., zielony – „pozostałą część Polski” (Ołoś i Dołhańczuk-Śródka, 2022C)**

Dzik euroazjatycki

Tylko dla populacji dzika w Polsce Północno-Wschodniej można zaobserwować wyraźną tendencję spadkową aktywności ^{137}Cs . Podobnie jak u sarny, dla populacji z „pozostałej części Polski” zachodzi wzrost aktywności tego radionuklidu w tkankach mięśniowych dzików (Rycina 9). Dla całej Polski tempo zaniku aktywności jest najwolniejsze ze wszystkich zbadanych gatunków. Ma to odzwierciedlenie w wartościach $T_{1/2\text{ef}}$: 69,3 lat dla

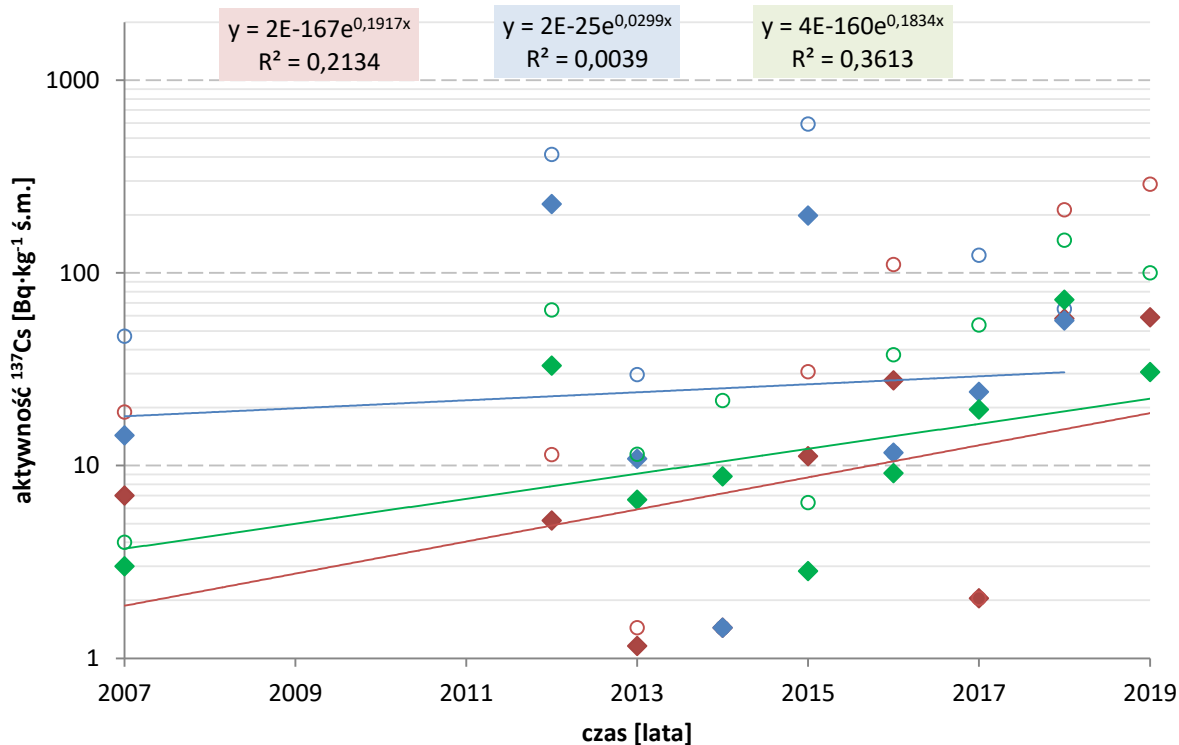
populacji z całego kraju wobec 10,7 lat dla populacji z Polski Północno-Wschodniej. $T_{1/2\text{środ}}$ można było obliczyć wyłącznie dla Polski Północno-Wschodniej i wyniósł on 16,5 lat. Uwagę zwracają odnotowane wartości maksymalne, osiągające poziomy z lat tuż po AEJwCz (około $1 \text{ kBq}\cdot\text{kg}^{-1} \text{ ś.m.}$), pomimo upływu jednego okresu $T_{1/2\text{fiz}}$. Zjawisko to zaobserwowano w całym kraju, bez względu na region geograficzny.



Rycina 9. Zmiany aktywności ^{137}Cs w tkankach mięśniowych dzików euroazjatyckich w latach 1986-2019. Kwadraty reprezentują średnie roczne aktywności, kółka - wartości maksymalne. Kolory oznaczają: bordowy – całą Polskę, niebieski – Polskę Pół.-Wsch., zielony – „pozostałą część Polski” (Ołoś i Dołhańczuk-Śródka, 2022C)

Gatunki łowne ogółem na obszarze Anomalii Opolskiej

Dla Anomalii Opolskiej efektywne, stałe rozpadu λ_{ef} dla ^{137}Cs przyjmują wartości ujemne wskazując na intensywny wzrost aktywności ^{137}Cs na przestrzeni lat 2007-2019, przez co niemożliwym jest obliczenie $T_{1/2\text{ef}}$ oraz $T_{1/2\text{środ}}$ dla każdego ze zbadanych gatunków (Rycina 10). Dla zwierzyny płowej odnotowano wzrost średnich wartości rocznych o co najmniej rząd wielkości, a gatunkiem najintensywniej akumulującym ^{137}Cs jest sarna. Od 2012 roku można zaobserwować również wzrost wartości maksymalnych, odnotowanych aktywności ^{137}Cs sięgających kilkuset $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1} \text{ ś.m.}$, tym samym osiągający poziom podobny do tego, jaki obserwowano w pierwszych latach po AEJwCz.



Rycina 10. Średnie, roczne wartości aktywności ^{137}Cs w tkankach mięśniowych dzików (kolor niebieski), saren (kolor bordowy) oraz jeleni (kolor zielony) na obszarze Anomalii Opolskiej w latach 2007-2019. Kwadraty reprezentują wartości średnich arytmetycznych dla danego roku, kółka - odnotowane wartości maksymalne (Ołoś i Dołhańczuk-Śródka, 2022C)

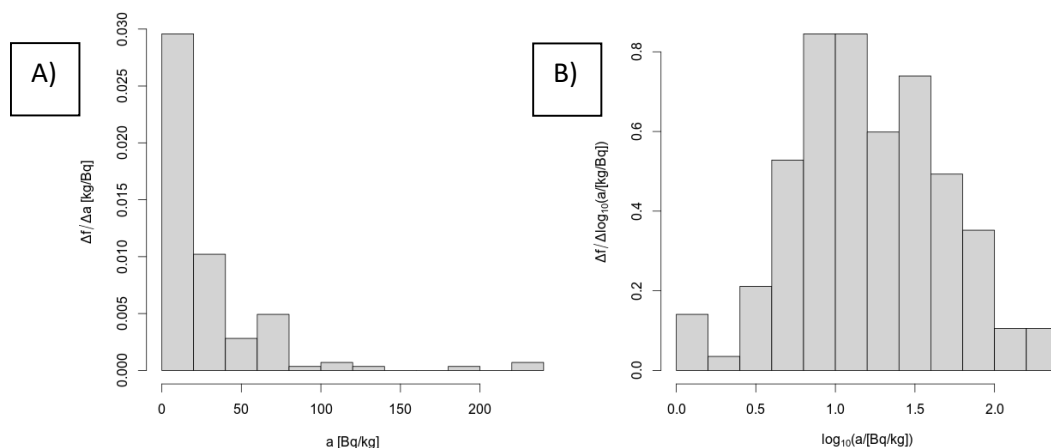
Analizując dane można zauważyć, że zmiany aktywności ^{137}Cs zachodzą różnie, zarówno między gatunkami, jak i w obrębie tych samych gatunków, ale w różnych regionach Polski, z Anomalią Opolską istotnie wyróżniającą się na tle pozostałych regionów. Dla czytelniejszego ujęcia zestawiono obliczone wartości $T_{1/2\text{ef}}$ oraz $T_{1/2\text{środ}}$ w Tabeli nr 9. Jeśli podana jest wartość liczbową – świadczy to o ubywaniu ^{137}Cs w czasie, jeśli podano opis: „akumulacja” – oznacza to, że wypadkową procesów środowiskowych jest napływ ^{137}Cs do danej populacji i tym samym nie można obliczyć $T_{1/2\text{środ}}$, jeśli podano opis: „wzrost aktywności”, – oznacza to, że akumulacja przewyższa wszelkie inne procesy, za sprawą których ^{137}Cs ubywa z danej populacji, tym samym niemożliwe jest obliczenie zarówno czasu $T_{1/2\text{środ}}$ jak i $T_{1/2\text{ef}}$.

Tabela 9. Wartości $T_{1/2ef}$ oraz $T_{1/2środ}$ [lata] dla wszystkich przeanalizowanych populacji zwierząt łownych na podstawie modelu SFO (Excel) (Ołoś i Dołhańczuk-Śródka, 2022C)

gatunek	Dzik euroazjatycki (<i>Sus scrofa</i>)		Sarna europejska (<i>Capreolus capreolus</i>)		Jeleń szlachetny (<i>Cervus elaphus</i>)	
	$T_{1/2ef}$	$T_{1/2środ}$	$T_{1/2ef}$	$T_{1/2środ}$	$T_{1/2ef}$	$T_{1/2środ}$
Polska Północno-Wschodnia	10,7	16,5	4,81	5,73	9,90	14,7
Anomalia Opolska	wzrost aktywności	akumulacja	wzrost aktywności	akumulacja	wzrost aktywności	akumulacja
„pozostała część Polski”	wzrost aktywności	akumulacja	wzrost aktywności	akumulacja	8,77	12,4
Polska ogółem	69,3	akumulacja	11,2	17,7	10,0	15,1

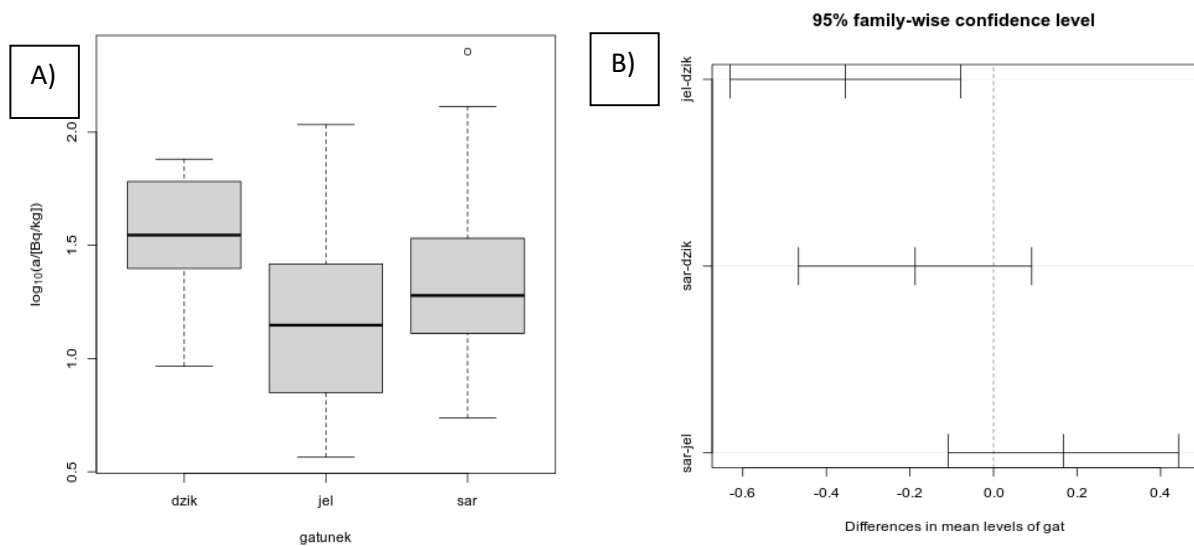
Wzniki analizy statystycznej aktywności ^{137}Cs u gatunków łownych w całej Polsce oraz zmian aktywności ^{137}Cs w czasie dla każdej populacji regionalnej

Na Rycinie 11 pokazano rozkład aktywności ^{137}Cs dla wszystkich gatunków łownych łącznie z obszaru całej Polski, z całego analizowanego okresu, tj. od 1986 do 2019 roku. Rozkład normalny badanych wartości uzyskano po zlogarytmowaniu wyników.



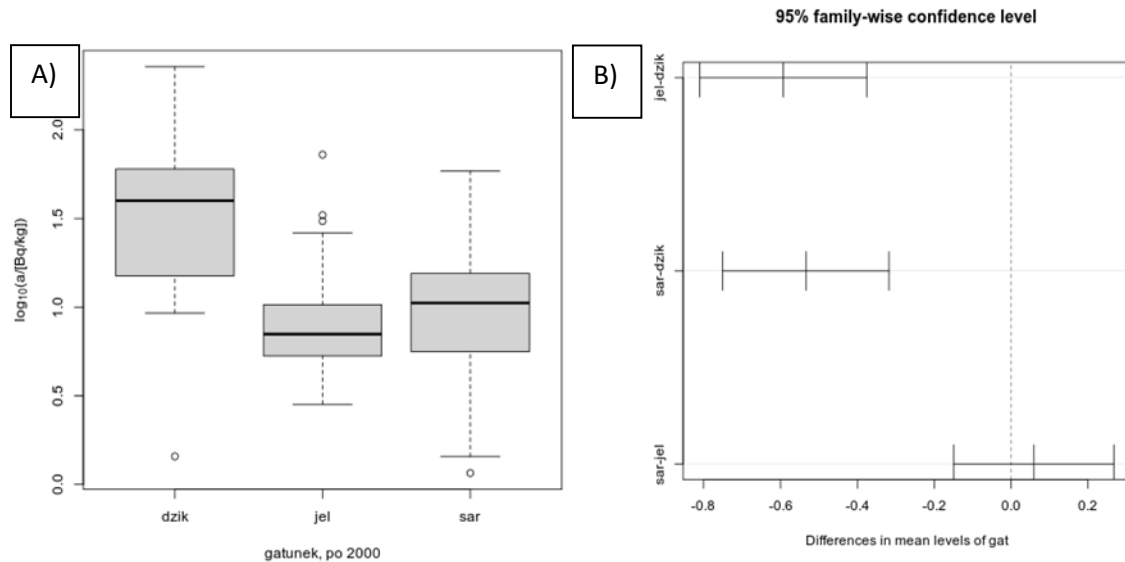
Rycina 11. Rozkład aktywności ^{137}Cs dla trzech gatunków łownych łącznie, ze wszystkich dostępnych danych źródłowych w latach 1986 – 2019; wykres A) – wartości przed zlogarytmowaniem, wykres B) – po zlogarytmowaniu

W pierwszej kolejności porównano aktywności ^{137}Cs w próbkach tkanek gatunków, zebranych w okresie 1986-2019. Na Rycinie 12A pokazano wykresy pudełkowe opisujące rozkłady aktywności ^{137}Cs z uwzględnieniem gatunku, ale bez uwzględnienia miejsc pobrania prób, ani poszczególnych dat ich pobrania. Wykonane obliczenia wskazały odrzucenie H_0 dotyczącej równości wartości oczekiwanej a_{gat} dla 3 badanych gatunków. W związku z tym, za pomocą testu HSD Tukey'a zweryfikowano przypuszczenie o równości $E(a)$ w 3 zestawionych parach gatunków. Na Rycinie 12 (B) pokazano 95 % przedziały ufności dla różnic pomiędzy średnimi. Test wykazał prawdziwość hipotezy H_0 dla par: sarna i jeleni oraz sarna i dzik, ale hipotezę tę należy odrzucić dla pary dzik i jeleni.



Rycina 12. A) Analiza statystyczna aktywności ^{137}Cs w odniesieniu do gatunku łownego, bez uwzględnienia miejsc pozyskania prób tkanek mięśniowych, pozyskanych w okresie 1986 – 2019. Pozioma kreska reprezentuje wartości median, szare pole pudełek zakres 1-ego i 3-ego kwartyla, „wąsy” zakres wyników Min i Max (bez wyników odstających), B) Porównanie 95 % przedziałów ufności różnicy średnich aktywności dla badanych gatunków testem HSD Tukey'a

Procedurę analizy statystycznej średnich log-aktywności ^{137}Cs dla zbadanych gatunków łownych powtórzono stosując te same założenia, ale uściślając okres badań do lat 2000 – 2019 (Rycina 13(A)). Wynik analizy testem HSD Tukey'a (Rycina 13(B)) wykazał prawdziwość hipotezy H_0 dla par: sarna i jeleni, ale hipotezę należało odrzucić dla pary dzik i jeleni oraz dzik i sarna.



Rycina 13. A) Analiza statystyczna aktywności ^{137}Cs w odniesieniu do gatunku łownego, bez uwzględnienia miejsc pozyskania prób tkanek mięśniowych, pozyskanych w okresie 2000 – 2019. Pozioma kreska reprezentuje wartości median, szare pole pudełek zakres 1-ego i 3-ego kwartyła, „wąsy” zakres wyników Min i Max (bez wyników odstających), B) Porównanie 95 % przedziałów ufności różnicy średnich aktywności dla badanych gatunków testem HSD Tukey’a

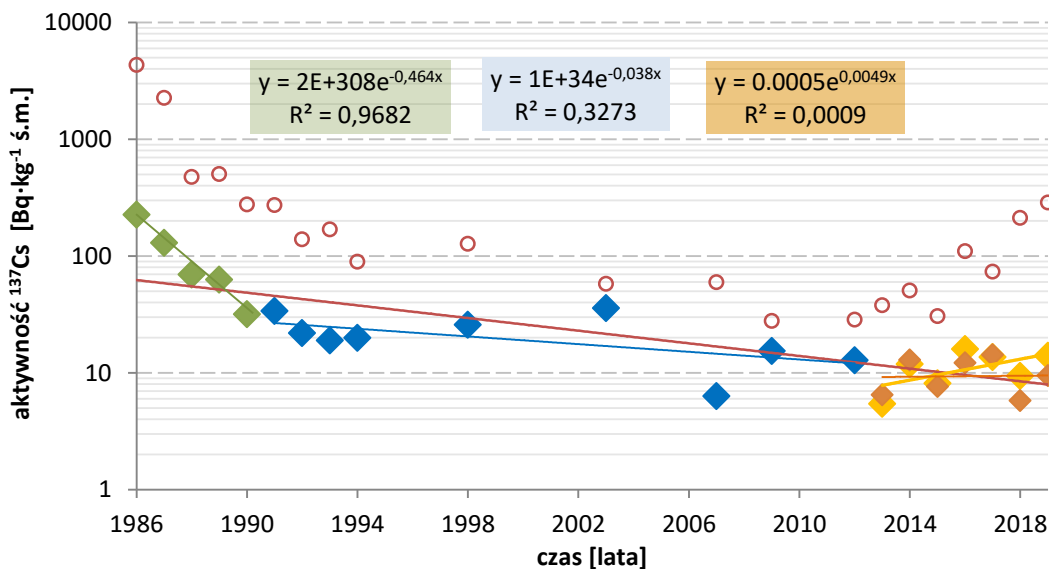
Wyniki analizy istotności statystycznej dynamiki zmian aktywności ^{137}Cs w tkankach mięśniowych zwierząt łownych z uwzględnieniem przedziałów ufności dla wartości współczynnika kierunkowego funkcji log-aktywności wobec czasu przedstawiono w Tabeli 10. Jeśli wynik w ostatniej kolumnie tabeli jest dodatni, świadczy to o odrzuceniu H_0 i przyjęciu hipotezy alternatywnej – zachodzi zmiana aktywności ^{137}Cs w tkankach mięśniowych danego gatunku na przestrzeni analizowanego okresu. W przypadku ujemnej wartości należy przyjąć H_0 .

Tabela 10. Wynik analizy statystycznej zależności $a(t)$ dla wszystkich kombinacji gatunek-region w okresie 1986 – 2019 (tylko cała Polska) oraz 2000 – 2019 (z podziałem na regiony: PI – cała Polska, NE – Polska Płn.-Wsch., Resz – Pozostała część Polski, AO – Anomalia Opolska)

Parametr	Gatunek, obszar	Szacowana wartość parametru	SE β	t	Pr(t)	CI _{2,5}	CI _{97,5}
β_0	Sarna, PI	4,19	0,23	18,17	0,00	3,71	4,68
β_1	Sarna, PI	-0,06	0,01	-5,69	0,00	-0,09	-0,04
β_0	Sarna, NE	6,11	1,12	5,48	0,00	3,59	8,63
β_1	Sarna, NE	-0,14	0,04	-3,66	0,01	-0,23	-0,05
β_0	Sarna, Resz	-1,62	2,18	-0,74	0,49	-6,96	3,73
β_1	Sarna, Resz	0,13	0,07	1,77	0,13	-0,05	0,30
β_0	Sarna, AO	-3,59	4,14	-0,87	0,41	-13,37	6,20
β_1	Sarna, AO	0,19	0,14	1,38	0,21	-0,14	0,52
β_0	Jeleń, PI	3,91	0,21	18,32	0,00	3,47	4,36
β_1	Jeleń, PI	-0,07	0,01	-6,69	0,00	-0,09	-0,05
β_0	Jeleń, NE	4,07	0,57	7,14	0,00	2,78	5,35
β_1	Jeleń, NE	-0,07	0,02	-3,42	0,01	-0,12	-0,02
β_0	Jeleń, Resz	4,12	1,63	2,53	0,04	0,13	8,11
β_1	Jeleń, Resz	-0,08	0,05	-1,48	0,19	-0,21	0,05
β_0	Jeleń, AO	-2,91	2,74	-1,06	0,32	-9,39	3,58
β_1	Jeleń, AO	0,18	0,09	1,99	0,09	-0,03	0,40
β_0	Dzik, PI	3,72	0,24	15,55	0,00	3,22	4,22
β_1	Dzik, PI	-0,01	0,01	-0,92	0,37	-0,03	0,01
β_0	Dzik, NE	5,49	1,94	2,82	0,05	0,09	10,88
β_1	Dzik, NE	-0,07	0,07	-0,89	0,42	-0,27	0,14
β_0	Dzik, Resz	-0,02	3,61	-0,01	1,00	-8,85	8,81
β_1	Dzik, Resz	0,11	0,12	0,96	0,38	-0,18	0,40
β_0	Dzik, AO	2,37	5,68	0,42	0,69	-11,51	16,26
β_1	Dzik, AO	0,03	0,19	0,15	0,88	-0,45	0,51

4.7. Zastosowanie programów służących modelowaniu kinetyki zmian stężeń pestycydów w glebie do określenia kinetyki zmian aktywności ^{137}Cs w tkankach mięśniowych zwierząt łownych

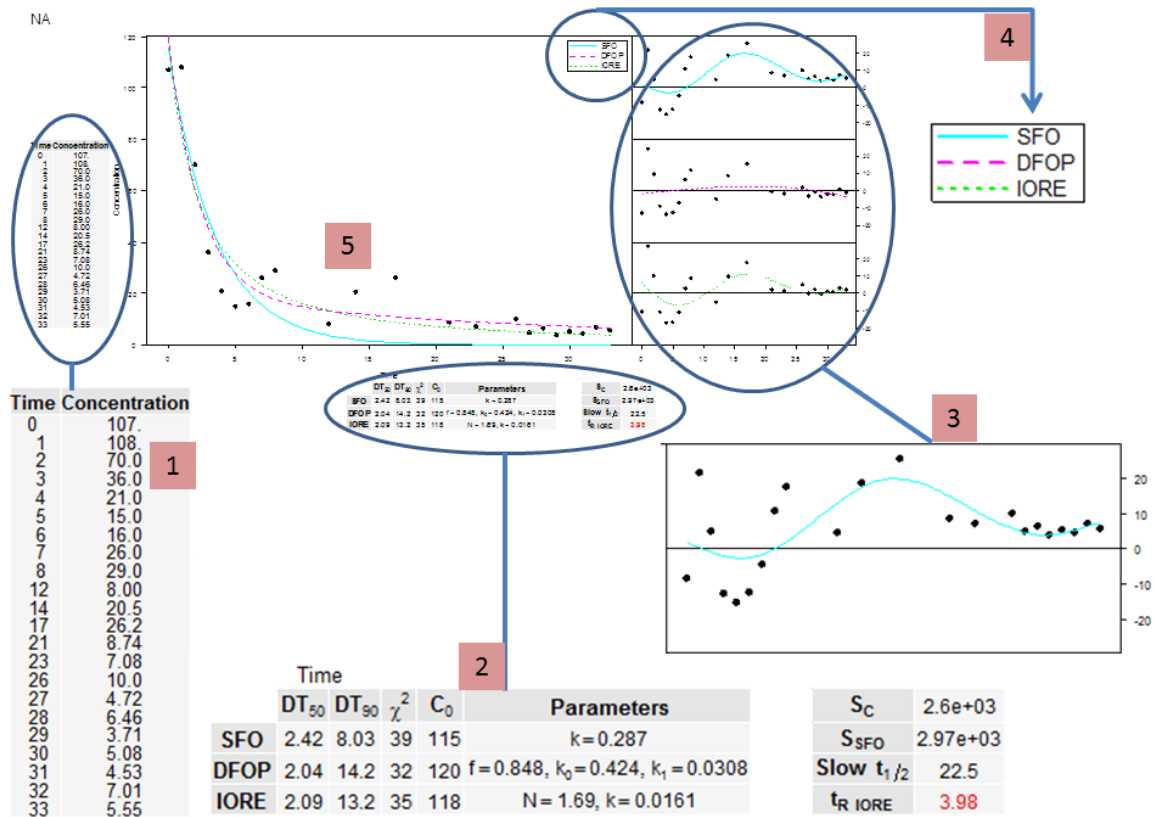
Zmiany rocznych średnich aktywności ^{137}Cs w całym okresie dla zbadanych gatunków zachodziły w różnym tempie. Przykład populacji sarny europejskiej z całej Polski pozwala zaobserwować trzy fazy zmian aktywności ^{137}Cs (Rycina 14). Na podstawie wartości λ_{ef} można określić różne wartości $T_{1/2\text{ef}}$ (lata) dla każdej z nich, odpowiednio: 1,98 lat dla fazy raptownego spadku aktywności ^{137}Cs , 19,8 lat dla fazy stabilnego spadku aktywności ^{137}Cs , oraz wzrost aktywności ^{137}Cs dla ostatniej fazy. Z uwagi na możliwość, że dane z ostatnich lat były zależne od wysokich wartości aktywności ^{137}Cs z Anomalii Opolskiej, dla trzeciej fazy obliczono również $T_{1/2\text{ef}}$ z obszaru Polski z wyłączeniem Anomalii Opolskiej uzyskując wartość $T_{1/2\text{ef}} = 141$ lata. Aby uwzględnić fazy zmian aktywności omawianego radionuklidu posłużono się zatem programami do modelowania stężeń pestycydów w środowisku (PestDF, DEGKIN_v2, CAKE v.3.4), uwzględniających do dwóch faz zaniku substancji ze środowiska.



Rycina 14. Fazy zmian aktywności ^{137}Cs u sarny europejskiej w latach 1986-2019 na tle trendu generalnego (bordowa linia). Fazy oznaczono kolorami: zielony - faza raptownego spadku aktywności, niebieski - stabilnego spadku aktywności, żółty - wzrost aktywności, brązowy - bardzo wolny spadek aktywności (z wyłączeniem danych z obszaru anomalnego). Kwadraty oznaczają średnie arytmetyczne dla danego roku, kółka - maksymalne odnotowane aktywności (Ołoś i Dołhańczuk-Śródka, 2022C)

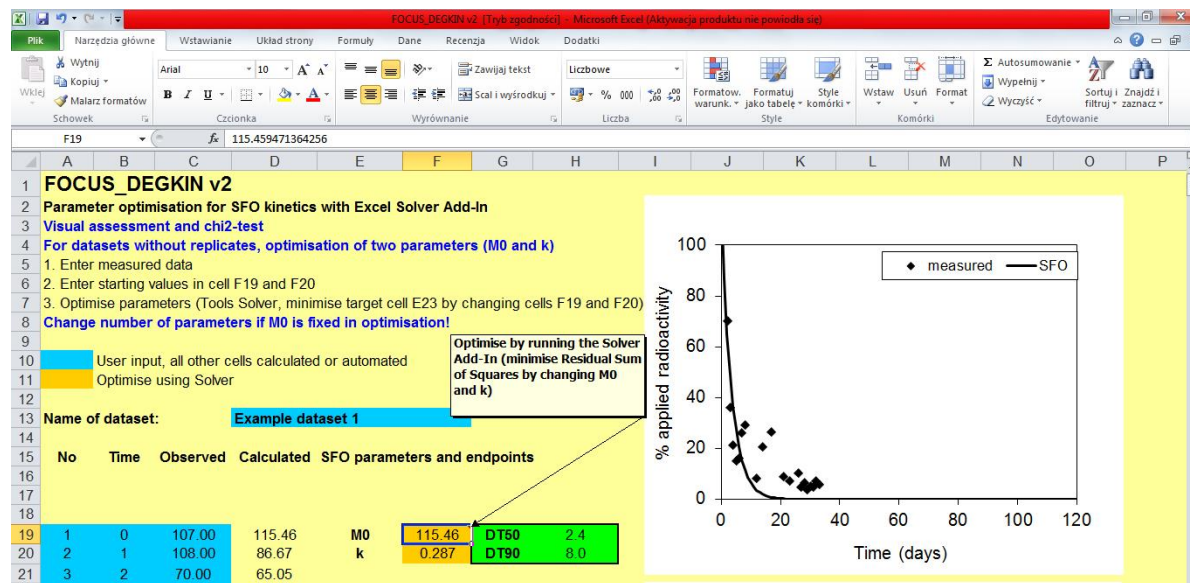
Zastosowanie programów: PestDF, DEGKIN_v2, CAKE v.3.4

Po wpisaniu komend oraz załadowaniu danych, program PestDF wyświetla panel zawierający tabele i wykresy dla danych objaśnionych na Rycinie 15. Wynik uzyskany opisany jest następująco: 1 – tabela danych wejściowych po konwersji na lata po AEJwCz i aktywności w $Bq \cdot kg^{-1}$ ś.m.; 2 – zbiorcza tabela z wynikami dla trzech modeli: SFO, DFOP i IORE z czasami *decay time* 50 i *decay time* 90, estymowanym stężeniem zerowym, wartościami χ^2 , parametrami kinetyki. Kolumna po prawej opisuje od góry: sumę kwadratów oraz wartość krytyczną na podstawie których, program dokonuje wyboru najbardziej pasującego modelu do danych wejściowych. Dwie wartości poniżej to czas charakterystyczny dla fazy powolnej modelu DFOP (na podstawie drugiej stałej rozpadu) oraz czas reprezentacyjny t_{rep} dla modelu IORE. Na czerwono podświetla się model najbardziej pasujący do analizowanych danych; 3 – rozkład rezyduów, dla każdego z modeli; 4 – legenda; 5 – graficzne przedstawienie krzywych na podstawie równań różnych modeli względem analizowanych danych.



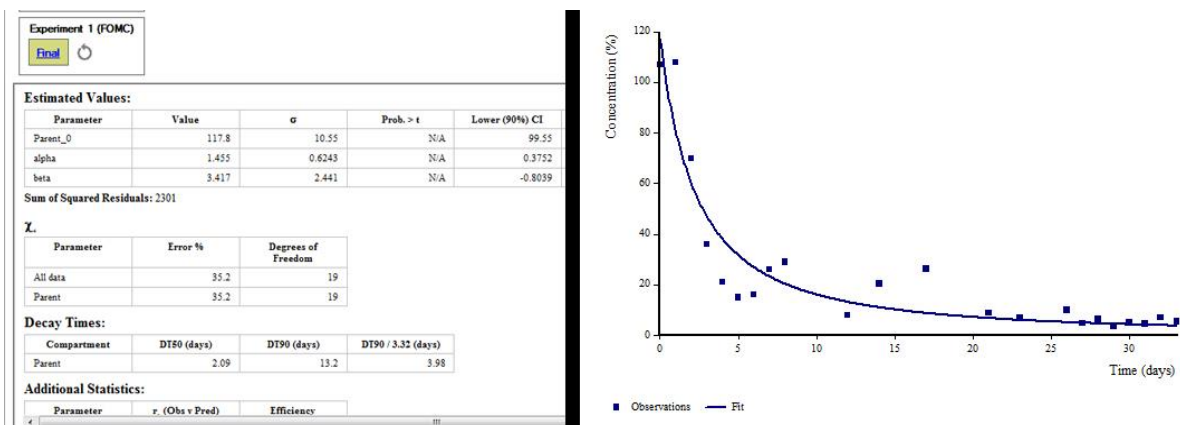
Rycina 15. Przykładowa prezentacja wyników kinetyki zmian aktywności ^{137}Cs dla populacji jelenia szlachetnego z całej Polski w latach 1986-2019, uzyskanych dzięki programowi PestDF

Sprawdzenie uzyskanych danych wykonano za pomocą arkusza kalkulacyjnego DEGKIN_v2 z wykorzystaniem plug-inu Solver. Przykładowe, korespondujące z modelem SFO zestawienie dla populacji jeleni z całej Polski załączono na Rycinie 16. Wartości dla modeli SFO były tożsame z PestDF dla wszystkich zbadanych populacji.

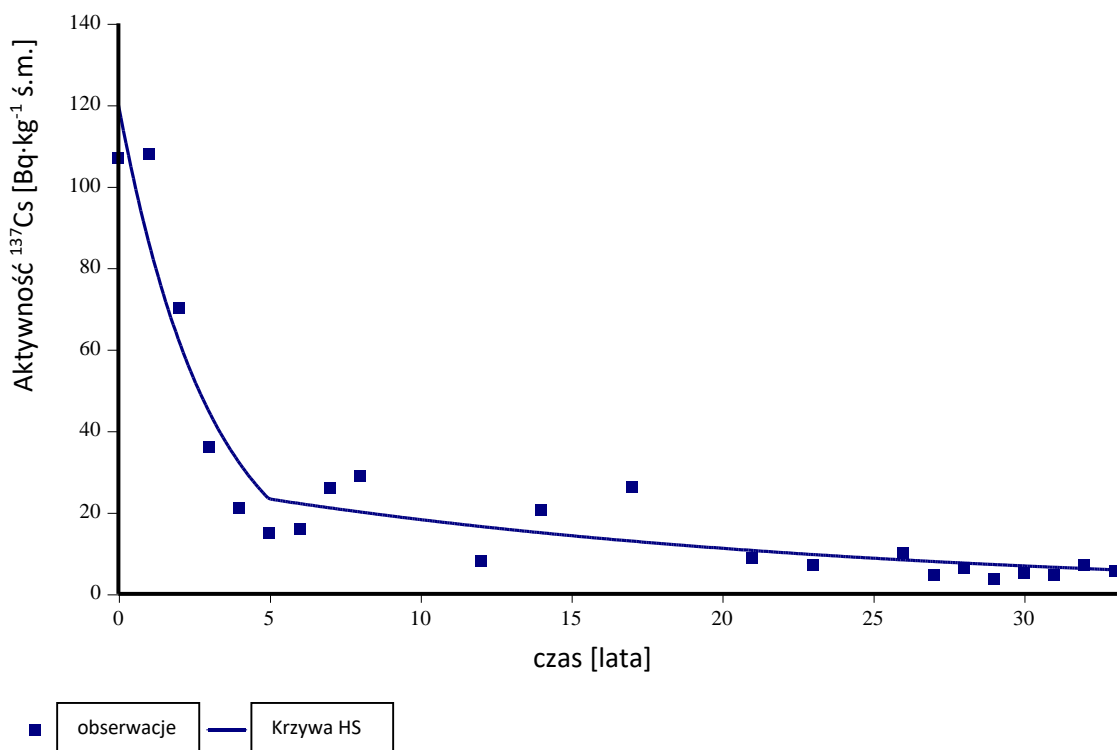


Rycina 16. Przykład obliczeń DT₅₀ oraz DT₉₀ (kolor zielony) na podstawie modelu SFO wg. arkusza DEGKIN_v2 dla populacji jelenia w Polsce w okresie 1986-2019. Wartości *k* oraz *M0* (kolor żółty) obliczane są poprzez optymalizację za pomocą plug-in'u Solver. Dane wprowadzane podświetlane są kolorem niebieskim

Ewentualność na wystąpienie kinetyki zgodnej z *hockey-stick model* sprawdzono za pomocą programu CAKE v.3.4. Przykład obliczeń pokazano na Rycinie 17 oraz 18. Spośród trzech modeli dwufazowych (ang.: „*bi-phasic*”), czyli FOMC/IORE, DFOP, HS, wybrano te o najwyższym współczynniku korelacji Pearsona.



Rycina 17. Część z danych wyświetlanych przez program CAKE v. 3.4 dla populacji jelenia szlachetnego dla całej Polski w latach 1986-2019 zgodna z modelem FOMC dającym te same wyniki, co wcześniej wykorzystany program, PestDF



Rycina 18. Przykład graficznego obrazowania krzywych zaniku ^{137}Cs wg modelu *hoceky-stick* (HS) dla populacji jelenia szlachetnego z całej Polski w latach 1986-2019 jako najbardziej pasujący do analizowanych danych. Punkt przegięcia, $t_b = 4,98$ lat, $r = 0,928$, $k_1 \text{ DT}_{50} = 2,11$, $k_2 \text{ DT}_{50} = 14,2$, uśredniony czas $\text{DT}_{50} = 8,155$

Wyniki uzyskane dzięki zastosowanym narzędziom komputerowym do wyznaczenia kinetyki zmian aktywności ^{137}Cs dla zbadanych populacji zwierząt łownych zestawiono, wraz z czasami $T_{1/2\text{ef}}$ w Tabelach nr 11, 12 i 13.

Dla populacji jelenia szlachetnego z Polski Północno-Wschodniej program *PestDF* wykazał kinetykę zgodną z SFO. Wartość czasów DT_{50} i $T_{1/2\text{ef}}$ była zbliżona. Arkusz *DEGKIN* przy użyciu Solver również wykazał zbliżony czas wg modelu SFO. Program *CAKE* wskazał na model HS, choć wartość współczynnika korelacji r była powyżej 0,7 tak dla HS, FOMC jak i SFO. Zakres czasów połowicznego zaniku dla populacji jeleni z Polski Północno-Wschodniej zamknął się w przedziale: 7,91 – 9,90 lat. Dla populacji z „pozostałej części Polski”, każdy z programów wykazał inny model: *PestDF* – IORE, *DEGKIN* – SFO, *CAKE* – HS, przy czym zakres czasów zamknął się w przedziale: 3,98 – 12,7 lat.

Tabela 11. Czasy połowicznego zaniku ^{137}Cs (wyrażone w latach): t_{rep} i DT_{50} w zależności od modelu dopasowanego do analizowanych danych uzyskanych za pomocą programu *PestDF*, *DEGKIN_v2* oraz *CAKE v.3.4* oraz wartości czasu $T_{1/2\text{ef}}$ wyznaczone dla modelu SFO (Excel) dla populacji jelenia szlachetnego względem analizowanych regionów Polski. Brak danych oznacza ujemną wartość czasu bez względu na zastosowany model (Oloś i Ng, 2022)

Jeleń szlachetny				
	Excel	PestDF	DEGKIN_v2	CAKE v.3.4
Polska Pół.- Wsch.	9,90 (SFO)	$DT_{50} = 8,80$ (SFO)	$DT_{50} = 8,90$ (SFO)	$k_1 DT_{50} = 7,91$ (HS) $k_2 DT_{50} > 10,000$ (HS) śr, $DT_{50} = 7,91$ (HS)
Anomalia Opolska	-	-	-	-
„pozostała część Polski”	8,77 (SFO)	$t_{\text{rep}} = 3,98$ (IORE)	$DT_{50} = 12,70$ (SFO)	$k_1 DT_{50} > 10,000$ (HS) $k_2 DT_{50} = 2,14$ (HS) śr, $DT_{50} = 6,47$ (HS)
Cała Polska	10,0 (SFO)	$t_{\text{rep}} = 3,98$ (IORE)	$DT_{50} = 2,40$ (SFO)	$k_1 DT_{50} = 2,11$ (HS) $k_2 DT_{50} = 14,2$ (HS) śr, $DT_{50} = 8,15$ (HS)

Arkusz DEGKIN wykazał inny czas wg modelu SFO niż ten, obliczony za pomocą stałej rozpadu λ_{ef} z równania funkcji wykładniczej wykonanej za pomocą arkusza Excel. Jeszcze większa różnica uwidoczniła się w tej samej materii dla populacji z całej Polski, gdzie czas DT_{50} wg modelu SFO wyliczony za pomocą DEGKIN wyniósł 2,40 lat i stanowił dolną granicę przedziału czasów obliczonych czasów według innych modeli kinetycznych. Górną granicę stanowi wartość 10,04 lat obliczona za pomocą efektywnej, stałej rozpadu λ_{ef} z równania funkcji wykładniczej wg modelu SFO.

Tabela 12. Czasy połowicznego zaniku ^{137}Cs (wyrażone w latach): t_{rep} i DT_{50} w zależności od modelu dopasowania do danych badawczych uzyskanych za pomocą programu PestDF, DEGKIN_v2 oraz CAKE v.3.4 oraz wartości czasu $T_{1/2ef}$ wyznaczone dla modelu SFO (Excel) dla sarny europejskiej względem analizowanych regionów Polski na podstawie danych wykorzystanych wcześniej do obliczeń w założeniu modelu SFO. Brak danych oznacza ujemną wartość czasu bez względu na zastosowany model (Ołoś i Ng, 2022)

Sarna europejska				
	Excel	PestDF	DEGKIN_v2	CAKE v,3,4
Polska Pół.- Wsch.	4,18 (SFO)	$DT_{50} = 5,58$ (SFO)	$DT_{50} = 5,60$ (SFO)	$k_1 DT_{50} = 0,16$ (DFOP) $k_2 DT_{50} = 9,84$ (DFOP) $\acute{s}r, DT_{50} = 0,95$ (DFOP)
Anomalia Opolska	-	-	-	-
„pozostała część Polski”	-	-	-	-
Cała Polska	11,2 (SFO)	$t_{rep} = 2,78$ (IORE)	$DT_{50} = 1,50$ (SFO)	$k_1 DT_{50} = 1,02$ (DFOP) $k_2 DT_{50} = 25,5$ (DFOP) $\acute{s}r, DT_{50} = 1,22$ (DFOP)

Czasy połowicznego zaniku ^{137}Cs dla sarny europejskiej można było obliczyć tylko dla populacji generalnej z całej Polski i Polski Północno-Wschodniej. Tylko program CAKE wykazał dwufazowy model DFOP dla populacji z Polski Północno-Wschodniej ze średnim

DT₅₀ wynoszącym 0,95 roku. Pozostałe programy wskazały na kinetykę SFO z zakresami DT₅₀ ≈ 5.60 lat, co wyniosło niewiele więcej niż wartość T_{1/2ef} obliczonego na podstawie stałej rozpadu wg modelu SFO za pomocą arkusza kalkulacyjnego Excel. Znacznie większe różnice zaobserwować można dla populacji generalnej. Czas T_{1/2ef} = 11,2 lata jest wyraźnie dłuższy niż czasy uzyskane za pomocą pozostałych programów. Każdy z nich wskazał inny model kinetyki zaniku ¹³⁷Cs, przy czym wyniki te były zbliżone i mieściły się w zakresie 1,22 – 2,78 lat lub 1,22 – 25,5 lat uwzględniając powolną fazę i k₂ wg program CAKE.

Tabela 13. Czasy połowicznego zaniku ¹³⁷Cs (wyrażone w latach): t_{rep} i DT₅₀ w zależności od modelu dopasowania do danych badawczych uzyskanych za pomocą programu PestDF, DEGKIN_v2 oraz CAKE v.3.4 oraz wartości czasu T_{1/2ef} wyznaczone dla modelu SFO (Excel) dla dzika euroazjatyckiego względem analizowanych regionów Polski na podstawie danych wykorzystanych wcześniej do obliczeń w założeniu modelu SFO. Brak danych oznacza ujemną wartość czasu bez względu na model (Ołóś i Ng, 2022)

	Dzik euroazjatycki			
	Excel	PestDF	DEGKIN_v2	CAKE v.3.4
Polska				
Północno- Wschodniej	10,7 (SFO)	DT ₅₀ = 18,7 (SFO)	DT ₅₀ = 18,7 (SFO)	DT ₅₀ = 28,7 (SFO)
Anomalia Opolska	-	-	-	-
„pozostała część Polski”	-	-	-	-
Cała Polska	69,3 (SFO)	DT ₅₀ = 1353 (SFO)	DT ₅₀ = 1348 (SFO)	k ₁ DT ₅₀ = 2,90 (HS) k ₂ DT ₅₀ > 10,000 (HS) śr, DT ₅₀ = 2,90 (HS)

Dla dzika euroazjatyckiego można było obliczyć czasy połowicznego zaniku ¹³⁷Cs tylko dla dwóch regionów: Polski Północno-Wschodniej oraz całej Polski. Wszystkie zastosowane narzędzia komputerowe wskazały na kinetykę I rzędu dla populacji z Polski Północno-

Wschodniej. Zakres czasów mieścił się w przedziale 10,7 – 28,7 lat. Zupełnie inny wynik uzyskano dla populacji generalnej. Czasy połowicznego zaniku ^{137}Cs według modelu SFO były najdłuższe ze wszystkich badanych gatunków, wyraźnie wskazując, bez względu na wykorzystany program, na intensywny napływ ^{137}Cs ze środowiska o wartości powodującej niemal całkowite zniwelowanie zaniku radionuklidu przez proces jego fizycznego rozpadu. Co więcej, program CAKE wskazał na kinetykę wg modelu HS ze średnim czasem $\text{DT}_{50} = 2,90$ lat, przy czym dla fazy powolnej DT_{50} można uznać za nieosiągalne (zatem można je interpretować jako brak zaniku ^{137}Cs w drugiej fazie).

5. DYSKUSJA

5.1. Wyniki aktywności ^{137}Cs w tkankach mięśniowych badanych gatunków łownych w obrębie Anomalii Opolskiej na tle Polski, z uwzględnieniem wartości C_r oraz T_{ag}

Dzik euroazjatycki

W poprzednich rozdziałach pracy wykazano literaturę, której wnioski są w dużej mierze zgodne z wynikami tej pracy w zakresie różnic międzygatunkowych, co do aktywności ^{137}Cs w obrębie zwierząt łownych. W tkankach mięśniowych dzika euroazjatyckiego, zarówno w skali lokalnej jak i dla populacji z całego kraju, zaobserwowano najwyższe aktywności ^{137}Cs i jednocześnie najdłuższe czasy połowicznego zaniku ^{137}Cs (Tabela 6, 9). Odnotowane, średnie aktywności ^{137}Cs u dzików z Anomalii Opolskiej okazały się wyższe niż u dzików z innych regionów Polski (Kapała i wsp., 2015) oraz z Chorwacji (Šprem i wsp., 2013) odpowiednio $66,4 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1} \text{ ś.m.}$ wobec $39\text{-}57,5$ i $25,0 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1} \text{ ś.m.}$ Jednocześnie były niższe względem aktywności odnotowanej w Niemczech (Hohmann i Huckschlag, 2005; Strebl i Tataruch, 2007) i nieporównywalnie niższe od aktywności u dzików z ukraińskiej „*alienation zone*” (Gulakov, 2014). Wartości żadnych z prób dzika z obszaru anomalnego nie przekroczyły dopuszczalnych norm, ale cechował je największy rozrzut w porównaniu do pozostałych gatunków łownych. Zdecydowana większość odnotowanych aktywności w tkankach mięśniowych badanych dzików z obszaru całej Polski była niższa niż dopuszczalne normy prawne dla produktów żywnościowych w postaci surowego mięsa - dziczyzny. Zdarzyły się wypadki, gdzie u wybranych osobników wykazano aktywności rzędu kilku $\text{kBq}\cdot\text{kg}^{-1} \text{ ś.m.}$, niemniej były to pojedyncze osobniki (co ciekawe, najwyższe aktywności ^{137}Cs odnotowano poza Anomalią Opolską, co może nasuwać wniosek, iż pochodzenie ^{137}Cs było inne, niż „poczarnobyłskie” lub dziki bytują w miejscu o niestwierdzonej jak dotąd wysokiej aktywności ^{137}Cs w glebie). Współczynnik transferu T_{ag} oraz C_r dla populacji dzika w obrębie województwa opolskiego był najwyższy ze wszystkich analizowanych gatunków łownych, co jest zbieżne z danymi literaturowymi określającymi ten gatunek jako „hiperakumulator” radiocezu (Tabela 7) (Calmon i wsp., 2009). Odnosząc się do danych literaturowych, określonych dla tego gatunku w pierwszych kilkunastu latach po AEJwCz, dziki w obrębie województwa opolskiego charakteryzuje obecnie mniejszy transfer radiocezu. Wartości T_{ag} określone w niniejszej pracy ($0,006$ –

0,009 m²·kg⁻¹ ś.m.) stanowią połowę większości wartości literaturowych (Calmon i wsp., 2009). W obrębie obwodów 39 i 40 transfer radiocezu do organizmów dzika był wyższy niż u jeleni, ale niższy niż u saren. Wartości wskaźnika koncentracji (C_r), zarówno dla całego województwa jak i Anomalii Opolskiej, były o rząd wielkości niższe niż w badaniach Kapała (2015) (0,183 i 0,279 wobec 2,9).

Sarna europejska

Mięso saren cechuje średnia aktywność ¹³⁷Cs na poziomie do kilkudziesięciu Bq·kg⁻¹ ś.m. i jest zbliżona do wartości odnotowanych w Północno-Wschodniej Polsce (Kapała i wsp. 2007). Wyniki z badanego regionu okazały się wyższe niż z Czech (Škrkal i wsp., 2015), ale niższe niż z Niemiec (Pröhl i wsp., 2006) i Austrii (Steinhauser i Saey, 2016). Może to wynikać z różnic w aktywności ¹³⁷Cs w glebie i tym samym roślinach, tudzież innych nawyków żywieniowych badanych populacji, a także innych przedziałów czasowych, w ramach których pobrano próby do badań. W ujęciu wieloletnim, na podstawie trendów zmian aktywności ¹³⁷Cs oraz wartości T_{ag} i C_r należy wskazać, że gatunkiem w mięsie którego w przyszłych latach odnotowywane będą najwyższe stężenia radiocezu, w obrębie Anomalii Opolskiej, jest sarna europejska (Tabela 4, Rycina 9). Uzyskane w pracy wartości T_{ag} mieściły się z zakresie od 0,007 – 0,008 m²·kg⁻¹ ś.m. i były równe lub mniejsze od danych literaturowych (Johanson, 1994; Howard i wsp., 1994; Calmon i wsp., 2009). W obszernym opracowaniu Calmon i wsp. (2009), prezentującym dane T_{ag} dla saren, zestawione są dane dla populacji bytujących w różnych regionach Europy, ale dotyczą one maksymalnie pierwszych 18 lat po AEJwCz. Wartość T_{ag} z czasem maleje i stabilizuje się, niemniej wartości uzyskane w niniejszej pracy były co najmniej tak samo wysokie jak dane literaturowe z okresu sprzed 15 lat z obszarów o podobnym stopniu aktywności powierzchniowej ¹³⁷Cs. Biorąc pod uwagę rosnące wartości aktywności właściwej ¹³⁷Cs w mięśniach saren, wyraźną akumulację tego radionuklidu manifestującą się brakiem możliwości obliczenia T_{1/2ef} dla dwóch przeanalizowanych populacji, można wnioskować, że w ostatnich latach nastąpiła zmiana dostępności radiocezu dla tego gatunku. Wartości wskaźnika koncentracji (C_r), zarówno dla całego województwa jak i Anomalii Opolskiej, były o rząd wielkości niższe niż w badaniach Kapała (2015) (0,218 i 0,237 wobec 1,2).

Jeleń szlachenty

W mięśniach jelenia szlachetnego oznaczono najniższe średnie aktywności ^{137}Cs , a zebrane dane cechował najmniejszy rozrzut. Również w obrębie młodych ssących mleko, dorosłych samic i samców różnice w średnich aktywnościach były najmniejsze, a różnice między nimi nieistotne statystycznie. Odnotowane aktywności ^{137}Cs nie przekraczały $20 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ ś.m. i podobnie jak u saren, były zbliżone do aktywności ^{137}Cs odnotowanych u tego gatunku w północno-wschodniej Polsce (Kapała i wsp., 2007). Jeleń szlachetny jest jedynym gatunkiem spośród przeanalizowanych, który wykazał spadek aktywności ^{137}Cs w regionie określonym jako „pozostała część Polski” (Tabela 9, 11). Gatunek ten cechowały również najniższe wartości T_{ag} oraz C_r w populacji bytującej na obszarze Anomalii Opolskiej (Tabela 4). Określone wartości T_{ag} , $0,003 - 0,004 \text{ m}^2\cdot\text{kg}^{-1}$ ś.m. są niższe o rząd wielkości od nielicznych danych literaturowych z obszarów o podobnej aktywności powierzchniowej w Europie, co Anomalia Opolska. Podobnie jak w przypadku saren, dane literaturowe odnoszą się do pierwszych kilkunastu lat po AEJwCz. Można wnioskować, że z biegiem czasu transfer radiocezu do tego gatunku maleje. Manifestuje się to możliwością obliczenia $T_{1/2\text{ef}}$ oraz $T_{1/2\text{środ}}$ dla tego gatunku w regionie „pozostała część Polski”, jako jedynego gatunku, spośród trzech zbadanych w niniejszej pracy. Wartości wskaźnika koncentracji (C_r), zarówno dla całego województwa jak i Anomalii Opolskiej, były o rząd wielkości niższe niż w badaniach Kapała (2015) (0,112 i 0,082 wobec 0,8).

Porównanie i analiza statystyczna log-aktywności ^{137}Cs dla trzech zbadanych gatunków łownych z obszaru całej Polski bez oraz z uwzględnieniem ram czasowych wskazuje dzika, jako gatunek istotnie różny od sarny i jelenia w zakresie akumulacji radiocezu (Rycina 12 oraz 13). Z jednej strony jest to spójne z danymi literaturowymi, ale z drugiej autor ma świadomość, że niniejsza analiza mogła być podatna na nierównomierną liczbę prób z danych lat dla każdego z gatunków oraz łączną liczbę prób dla każdego gatunku z osobna. Wobec powyższego wynik tej analizy należy traktować jako ogólną charakterystykę aktywności radiocezu u zwierząt łownych, mając świadomość wpływu pewnych zmiennych, niezależnych od przyjętej metodologii, ale wynikających z dostępności danych.

Aktywności ^{137}Cs w odniesieniu do regionów Polski i analizowanego okresu

Na podstawie analizy aktywności ^{137}Cs w populacjach przypisanych do umownych regionów, w ramach których przeprowadzono badania, należy uznać Polskę Północno-Wschodnią, jako obszar na którym zachodzi najmniejsza migracja radiocezu do omawianych gatunków łownych. Pozwala to na przypuszczenie, że jest to odzwierciedleniem niskiej biodostępności tego radionuklidu na tym obszarze i prawdopodobnie wynika ze znikomej depozycji ^{137}Cs w konsekwencji AEJwCz. Trudność w interpretacji osiągniętych wyników powstaje dla populacji z obszaru, roboczo określonego jako, „pozostała część Polski”. U dwóch przebadanych gatunków łownych, tj. dzika euroazjatyckiego i sarny europejskiej, stwierdzono na tym obszarze akumulację radiocezu w ostatnich latach. Żaden obszar poza Anomalią Opolską nie został istotnie skażony poczarnobyłskim radiocezem, przez co wystąpienie tego zjawiska jest zaskakujące. Można jedynie spekulować nad przyczynami tej akumulacji. Pośród możliwych przyczyn można podejrzewać odległe skutki opadów radioaktywnych z lat 50-tych i 60-tych ubiegłego wieku. Ten aspekt wymaga odrębnych badań, ale bardzo możliwe, że duże ilości tego radionuklidu, którego opady nie zostały zarejestrowane, pokryły pewne części Polski. W ciągu kolejnych dekad radiocez o tym pochodzeniu zdążył migrować głęboko do gleby, poza zasięg umownych 12 - 15 cm pod powierzchnią. Z jednej strony mógł stać się trudno wykrywalny zarówno w badaniach aktywności właściwej, bo zwyczajnie będzie poniżej warstw gleby branych do analizy, a z drugiej będzie słabiej wykrywalny w badaniach aktywności powierzchniowej, z uwagi na tłumienie promieniowania przez warstwę gleby zalegającą powyżej poziomu, do którego zdążył migrować. Jednocześnie, ta frakcja radiocezu mogła stać się biodostępna dla określonych roślin lub grzybów o ile głębokość jej zalegania w glebie pokryła się z optymalnym zasięgiem systemów korzeniowych lub strzępek grzybni. W takiej sytuacji wzrost aktywności ^{137}Cs u omawianych gatunków byłby efektem wzmożonej biodostępności tego radionuklidu w wyniku wzrostu biodostępności dla samych roślin i/lub grzybów stanowiących pokarm dla gatunków łownych. Gdyby tak było istotnie, to po kolejnych 30 latach (czyli obecnie) w wybranych miejscach nastąpiłby ponowny wzrost aktywności, tym razem z uwagi na radiocez pochodzący z AEJwCz.

Odnosząc się do danych literaturowych (Rachubik, 2008), w których wykazano znacząco niższe aktywności ^{137}Cs względem określonych poziomów w niniejszej pracy

należy podkreślić, że pobranie próbki z województwa opolskiego nie musi oznaczać pobrania próbki od zwierzęcia, które bytowało na obszarze Anomalii Opolskiej. Nie można wykluczyć migracji zwierząt z, oraz do obwodów łowieckich leżących w obrębie Anomalii Opolskiej. Przy małej liczbie danych ujętych w analizie podobne sytuacje istotnie mogły wpłynąć na wynik, dając obraz odmienny od rzeczywistej aktywności ^{137}Cs wśród gatunków łownych z Anomalii Opolskiej.

Należy jednak podkreślić dwie istotne rzeczy. Po pierwsze, porównywanie aktywności ^{137}Cs w dowolnych elementach środowiska, w różnych okresach względem daty pierwotnego skażenia (AEJwCz), będzie umowne z uwagi na efekt procesów kształtujących tę aktywność na osi czasu. Po drugie, wbrew pewnym założeniom i pomimo różnic w aktywności ^{137}Cs sięgających nawet kilkudziesięciu $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ w tkankach mięśniowych zbadanych gatunków, różnice wewnątrz- oraz międzygatunkowe okazały się nieistotne statystycznie.

Odnosząc wartości T_{ag} oraz C_r do danych literaturowych, należy podkreślić, że wykazywane różnice zależą od kilku czynników. Są to: zmiany biodostępności ^{137}Cs na przestrzeni lat jakie minęły od AEJwCz, heterogeniczny charakter depozycji radiocezu, a także behavior lokalnych populacji zwierząt łownych (Barnett i wsp., 2009). Równie istotna mogła być metodologia badań aktywności powierzchniowej i właściwej gleby. W niniejszej pracy, celem zbadania zmian aktywności ^{137}Cs w środowisku leśnym w wyniku działania procesów naturalnych, próbowano zminimalizować wpływ człowieka wybierając do badań obszary drzewostanów starszych niż 40 lat. Grunty w obrębie tych drzewostanów nie poddane były orce od AEJwCz, zatem wyeliminowano antropogeniczną dyslokację radiocezu w głąb gleby. W innych badaniach powyższego nie uwzględniano, prawdopodobnie również, że do badań wybierano miejsca o charakterze łąk i pól, co musiało przełożyć się na pewne różnice w obliczonych wartościach T_{ag} oraz C_r .

5.2. Oszacowanie dawki skutecznej przez konsumentów dziczyzny z obszaru Anomalii Opolskiej

Zgodnie z oceną przeprowadzoną przez Centralne Laboratorium Ochrony Radiologicznej średnie dawki skuteczne dla mieszkańców Polski, w wyniku skażenia kraju różnymi, poczarnobyłskimi radionuklidami, są niższe niż roczne dawki skuteczne od tła naturalnego i wynoszą, w zależności od szacunków, ok. 1 – 2 mSv na przestrzeni

kilkudziesięciu lat (PAA, 1991; Pietrzak-Flis i wsp., 2003). Dla osób intensywnie spożywających owoce runa leśnego dawka ta (czyli mające swe źródło w poczarnobylskich radionuklidach) jest większa i szacowana była na poziomie około 16 mSv w ciągu 15 lat, przy czym grzyby wskazywane były jako główne źródło ^{137}Cs (Mietelski, 1994) (zatem ok. 1 mSv na rok). Choć wartości $T_{1/2\text{ef}}$ dla ^{137}Cs w grzybach są wysokie, to dane sprzed prawie 30 lat należy traktować z dystansem w obliczu zmieniającej się sytuacji radiologicznej. W tych szacunkach nie uwzględniono jednak borówki czarnej (*Vaccinium myrtillus* L.), ani dziczyzny. W rodzinach o tradycjach łowieckich dziczyzna stanowi główne, jeśli nie jedyne źródło mięsa. Podkreślić należy, że z uwagi na długość sezonu i masę tuszy, mięso z dzika jest najbardziej dostępne i spożywane w zakresie większym niż grzyby w okresie jesiennym (Popczyk, 2012). Istotnym jest też, że od 2001 roku zagospodarowywanie tusz pozyskanych zwierząt na użytek własny przez myśliwych rośnie (Popczyk, 2012). Jak dotąd nikt nie podjął się jednak próby oznaczenia średniej, skutecznej dawki wchłoniętej przez takie osoby, zarówno w skali całego kraju, jak i na obszarze najbardziej skażonym, czyli na obszarze Anomalii Opolskiej. Choć statystyczny Polak spożywa w ciągu roku jedynie 0,08 kg dziczyzny, to w rodzinach myśliwych lub leśników, ilość spożywanej dziczyzny może wynosić nawet kilkadziesiąt kilogramów (Kwiecińska i wsp., 2016), co potwierdzają dane statystyczne (CSO, 2015), wg których statystyczny Polak spożywa 75,5 kg mięsa rocznie. Przyjmując nawet najbardziej pesymistyczny scenariusz, tj. spożywana dziczyzna stanowiła wyłączne źródła mięsa i to z obszarów w obrębie Anomalii Opolskiej, które uległy największemu skażeniu po awarii elektrowni w Czarnobylu, a także spożywanie sezonowych owoców runa leśnego z takiego obszaru, to skuteczna dawka wchłonięta przez konsumenta wyniosłaby około $134 \mu\text{Sv}\cdot\text{rok}^{-1}$, (wartość ta nie obejmuje obróbki kulinarnej (Falandysz i wsp. 2022)). W odniesieniu do granicznej dawki obowiązującej w Polsce i wynoszącej $1 \text{mSv}\cdot\text{rok}^{-1}$ (Rozporządzenie Rady Ministrów z 2005 roku (RRM, 2005)), należy uznać mięso dzików, saren i jeleni pozyskanych w obrębie Anomalii Opolskiej za bezpieczne dla zdrowia, z zastrzeżeniem, że nie można wykluczyć pojedynczych przypadków, gdy na lokalny rynek trafią partie mięsa o aktywności wyższej niż te, określone normami prawnymi. Jednak nawet w takich przypadkach brak jest podstaw by takie incydentalne zdarzenia miały mieć negatywny wpływ na zdrowie konsumentów. W kontekście oficjalnej dawki $100 \text{mSv}\cdot\text{rok}^{-1}$, która

istotnie statystycznie zwiększa szansę na rozwój nowotworów, aktywności ^{137}Cs w mięsie zwierząt łownych są bezpieczne. Sam próg $100 \text{ mSv}\cdot\text{rok}^{-1}$ jest tematem dyskusji, z głosami przemawiającymi za tym, że dawki o rząd wielkości mniejsze mogą być ryzykowne dla zdrowia, szczególnie noworodków i płodów (Brenner i wsp., 2003; Brenner i Hall, 2004; Little i wsp., 2018). Kwestią sporną jest jaka dawka promieniowania wywoła negatywny efekt, jaka będzie neutralna dla zdrowia z uwagi na działania naprawcze na poziomie komórki, a jaka wywoła ewentualny efekt przystosowawczy zgodnie z hipotezą hormezy. Dawka ok. $0,5 - 1 \text{ mSv}$ w połączeniu z innymi źródłami promieniowania (głównie medycznymi) lub zawodowymi (np. częste loty samolotem) może, choć nie musi, przyczynić się do rozwoju nowotworu lub wad rozwojowych u płodu. Z tego względu, choć dla dorosłego człowieka dziczyzna jest bezpiecznym pokarmem, profilaktycznie nie powinna, wraz z owocami runa leśnego, być spożywana przez dzieci i kobiety w ciąży, a także, z uwagi na $T_{1/2\text{biol}}$ wynoszący około trzech miesięcy, przez kobiety planujące ciążę.

5.3. Problem obliczania czasów $T_{1/2\text{ef}}$ oraz $T_{1/2\text{środ}}$ zgodnie z kinetyką FSO

Kwestia niejednoznacznego obliczania czasów $T_{1/2\text{ef}}$ oraz $T_{1/2\text{środ}}$ staje się widoczna dopiero po gruntownej analizie danych literaturowych. Powierzchowne sprawdzenie spójności koncepcji może dać fałszywy obraz ich zgodności ze sobą, a to z uwagi na rozbieżności terminologiczne, niekonsekwencje interpretacyjne i brak opisu metodologii. Maskują one bowiem szczegóły, za sprawą których, dwie dominujące koncepcje w literaturze odnośnie obliczania omawianych czasów wymagają klarownie opisanego podejścia metodologicznego, aby móc porównać uzyskane za ich pomocą wyniki. Możliwe, że wynika to z faktu, że samo operowanie omawianymi czasami jest bardzo nieintuicyjne (przykład: gdy $T_{1/2\text{środ}}$ przyjmuje dużą wartość, zatem trwa długo, to czynniki środowiskowe odpowiadające za zanik ^{137}Cs w badanym elemencie są mało istotne). Krytycznie ważnymi założeniami, przez pryzmat których dokonano porównania dwóch, częściowo przeciwstawnych sobie koncepcji obliczania $T_{1/2\text{ef}}$ oraz $T_{1/2\text{środ}}$ i $T_{1/2\text{biol}}$, z jakimi można się spotkać w literaturze, były:

- fizyczny rozpad radionuklidu zachodzi w sposób ciągły, bez względu na jakiegokolwiek czynniki zewnętrzne,
- $T_{1/2\text{biol}}$ opisuje wyłącznie efekt procesów biologicznych, za sprawą których aktywność radionuklidu w organizmie ulega zmianie,

- $T_{1/2\text{środ}}$ opisuje wyłącznie efekty procesów środowiskowych, za sprawą których aktywność radionuklidu w danym elemencie środowiska ulega zmianie,
- $\lambda_{\text{ef}} = \lambda_{\text{środ}} + \lambda_{\text{fiz}}$ oraz $\lambda_{\text{ef}} = \lambda_{\text{biol}} + \lambda_{\text{fiz}}$, a zatem $T_{1/2\text{ef}}$ jest wynikiem jednoczesnego efektu fizycznego rozpadu radionuklidu oraz procesów biologicznych lub środowiskowych, w zależności od tego, co jest obiektem badań.

Należy podkreślić, że zastosowanie wzoru nr 12 z niniejszej pracy celem obliczenia wartości $T_{1/2\text{ef}}$ jest możliwie wyłącznie wtedy, kiedy uprzednio dokonano precyzyjnego obliczenia $T_{1/2\text{biol}}$ lub $T_{1/2\text{środ}}$, bazując na aktywności radionuklidu, który opuścił badany organizm lub element środowiska (Rycina 4). Tylko wtedy koncepcja alternatywna spełnia powyższe założenia, a wyznaczone czasy są spójne z ich własnymi definicjami, tak jak to podano na przykład w podręczniku autorstwa Saha (2012), na stronach 25-49.

Tymczasem z uwagi na brak danych metodologicznych w zdecydowanej większości źródeł literaturowych, w których zastosowano koncepcję alternatywną, można ulec przeświadczeniu, że aby wyliczyć $T_{1/2\text{ef}}$ należy najpierw zbadać zanik aktywności radionuklidu w badanym elemencie, np. pojedynczym organizmie lub glebie na danym obszarze, i na tej podstawie wyznaczyć λ_{biol} lub $\lambda_{\text{środ}}$, oraz obliczyć odpowiednio $T_{1/2\text{biol}}$ lub $T_{1/2\text{środ}}$, by potem, stosując wzór nr 12, obliczyć wartość $T_{1/2\text{ef}}$. Prowadzi to do tego, że czas jaki wg koncepcji przyjętej w niniejszej pracy określa się jako $T_{1/2\text{ef}}$, korzystając z koncepcji alternatywnej określa się jako $T_{1/2\text{biol}}$ lub $T_{1/2\text{środ}}$. Ma to zasadnicze znaczenie podczas obliczania kolejnych wartości czasów i ich porównania z użyciem obu omawianych w pracy koncepcji. Koncepcja alternatywna jest obecna w źródłach literaturowych oraz popularno-naukowych. Za przykład może posłużyć Wikipedia, będącą jednym z powszechnie wykorzystywanych, popularno-naukowych źródeł wiedzy. Po wyświetleniu wyników dla hasła „*biological half-life*” portal pokaże wzór nr 6 niniejszej pracy w wersji dla $T_{1/2\text{biol}}$. Mając wartość $T_{1/2\text{biol}}$ można kolejno zastosować wzór obecny dla hasła „*effective half-life*”:

$$t_{1/2e} = \frac{t_{1/2p} \cdot t_{1/2b}}{t_{1/2p} + t_{1/2b}}, \quad (\text{wzór 12, wersja z Wikipedii})$$

i na tej podstawie liczyć efektywny czas połowicznego zaniku z wykorzystaniem $T_{1/2\text{biol}}$ wyznaczonego za pomocą stałej rozpadu interpretowanej jako λ_{biol} , a w innych pracach naukowych jako λ_{ef} , co prowadzić może do istotnych różnic interpretacyjnych.

5.4. Określenie kinetyki i predykcja zmian aktywności ^{137}Cs dla trzech zbadanych gatunków łownych

Aktywność ^{137}Cs w tkankach mięśniowych zwierząt łownych jest wypadkową bardzo wielu procesów. Głównymi czynnikami zmniejszającymi tę aktywność jest zanik ^{137}Cs ze środowiska z uwagi na czynniki środowiskowe jak np. migracja ($T_{1/2\text{środ}}$) oraz fizyczny rozpad ^{137}Cs ($T_{1/2\text{fiz}}$), działający zanim radionuklid zostanie wchłonięty do organizmu, oraz już po jego wchłonięciu, a przed tym póki nie zostanie on wydalony poza organizm. Zakładając niezmienną w czasie migrację ^{137}Cs do bioty oraz równoważenie się procesów wchłaniania i wydalania ^{137}Cs , to można byłoby się spodziewać, że $T_{1/2\text{ef}} \rightarrow T_{1/2\text{fiz}}$. Cały problem tkwi we wchłanianiu ^{137}Cs ze środowiska do organizmów badanych zwierząt (zarówno w ujęciu osobniczym jak i populacyjnym), gdyż proces ten jest zmienny w czasie i przestrzeni. Ma to swoje konsekwencje w trudności wyczerpującego opisanie obserwowanych zmian aktywności badanego radionuklidu za pomocą prostego modelu jednofazowego.

Zmienność w czasie wynika, w skali wieloletniej, z migracji ^{137}Cs w środowisku i zmian jego biodostępności, a w skali rocznej, z sezonowej dostępności pokarmu o zróżnicowanej aktywności ^{137}Cs . Zmienność w przestrzeni wynika z tego względu, że aktywność powierzchniowa ^{137}Cs jest bardzo nierównomierna, zarówno w skali kraju jak i samej Anomalii Opolskiej. Ma to swoje przyczyny w naturze procesów, za sprawą których radionuklid dostał się do środowiska, oraz tego, jakie procesy środowiskowe determinują dalsze losy radionuklidu na badanym obszarze. Jak wskazano we wstępie, istnieje szereg „dróg”, którymi ^{137}Cs migruje pomiędzy poszczególnymi elementami środowiska. Nawet w sytuacji równomiernej depozycji na obszarach leśnych i polnych, z uwagi na działalność człowieka oraz procesy erozyjne (wywiewanie, wymywanie), z czasem na polach aktywność ^{137}Cs będzie istotnie niższa, aniżeli w sąsiadującym z polem lesie. W miarę upływu czasu może dochodzić do migracji ^{137}Cs do wybranych elementów środowiska. Skoro tak, to musi mieć to odbicie w ilości wchłanianego ^{137}Cs do bioty zależnie od miejsca jej bytowania i żerowania. Również sam behavior zwierząt ma znaczenie. Wybrany osobnik może unikać pokarmu, który dla innego osobnika będzie źródłem wchłaniania ^{137}Cs . Z tych powodów trudno również określić czy obecne aktywności ^{137}Cs w bocie typu zwierzęta łowne to ^{137}Cs pochodzący z AEJwCz, czy testów atomowych

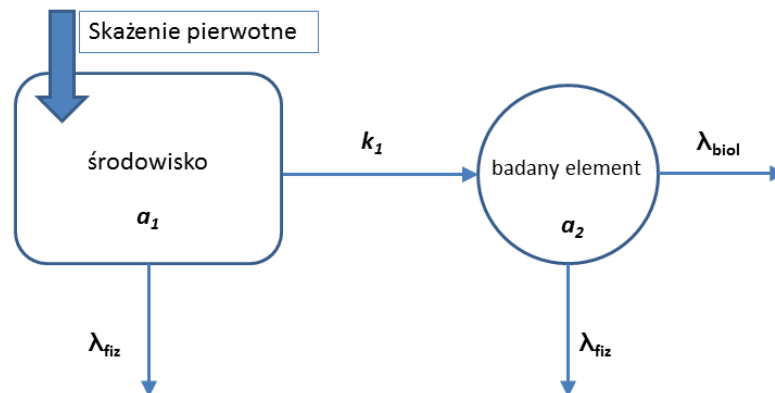
z lat '50 i '60-tych XX w. Choć możliwe było, że płeć i/lub wiek wpływały na wynik aktywności ^{137}Cs dla danego gatunku, to po przeanalizowaniu około tysiąca wartości, odrębnie dla jelenia, dzika i sarny, taką możliwość odrzucono. Różnice między klasami wiekowo-płciowymi okazały się nieistotne statystycznie. Zatem wyniki dla całej populacji cechować będzie istotny rozrzut, tym większy im bardziej zróżnicowany pod względem aktywności ^{137}Cs będzie obszar z jakiego pozyskano dane oraz tym większy, im dłuższy będzie zakres, kiedy zebrano te dane. Gdyby hipotetycznie można było zbadać aktywność ^{137}Cs w mięśniach tego samego jelenia lub dzika wiosną i jesienią można byłoby uzyskać odmienne wyniki. Wykazano to m.in. w badaniach nad dzikami w Czechach i Niemczech (Hohman i Huckschlag, 2005; Dvořák i wsp., 2010; Škrkal i wsp., 2015). Nasuwa się więc wniosek, że dane dot. średnich rocznych aktywności ^{137}Cs u gatunków łownych muszą być możliwie liczne. Zarówno w ujęciu liczności prób dla danego roku, jak i lat od okresu jaki uznaje się za skażenie pierwotne. Tylko wtedy bazujące na nich estymacje zmian aktywności ^{137}Cs pozwolą określić rzeczywiste kierunki zmian aktywności tego radionuklidu w analizowanej biocie. Samodzielne zebranie takich danych wykracza poza możliwości naukowe dla pojedynczych osób. Stąd konieczność wspierania się danymi, które najlepiej, by były dostępne w formie tabel, a nie wyłącznie wykresów. To właśnie dzięki danym literaturowym możliwe było zestawienie aktywności ^{137}Cs dla całej Polski za okres 1986-2019, dla wszystkich trzech analizowanych gatunków, z liczbą osobników liczoną w setkach dla każdego z nich. Dzięki temu, oraz dzięki małym lub nieistotnym, dodatkowym źródłom skażenia ^{137}Cs na terenie Polski po AEJwCz (Evangeliou i wsp., 2015), większość warunków wymaganych, by estymacje były możliwie wiarygodne, zostało spełnionych.

Pomimo tego, w większości przeanalizowanych populacji regionalnych gatunków łownych, będących przedmiotem badań, dopasowanie krzywej wykładniczej zaniku ^{137}Cs uzyskanej dzięki zastosowaniu modelu SFO, do danych empirycznych było niskie (Rycina 6, 7, 8, 9). Problem ten jest obecny także w innych źródłach literaturowych, jednak założenie modelu SFO opisującego zmiany aktywności radionuklidów w środowisku jest jednym z najczęściej stosowanych. Być może wynika to z łatwości, z jaką można wyznaczać $T_{1/2\text{ef}}$ i $T_{1/2\text{środ}}$ wykorzystując to podejście. Stała rozpadu dla modelu SFO wskazuje zawsze tę samą wartość $T_{1/2\text{ef}}$, bez względu na punkt pomiaru na osi czasu (Bohaty i wsp., 2015). Wynikiem są jednak wartości czasów połowicznego zaniku,

które są opracowane w oparciu o stałą rozpadu λ_{ef} dla krzywych wykładniczych słabo dopasowanych do empirycznych danych. Tym samym, można dyskutować nad ich wiarygodnością. Problem ten dotyczy szeregu prac (Robison i wsp. 2003; Tagami i wsp., 2016; Koivurova i wsp., 2015; Steinhauser i Saey, 2016), w tym także pracom poświęconym innym toksykom w środowisku (Landrum i wsp., 2003). W wielu źródłach literaturowych autorzy nie podają wartości R^2 lub innych miar dopasowania (r , χ^2) modelu do analizowanych danych. Stąd problem wydaje się być istotny, a poszukiwanie jego rozwiązań zasadne.

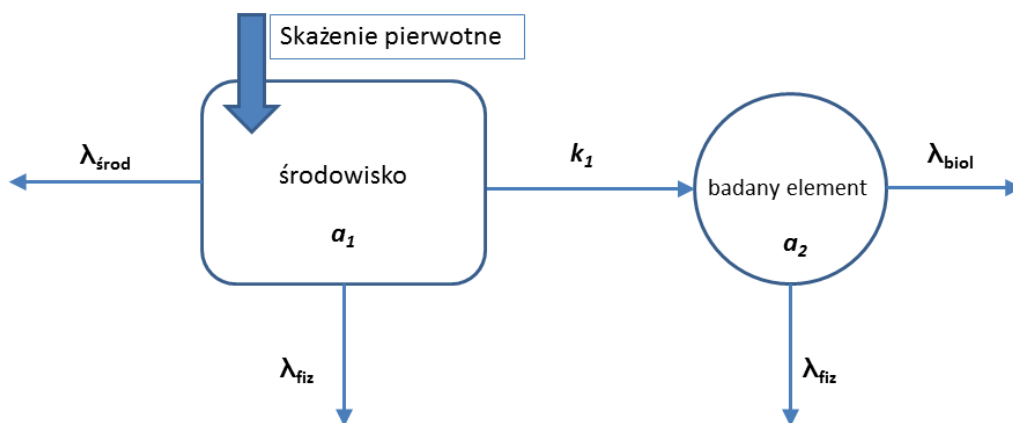
Poszukiwanie i zastosowanie jakiegóż modelu, nawet jeśli da rezultat w postaci wysokiego dopasowania wartości estymowanych względem rzeczywistych, musi mieć racjonalne uzasadnienie. Pestycydy znikają z gleby z uwagi na ich „rozpad” chemiczny będący konsekwencją działań enzymów mikrobioty glebowej, utleniania lub działania promieni słonecznych. Procesy te można opisać jedną stałą zaniku i na jej podstawie obliczać czas połowicznego zaniku – analogicznie do rozpadu fizycznego jakiemu podlegają niestabilne izotopy, jak ^{137}Cs . Równocześnie, pestycydy w elementach środowiska znikają z nich z uwagi na migrację, wymywanie itp., czyli z uwagi na te same procesy, które dla radionuklidów opisywane są jako $T_{1/2\text{środ}}$. Z uwagi na te podobieństwa, do modelowania kinetyki zmian aktywności ^{137}Cs u zwierząt łownych zastosowano cztery programy komputerowe stworzone do prognozowania stężeń pestycydów, pozwalające opisać kinetykę zmian stężenia badanej substancji w czasie wg modeli: SFO, DFOP, IORE/FOMC oraz HS. Dotychczas nie zastosowano na szeroką skalę narzędzi kinetycznych służących modelowaniu degradacji pestycydów w glebie, do określania kinetyki zaniku ^{137}Cs w biotycznych elementach środowiska. Model SFO to podejście klasyczne – oparte na krzywej funkcji wykładniczej w półlogarytmicznym układzie współrzędnych czas (lata) od aktywności ^{137}Cs w świeżej masie ($\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$). Do obliczenia $T_{1/2ef}$ ze wskazaniem określonej kinetyki, jedno- lub dwufazowej zmian aktywności ^{137}Cs wykorzystano: arkusz kalkulacyjny Excel 2016, program PestDF na silniku „R” z bibliotekami xxDeg rekomendowanym przez panel NAFTA (Bohaty i wsp., 2015), program CAKE v.3.4. rekomendowany przez panel FOCUS (FOCUS, 2006) oraz narzędzie DEGKIN_v2. ze strony Komisji UE ds. środowiska.

Model SFO zakłada ubywanie radionuklidu z analizowanego elementu zgodnie z kinetyką I-rzędu, zatem dominującą rolę przypisuje się tutaj rozpadowi fizycznemu ($(\lambda_{\text{fiz}}, T_{1/2\text{fiz}})$, (Rycina 19)). Przekłada się to bezpośrednio na malejącą aktywność w środowisku (a_1), jak i ilość radionuklidu, która trafia ze środowiska do wybranych jego elementów (a_2), za sprawą stałej k_1 , która odzwierciedla migrację ^{137}Cs do wybranego elementu środowiska. Dopóki wchłaniana ilość ^{137}Cs jest znacznie większa niż ilość ^{137}Cs , która ubywa za sprawą czynników biologicznych (jeśli $k_1 \gg \lambda_{\text{biol}}$), dopóty stała efektywna ubywania radionuklidu z elementu będzie zależna głównie od fizycznego rozpadu, zatem i funkcja wykładnicza będzie dopasowana do analizowanych danych. Rozpad fizyczny w bocie można uznać za nieistotny z uwagi na różnicę między $T_{1/2\text{fiz}}$ i $T_{1/2\text{biol}}$, istotny jest natomiast rozpad w środowisku, bo to głównie determinuje pulę radiocezu z jakiej może zachodzić proces wchłaniania przez okres wielu lat. Ten model został wykazany przez PestDF dla wszystkich gatunków w Polsce Północno-Wschodniej. Dla dzika euroazjatyckiego w tym regionie wykazał go również CAKE. Wartości czasów efektywnych były zbliżone, szczególnie dla sarny europejskiej. Można z tego wnioskować, że populacje te na bieżąco pochłaniają dawki ^{137}Cs , które mają stabilne źródło (być może po jednorazowej depozycji), ale malejące z czasem, zgodnie z fizycznym rozpadem radiocezu. W elementach środowiska, z których zwierzęta pobierają ^{137}Cs nie dochodzi do jego wtórnej akumulacji (lub procesy akumulacji i migracji równoważą się).



Rycina 19. Schemat modelu wg kinetyki SFO z dominującą stałą rozpadu λ_{fiz} . Aktywność w bocie (a_2) jest odzwierciedleniem aktywności w środowisku (a_1), a dominującym procesem wpływającym na zmiany aktywności radionuklidu jest jego fizyczny rozpad (λ_{fiz}) w środowisku (Oloś i Ng, 2022)

Rzeczywisty przebieg procesu zmian aktywności ^{137}Cs w biocie bywa bardziej skomplikowany, niż schemat modelu SFO, stąd wykorzystywane są m.in. modele dwufazowe. Pierwszy z tych modeli, jaki wykorzystano w niniejszej pracy to model DFOP - *double first-order in parallel*. Model ten zakłada jednocześnie działanie dwóch stałych odpowiedzialnych za ubywanie radionuklidu z badanego kompartmentu, każda zgodna z kinetyką I-rzędu. Będzie to rozpad fizyczny w środowisku i „spadek biodostępności” radionuklidu dla bioty. „Spadek biodostępności” to termin umowny, bo może wynikać z wielu przyczyn, ale można uznać, że opiera się on o migrację ^{137}Cs poza elementy środowiska, z których mógłby migrować do zwierząt łownych (manifestując się określoną wartością $\lambda_{\text{środ}}$). Wtedy schemat wygląda tak, jak na Rycinie 20.



Rycina 20. Schemat modelu wg kinetyki DFOP z dwiema, równoczesnymi i równorzędnymi stałymi zaniku aktywności ^{137}Cs w środowisku: λ_{fiz} i $\lambda_{\text{środ}}$ (Ołoś i Ng, 2022)

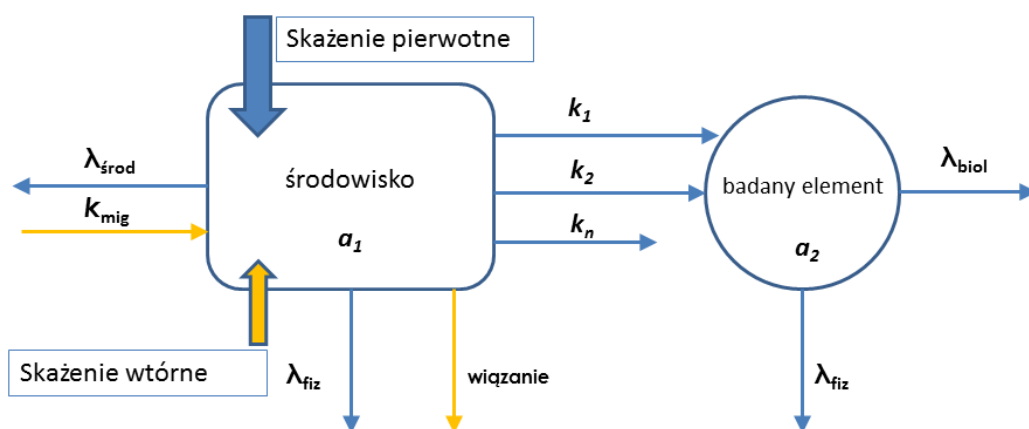
Istotne jest, że oba procesy zachodzą jednocześnie i oba mają podobny wpływ na dynamikę zmian aktywności badanego radionuklidu. Taką kinetykę wykazał program CAKE dla saren w obu regionalnych populacjach, dla których aktywność ^{137}Cs spada na przestrzeni lat. Różnica w osiągniętych wartościach współczynnika korelacji r na podstawie, których CAKE dopasował kinetykę, między SFO i DFOP była niewielka. Bez względu na model, wykazane czasy połowicznego zaniku były krótkie. Przy wykazaniu zmian aktywności ^{137}Cs zgodnie z modelem DFOP, można wnioskować, że źródła radiocezu w elementach środowiska, z których migruje on do zwierząt łownych, maleją szybciej, aniżeli wynikałoby to z samego fizycznego rozpadu ^{137}Cs . Maleje więc również wchłanianie radionuklidu i spodziewać

się można w następnych latach dalszego, intensywnego spadku aktywności ^{137}Cs w tkankach tych zwierząt. Należy jednak podkreślić, że sam radiocech w środowisku bytowania zwierząt nie musi zmieniać swojej aktywności w ten sam sposób. Zanika on jedynie w wybranych elementach środowiska, ważnych z fizjologicznego punktu widzenia dla zwierząt. Może jednocześnie ulegać akumulacji na tym samym obszarze, ale w elementach, z których nie jest pobierany przez gatunki łowne (np. w określonych warstwach gleb lub gatunkach roślin i grzybów, które nie stanowią pokarmu dla zwierząt łownych).

Kinetykę wg modelu HS również można opisać tak, jak na Rycinie 16. Różnica polega na tym, że w pierwszych kilku latach dominującą rolę w zmianach aktywności radionuklidu w badanym elemencie środowiska (w tym wypadku regionalnych populacjach zwierząt łownych) mają procesy środowiskowe ($\lambda_{\text{środ}}$). Ma to swoje uzasadnienie w tym, że po depozycji, ^{137}Cs jest dostępny m.in. bezpośrednio z listowia, na które opadł, z wody powierzchniowej, oraz z powietrza gdy był jeszcze w fazie lotnej. Ze wszystkich tych elementów bardzo łatwo migruje do bioty, ale jednocześnie szybko z nich zanika, migrując również do elementów środowiska, z których staje się mniej biodostępny, lub wcale niedostępny. Zatem początkowo spora ilość radionuklidu trafia ze środowiska do bioty skutkując pikiem aktywności, po czym następuje szybki spadek tej aktywności w tych samych elementach środowiska i w wyniku tego, również w biocie. Proces ten (raptowny spadek biodostępności) wyhamowuje po pewnym czasie, gdy ^{137}Cs „zmienia drogę”, którą trafia do zwierząt łownych, np. nie z listowia, ale z owoców czy owocników grzybów. Drugi proces wchłaniania jest stabilny, a ogranicza go w głównej mierze $T_{1/2\text{fiz}}$ radionuklidu (λ_{fiz}). Trwa to jednak dziesiątkami lat, przez co na wykresie aktywność radionuklidu względem czasu, widać wyraźny punkt przegięcia (*breakpoint*), kończący fazę raptownego spadku aktywności i rozpoczynający fazę stabilnego zaniku radionuklidu. Przypomina to trochę kształt kija hokejowego – stąd nazwa modelu. CAKE v.3.4. wskazał na ten model dla wszystkich populacji jelenia szlachetnego (poza obszarem anomalnym). Wynikałoby z tego, że jelenie początkowo szybko przyswajały ^{137}Cs do momentu, aż przestał on być tak łatwo dostępny. Powolny zanik może wynikać z faktu, że jelenie mimo migracji ^{137}Cs , w jakiś sposób mają dostęp do pokarmów wchłaniających ^{137}Cs ze stabilnej frakcji tego radionuklidu (owoce runa leśnego, łyko) i w ten sposób radiocech trafia do jeleni. Trudno jednak wytłumaczyć, dlaczego dla populacji z „pozostałej części Polski” czasy DT_{50}

obliczone dla k_1 i k_2 były odwrotne. Dla tej samej populacji PestDF wykazał zanik ^{137}Cs wg modelu IORE z krótkim czasem $t_{\text{rep}} = 3,8$ lat. Statystycznie model ten najwyraźniej pasował wg programu, ale w tym jednym przypadku brak mu racjonalnego umocowania.

Ostatni model kinetyki zmian aktywności ^{137}Cs to IORE/FOMC na podstawie modelu Gustafsona-Holdena (FOCUS, 2006). Model ten zakłada istnienie wielu różnych i jednoczesnych dróg wchłaniania substancji do badanego elementu środowiska (np. pestycydów do gleby lub pestycydów z gleb do roślin) oraz ich zaniku z tego elementu środowiska (Rycina 21). Określany za pomocą tego modelu czas zaniku t_{rep} jest uśrednieniem czasu zaniku dla fazy raptownego oraz powolnego spadku stężenia danej substancji. W zależności od daty pomiaru na osi czasu, wykaże inną wartość. Jedna wartość reprezentująca dwie fazy powinna ułatwić porównanie tempa procesu zaniku substancji z badanego elementu środowiska względem modelu SFO, ale jest dużym uproszczeniem. Model ten wykazany został przez PestDF dla populacji jeleni w całej Polsce i „pozostałej części Polski” oraz populacji saren z całej Polski.



Rycina 21. Model IORE/FOMC na podstawie modelu Gustafsona-Holdena z kilkoma ścieżkami wchłaniania ^{137}Cs ze środowiska do bioty. k_{mig} symbolizuje stałą procesu migracji ^{137}Cs do środowiska z innych, wybranych jego elementów. k_1 , k_2 , oraz k_n symbolizują stałe napływu ^{137}Cs do badanego elementu różnych, niezależnych od siebie procesów środowiskowych (Oloś i Ng, 2022)

Na Rycinie 20 zaznaczono na żółto, nie ujęte w modelu, możliwe procesy zniekształcające uzyskiwany wynik na podstawie zastosowania tego modelu i dopasowanie go do danych badawczych. Problem polega na tym, że żaden z modeli nie zakłada wtórnego skażenia,

intensywnej migracji do elementu środowiska, z którego ^{137}Cs jest później wchłaniany przez biotę, ani też wiązania ^{137}Cs i spadku dostępności jakiegś jego frakcji. Te procesy jednak zachodzą, wobec czego można uznać za zasadne opracowanie takiego modelu, który byłby odpowiedzią na złożone procesy jakim podlega ^{137}Cs w środowisku leśnym. Wykazanie modelu IORE/FOMC pozwala stwierdzić, że dana populacja regionalna danego gatunku jest narażona na wchłanianie ^{137}Cs z wielu źródeł, z których przynajmniej część, stanowi element środowiskowy cechujący się okresową akumulacją tego radionuklidu, ale jednocześnie wchłanianie ^{137}Cs odbyło się w postaci co najmniej dwufazowej.

5.5. Wyznaczone czasy połowicznego zaniku ^{137}Cs na tle danych literaturowych

Biorąc pod uwagę wartości $T_{1/2\text{ef}}$ oraz $T_{1/2\text{środ}}$ dla wszystkich zbadanych okresów, dla całej Polski dla trzech zbadanych gatunków widać, że zwierzę płową cechuje szybsze ubywanie ^{137}Cs z tkanki mięśniowej w porównaniu do dzika euroazjatyckiego, w którego mięsie można spodziewać się stałych wartości ^{137}Cs jeszcze przez długie lata (Tabela 14).

Tabela 14. Wartości $T_{1/2\text{ef}}$ ^{137}Cs wśród zbadanych gatunków łownych w Polsce na tle Europy. W tabeli umieszczono uśrednione wyniki wg modelu SFO oraz t_{rep} , o ile wykazano je za pomocą programów Excel, PestDF oraz Cake.

Wartości $T_{1/2\text{ef}}$ (lata) dla wybranych zwierząt łownych					
Sarna (<i>Capreolus capreolus</i>)	Renifer (<i>Rangifer tarandus</i>)	Jeleń (<i>Cervus elaphus</i>)	Jeleń białogonowy (<i>Odocoileus virginianus</i>)	łoś (<i>Alces alces</i>)	Dzik (<i>Sus scrofa</i>)
3,2 (Czechy). ¹ ≈ 6,3 – 11,7 (Bawaria, Niemcy) ⁷ ≈ 4 (Austria) ⁷ 11,6 (NE Polska) ⁸ ≈ 100 (Żytomierz, Ukraina) 6,99 (Polska)¹⁴ 6,97 (Polska Płn.- Wsch.)¹⁴	3,6 ± 1,6-5,0 ± 1,2 (Halla, Finlandia) ² 6 (Alaska, USA) ¹⁰ 4,5-6,8 (Uppsala, Szwecja) ¹³	2,9 (Czechy) ¹ ≈ 3 (Bawaria, Niemcy) ⁷ 6,7-8,9 (NE Polska) ⁸ 6,99 (Polska)¹⁴ 9,35 (Polska Płn.- Wsch.)¹⁴ 6,38 (pozostała część Polski)¹⁴	≈ 12 (Południowa Karolina, USA) ³	≈ 16 (Harbo, Szwecja) ⁹ ≈ 20-30 (Szwecja) ^{11,12}	38 (Czechy) ¹ 7,8-10,5 (Bawaria, Niemcy) ⁵ 6-30 (Austria) ^{4,6} 38,5 (NE Polska) ⁸ 11,7 - 92 (Ukraina, exclusion zone) ⁴ 711 (Polska)¹⁴ 19,4 (Polska Płn.- Wsch.)¹⁴

¹ Škrkal i wsp., 2015; ² Leppänen i wsp., 2011; ³ Paller i wsp., 2014; ⁴ Steinhauser i Saey, 2016; ⁵ Steinhauser i Saey, 2016 cyt. za Pröhl i wsp. 2006; ⁶ Strebl i Tataruch, 2007; ⁷ Pröhl i wsp., 2006; ⁸ Kapała i wsp., 2015; ⁹ Weimer i wsp., 2016; ¹⁰ Macdonald i wsp., 2007; ¹¹ Bergman, Johansson, 1989; ¹² Johanson, 1994; ¹³ Åhman, 2007; ¹⁴ dane z niniejszej pracy oraz z Ołoś i Dołhańczuk-Śródka (2022C).

Pomijając dane z terenów bardzo silnie skażonych po AEJwCz, uzyskane, uśrednione wyniki dla sarny europejskiej zawierają się w przedziale wartości literaturowych, tj. 6,97 – 6,99 lat wobec 3,2 – 11,7 lat. W odniesieniu do czasu $T_{1/2ef}$ z pracy Kapała i wsp. (2015), dla Polski Północno-Wschodniej w oparciu o model SFO wyniki okazały się różne o około 60%, tj. 11,6 lat wobec 6,97 lat. Możliwe, że przyczyną były 4 lata dodatkowych danych zaniku ^{137}Cs , jakie wykorzystano w niniejszej pracy. Dla populacji jelenia szlachetnego z trzech regionów Polski uzyskane wyniki były również zbliżone do przedziału literaturowego, tj. 6,38 – 9,35 lat wobec 2,9 – 8,9 lat. Jedynym wynikiem, który mocno odstaje od danych literaturowych jest populacja dzika z całej Polski, dla której uśredniony $T_{1/2ef} = 711$ lat. Patrząc z perspektywy wiedzy o rozpadzie fizycznym ^{137}Cs , taki wynik wydaje się być mało realny, ale najwyraźniej tak wysoka jest migracja tego radionuklidu ze środowiska bytowania dzików do ich ciał na przestrzeni ostatnich lat. Warto zaznaczyć, że dla żadnego ze zbadanych gatunków nie można było wyznaczyć żadnych czasów połowicznego zaniku z obszaru anomalnego. Wszystkie gatunki cechuje brak istotnych statystycznie zmian aktywności ^{137}Cs na przestrzeni ostatnich lat (zatem i brak zaniku). Najprawdopodobniej migrujący w środowisku ^{137}Cs stał się biodostępny roślinom i/lub grzybom stanowiącym źródło wtórnego skażenia wśród badanych gatunków. Jest to jednocześnie indyktor istotnie większego skażenia poczarnobylskim ^{137}Cs obszaru Anomalii Opolskiej. Niewiadomą pozostaje jak długo obserwowalny będzie wzrost aktywności ^{137}Cs u wymienionych gatunków, co uzasadnia kontynuowanie badań w tym zakresie. Czasy efektywne, t_{rep} i DT_{50} są pewnym uproszczeniem. Najbardziej realny w opisywaniu zaniku ^{137}Cs w biocie rozumianej jako duże ssaki – zwierzęta łowne, można uznać model HS oraz DFOP, wskazujące dwie fazy zaniku. Pierwsza miała miejsce wcześniej, i jej wystąpieniem należy tłumaczyć nagły spadek aktywności ^{137}Cs w pierwszych latach po AEJwCz oraz, w świetle danych literaturowych, po AEJwF. W obu tych przypadkach tempo zaniku ^{137}Cs w pierwszej fazie było znacząco szybsze, niż wynikałoby to z $T_{1/2fiz}$. Ten sam radiocecz, który był przyczyną wysokich poziomów aktywności w biocie tuż po obu awariach nie znikł na drodze rozpadu fizycznego, lecz migrował. W wybranych elementach środowiska uległ akumulacji, które, podobnie jak gleba z obszaru anomalnego na głębokości 2-12 cm, cechuje po pewnym czasie nieproporcjonalnie duża ilość tego radionuklidu względem pierwotnego skażenia. Takie krytyczne miejsca w środowisku

jak osady dennie w wybranych miejscach cieków wodnych czy gleba na odpowiedniej głębokości mogą stanowić potem źródło wtórnego skażenia niektórych elementów biotycznych, za sprawą których radiocez po latach „wraca” w układy troficzne. Zwiększona biodostępność może więc w pewnych ramach czasowych przewyższać zanik radiocezu wynikający z jego fizycznego rozpadu. W efekcie nastąpi wzrost aktywności radiocezu w badanym elemencie środowiska będącym częścią takiego układu troficznego. W takiej sytuacji manifestuje się przewaga modelu SFO nad wykorzystanymi w pracy modelami dwufazowymi. Model SFO daje pewien wgląd w jakim zakresie zachodzi migracja radiocezu do bioty (Rycina 6), podczas gdy modele dwufazowe nie podadzą żadnego wyniku. Kluczowym jest tutaj warunek braku dodatkowego skażenia analizowanego elementu środowiska, który musi być spełniony, aby użyć wykorzystanych w pracy programów (poza arkuszem Excel). Dodatkowe skażenie może zajść w wyniku uwolnienia pewnej ilości radionuklidu do środowiska, ale także na drodze migracji frakcji już uwolnionej. Z drugiej strony odmienna dynamika zaniku aktywności ^{137}Cs w poszczególnych fazach stawia pod znakiem zapytania zasadność porównywania wyników pochodzących z różnych badań, a bazujących na modelu SFO. Każdorazowo, kiedy okresy zbierania danych, na podstawie których oznaczono czasy połowicznego zaniku nie były takie same, i zakładając wystąpienie wtórnego skażenia, widoczne będą wyraźne różnice w wynikach, będące konsekwencją analizy tego samego procesu, ale na odmiennych odcinkach czasu.

Próbując dokonać oceny zastosowanych narzędzi w kontekście modelowania kinetyki zmian aktywności ^{137}Cs w elemencie biotycznym środowiska – gatunkach łownych, nie sposób jednoznacznie wskazać konkretny program jako najlepszy. Modele dwufazowe wydają się lepiej tłumaczyć dynamikę zmian aktywności ^{137}Cs uwzględniając fazę raptowną i powolną, jednak jedynie wtedy, gdy migracja radionuklidu na dowolnym odcinku czasu do badanego elementu nie przekracza jego ubywania z uwagi na $T_{1/2\text{fiz}}$. Szczególnie wartościowe są czasy wykazane dla fazy powolnego zaniku radionuklidu, gdyż właśnie ta faza odzwierciedla bieżącą dynamikę zmian aktywności ^{137}Cs . Model SFO z kolei jest dużym uproszczeniem, ale pozwala określić w pewnym zakresie jak istotny jest proces akumulacji radiocezu. Model ten jest jednocześnie prostszy, wymaga podstawowych narzędzi do analizy, a wyniki osiągnięte po jego zastosowaniu są łatwe do porównania.

Ciekawą konsekwencją fazowych zmian aktywności ^{137}Cs jest nasuwające się pytanie, czy w przypadku drugiej fazy zmian aktywności ^{137}Cs u omawianych gatunków łownych w Polsce, mamy do czynienia z frakcją radiocezu pochodzenia czarnobylskiego, czy z okresu testów broni jądrowej. Rozstrzygnięcie tego zagadnienia wymagałoby bardzo czułej aparatury badawczej pozwalającej wykryć produkt rozpadu ^{134}Cs i oznaczyć proporcje $^{137}\text{Cs}/^{134}\text{Ba}$, co stanowić może przyczynek do kolejnych badań.

6. WNIOSKI

Na podstawie przeanalizowanych danych można wyciągnąć następujące konkluzje:

- Aktywności ^{137}Cs w tkankach mięśniowych zwierząt łownych pozyskanych na obszarze Anomalii Opolskiej należy uznać za mieszczące się w normach prawnych. W tym regionie odnotowano brak różnic wewnątrz- i międzygatunkowych w aktywności ^{137}Cs dla trzech zbadanych gatunków łownych.
- Roczna dawka skuteczna dla konsumentów dzicyzny pochodzącej z Anomalii Opolskiej wg najbardziej pesymistycznego scenariusza wynosi $134 \mu\text{Sv}\cdot\text{rok}^{-1}$, przez co należy uznać ją za niską i bezpieczną dla zdrowia.
- Analiza statystyczna log-aktywności ^{137}Cs w skali całego kraju testem HSD Tukey'a wskazała dzika, jako gatunek istotnie bardziej akumulujący ^{137}Cs w środowisku leśnym.
- Wartości T_{ag} oraz C_r dla zbadanych gatunków łownych z obszaru Anomalii Opolskiej i województwa opolskiego były równe lub niższe wobec danych literaturowych z pozostałych regionów Polski lub Europy. Określono potencjalne przyczyny odnotowanych różnic.
- Synteza danych z różnych źródeł odnośnie wieloletnich zmian aktywności ^{137}Cs umożliwiła określenie wartości $T_{1/2\text{ef}}$ oraz $T_{1/2\text{środ}}$ w latach 1986 – 2019 dla trzech gatunków łownych w czterech różnych regionach Polski.
- W przypadku populacji z Anomalii Opolskiej oraz „pozostałej części Polski” analiza statystyczna dynamiki zmian wartości log-aktywności ^{137}Cs nie pozwoliła na odrzucenie hipotezy zerowej – nie sposób określić kierunku zmian aktywności ^{137}Cs w tkankach mięśniowych zwierząt łownych. Skłania to do kontynuacji badań w tym zakresie i monitoringu sytuacji radiologicznej.
- Biorąc pod uwagę obszar całej Polski przeciętna aktywność ^{137}Cs w tkankach saren i jeleni maleje od czasu jego uwolnienia do atmosfery podczas awarii AEJwCz w Czarnobylu. Aktywność w tkankach dzika nie ulega statystycznie istotnym zmianom.

- Na podstawie analizy źródeł literaturowych określono obecność dwóch koncepcji obliczania $T_{1/2\text{ef}}$, $T_{1/2\text{biol}}$ oraz $T_{1/2\text{środ}}$. Wyniki obliczone za pomocą obu tych koncepcji mogą być zbieżne, ale tylko pod rygorem spełnienia określonych warunków w przypadku koncepcji alternatywnej.
- Koncepcję obliczania czasów $T_{1/2\text{ef}}$, $T_{1/2\text{biol}}$ oraz $T_{1/2\text{środ}}$ zastosowaną w niniejszej pracy należy ocenić jako łatwiejszą, tańszą i mniej podatną na błąd metodologiczny.
- Wykorzystane programy komputerowe do obliczeń czasów połowicznego zaniku ^{137}Cs dostarczyły racjonalne wyniki i w wielu przypadkach wykazały dwufazowy charakter zmian aktywności ^{137}Cs w tkankach mięśniowych badanych gatunków łownych. Określono mocne i słabe strony modeli jedno- i dwufazowych.

PODZIĘKOWANIA

Dziękuję serdecznie Pani promotor, dr hab. Agnieszce Dołhańczuk-Śródce, prof. UO za zaufanie i udzieloną pomoc.

Dziękuję Rodzicom za zaszczepienie we mnie ciekawości świata i szacunku do przyrody.

Pragnę wyrazić moją wdzięczność Mamie, Kazimierze Piechocie, za czas jaki mi dała, abym mógł napisać tę pracę.

Dziękuję Panu profesorowi Zbigniewowi Ziembikowi za pomoc w analizie danych.

Dziękuję mojemu przyjacielowi Michałowi za słowa otuchy i wsparcie techniczne.

Darzbór! koledze Dariuszowi Kowalewskiemu i całemu kołu łowieckiemu nr 10 „Szarak w Opolu, a także koledze Wojciechowi Dudikowi z Nadleśnictwa Kup, za owocną współpracę łowiecko-naukową.

Dziękuję Wojewódzkim Inspektoratom Weterynaryjnym w: Białymstoku, Gdańsku, Katowicach, Opolu, Poznaniu, Warszawie, Wrocławiu, Zielonej Górze i Powiatowemu Inspektoratowi Weterynarii w Jeleniej Górze oraz Bydgoszczy za przygotowanie i udostępnienie danych w zakresie aktywności ¹³⁷Cs w mięsie zwierząt łownych.

Dziękuję wszystkim pozostałym osobom, które wsparły mnie w realizacji tego naukowego przedsięwzięcia.

SPIS RYCIN

1. Schemat migracji ^{137}Cs w środowisku 23
2. a) Lokalizacja Anomalii Opolskiej (ciemne pole) w Polsce. b) Zasięg Anomalii Opolskiej z zaznaczeniem obszarów o średniej aktywności powierzchniowej $2 - 8 \text{ kBq}\cdot\text{m}^{-2}$ (jasnoszary), oraz aktywności $> 8 \text{ kBq}\cdot\text{m}^{-2}$ (ciemnoszary) (Strzelecki i wsp., 1994; Wołkowicz i Strzelecki, 2002; Wróbel i wsp., 2015; badania własne). Opole oznaczono ciemnym punktem. Obwód łowiecki nr 66 (połączone obwody nr 39 i 40) zlokalizowany jest na północny-wschód bezpośrednio za miastem Opole. Lokalizacja obwodów, z których pochodziły próby lub wyniki ^{137}Cs , oznaczona została symbolami: \blacksquare - dzik, \bullet - sarna, \blacklozenge - jelen szlachetny. Obwody, w których wykonano badania aktywności powierzchniowej γ oznaczono jako: --- 33
3. Lokalizacja źródeł pozyskania danych aktywności ^{137}Cs w mięśniach zwierząt łownych: 1 – WIW w Opolu, Nadleśnictwo Kup, pomiary własne, badania Rachubik (2008), 2 – WIW w Warszawie, 3 – Puszcza Piska (kolor biały) (Zalewski i Szymczyk-Kobrzyńska, 2005), 4 – Puszcza Knyszyńska (kolor biały) (Kapała i wsp., 2015), 5 – WIW w Białymstoku, 6 – WIW w Zielonej Górze, 7 – WIW w Gdańsku, 8 – WIW w Poznaniu, 9 – WIW we Wrocławiu, 10 – PIW w Jeleniej Górze, 11 – WIW w Katowicach, 12 – PIWET w Puławach (Rachubk, 2008), 13 – WIW w Bydgoszczy. Kolorem jasnoszarym w lewym, dolnym rogu mapy oznaczono województwo opolskie, kolorem ciemnoszarym zasięg Anomalii Opolskiej. Kolorem jasnoszarym w prawym, górnym rogu mapy oznaczono obszar, który na potrzeby dalszej analizy określono jako Polskę Północno-Wschodnią..... 38
4. Porównanie schematu działań mających na celu wyznaczenie czasów $T_{1/2\text{biol}}$ oraz $T_{1/2\text{ef}}$ w ramach koncepcji alternatywnej (lewa kolumna) i przyjętej w niniejszej pracy (prawa kolumna). Pola zaznaczone na czerwono to warunki jakie muszą być spełnione, aby wykorzystać koncepcję alternatywną..... 56
5. Wykres półlogarytmiczny średnich rocznych aktywności ^{137}Cs dla populacji dzika (niebieski) i jelenia (bordowy) w Polsce z dopasowanymi prostymi

- wykładniczymi (zgodnie z kinetyką I-rzędu). Zielona linia i punkty obrazują hipotetyczny zanik ^{137}Cs wyłącznie w oparciu o $T_{1/2\text{fiz}}$ przy $a_i = 100 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ 57
6. Zależność wartości $T_{1/2\text{środ}}$ oraz $T_{1/2\text{ef}}$ od wartości empirycznie wyznaczonej stałej rozpadu λ_{ef} dla ^{137}Cs 58
 7. Zmiany aktywności ^{137}Cs w tkankach mięśniowych jeleni szlachetnych w latach 1986-2019. Kwadraty reprezentują średnie roczne aktywności, kółka – wartości maksymalne. Kolory oznaczają: bordowy – całą Polskę, niebieski – Polskę Pół.-Wsch., zielony – „pozostałą część Polski” 60
 8. Zmiany aktywności ^{137}Cs w tkankach mięśniowych saren europejskich w latach 1986-2019. Kwadraty reprezentują średnie roczne aktywności, kółka – wartości maksymalne. Kolory oznaczają: bordowy – całą Polskę, niebieski – Polskę Pół.-Wsch., zielony – „pozostałą część Polski” 61
 9. Zmiany aktywności ^{137}Cs w tkankach mięśniowych dzików euroazjatyckich w latach 1986-2019. Kwadraty reprezentują średnie roczne aktywności, kółka – wartości maksymalne. Kolory oznaczają: bordowy – całą Polskę, niebieski – Polskę Pół.-Wsch., zielony – „pozostałą część Polski” 62
 10. Średnie, roczne wartości aktywności ^{137}Cs w tkankach mięśniowych dzików (kolor niebieski), saren (kolor bordowy) oraz jeleni (kolor zielony) na obszarze Anomalii Opolskiej w latach 2007-2019. Kwadraty reprezentują wartości średnich arytmetycznych dla danego roku, kółka - odnotowane wartości maksymalne..... 63
 11. Rozkład aktywności ^{137}Cs dla trzech gatunków łownych łącznie, ze wszystkich dostępnych danych źródłowych w latach 1986 – 2019; wykres A) – wartości przed zlogarytmowaniem, wykres B) – po zlogarytmowaniu..... 64
 12. A) Analiza statystyczna aktywności ^{137}Cs w odniesieniu do gatunku łownego, bez uwzględnienia miejsc pozyskania prób tkanek mięśniowych, pozyskanych w okresie 1986 – 2019. Pozioma kreska reprezentuje wartości median, szare pole pudełek zakres 1-ego i 3-ego kwartyła, „wąsy” zakres wyników Min

- i Max (bez wyników odstających), B) Porównanie 95 % przedziałów ufności różnicy średnich aktywności dla badanych gatunków testem HSD Tukey'a 65
13. A) Analiza statystyczna aktywności ^{137}Cs w odniesieniu do gatunku łownego, bez uwzględnienia miejsc pozyskania prób tkanek mięśniowych, pozyskanych w okresie 2000 – 2019. Pozioma kreska reprezentuje wartości median, szare pole pudełek zakres 1-ego i 3-ego kwartyła, „wąsy” zakres wyników Min i Max (bez wyników odstających), B) Porównanie 95 % przedziałów ufności różnicy średnich aktywności dla badanych gatunków testem HSD Tukey'a 66
14. Fazy zmian aktywności ^{137}Cs u sarny europejskiej w latach 1986-2019 na tle trendu generalnego (bordowa linia). Fazy oznaczono kolorami: zielony - faza raptownego spadku aktywności, niebieski - stabilnego spadku aktywności, żółty - wzrostu aktywności, brązowy - bardzo wolny spadek aktywności (z wyłączeniem danych z obszaru anomalnego). Kwadraty oznaczają średnie arytmetyczne dla danego roku, kółka - maksymalne odnotowane aktywności 68
15. Przykładowa prezentacja wyników kinetyki zmian aktywności ^{137}Cs dla populacji jelenia szlachetnego z całej Polski w latach 1986-2019, uzyskanych dzięki programowi PestDF 69
16. Przykład obliczeń DT_{50} oraz DT_{90} (kolor zielony) na podstawie modelu SFO wg. arkusza DEGKIN_v2 dla populacji jelenia w Polsce w okresie 1986-2019. Wartości k oraz MO (kolor żółty) obliczane są poprzez optymalizację za pomocą plug-in'u Solver. Dane wprowadzane podświetlane są kolorem niebieskim 70
17. Część z danych wyświetlanych przez program CAKE v. 3.4 dla populacji jelenia szlachetnego dla całej Polski w latach 1986-2019 zgodna z modelem FOMC dającym te same wyniki, co wcześniej wykorzystany program, PestDF 71
18. Przykład graficznego obrazowania krzywych zaniku ^{137}Cs wg modelu *hoceky-stick* (HS) dla populacji jelenia szlachetnego z całej Polski w latach 1986-2019 jako najbardziej pasujący do analizowanych danych. Punkt przegięcia, $t_b = 4,98$ lat, $r = 0,928$, $k_1 DT_{50} = 2,11$, $k_2 DT_{50} = 14,2$, uśredniony czas $DT_{50} = 8,155$ 71

19. Schemat modelu wg kinetyki SFO z dominującą stałą rozpadu λ_{fiz} . Aktywność w biocie (a_2) jest odzwierciedleniem aktywności w środowisku (a_1), a dominującym procesem wpływającym na zmiany aktywności radionuklidu jest jego fizyczny rozpad (λ_{fiz}) w środowisku 87
20. Schemat modelu wg kinetyki DFOP z dwiema, jednoczesnymi i równorzędnymi stałymi zaniku aktywności ^{137}Cs w środowisku: λ_{fiz} i $\lambda_{\text{środ}}$ 88
21. Model IORE/FOMC na podstawie modelu Gustafsona-Holdena z kilkoma ścieżkami wchłaniania ^{137}Cs ze środowiska do bioty. k_{mig} symbolizuje stałą procesu migracji ^{137}Cs do środowiska z innych, wybranych jego elementów. k_1 , k_2 , oraz k_n symbolizują stałe napływu ^{137}Cs do badanego elementu różnych, niezależnych od siebie procesów środowiskowych 90

SPIS TABEL

1.	Wartości współczynnika w_R dla różnych typów promieniowania jonizującego	13
2.	Wartości współczynnika w_T dla promieniowania jonizującego względem napromieniowanej tkanki	13
3.	Normy aktywności ^{137}Cs w różnych rodzajach żywności, w formie gotowej do spożycia, według prawa obowiązującego w UE oraz w Polsce.....	20
4.	Średnie aktywności ^{137}Cs ($\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ ś.m.) w tkankach mięśniowych zwierząt łownych w wybranych krajach Europy w latach (2000-2020); \bar{X} – średnia arytmetyczna, X_G – średnia geometryczna, M - mediana.....	26
5.	Aktywność właściwa i powierzchniowa gleby dla ^{137}Cs na obszarze Anomalii Opolskiej	43
6.	Aktywności ^{137}Cs ($\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ ś.m.) w tkankach mięśniowych gatunków łownych pozyskanych w obrębie województwa opolskiego. Kolor szary wskazuje na najwyższe aktywności między gatunkami lub klasami wiekowo-płciowymi w obrębie gatunku	44
7.	Wartości T_{ag} oraz C_r na tle aktywności powierzchniowej i właściwej oznaczone dla dwóch obwodów łowieckich położonych w obrębie Anomalii Opolskiej, w regionie o wysokim skażeniu pierwotnym ^{137}Cs na tle pozostałej całego województwa opolskiego, w okresie 2012 - 2019	45
8.	Skuteczna dawka E_{ef} ($\mu\text{Sv}\cdot\text{rok}^{-1}$) obliczona dla konsumentów lokalnej dziczyzny i owoców runa leśnego.....	47
9.	Wartości $T_{1/2ef}$ oraz $T_{1/2srod}$ [lata] dla wszystkich przeanalizowanych populacji zwierząt łownych na podstawie modelu SFO (Excel)	64
10.	Wynik analizy statystycznej zależności $a(t)$ dla wszystkich kombinacji gatunek-region w okresie 1986 – 2019 (tylko cała Polska) oraz 2000 – 2019 (z podziałem na regiony: Pl – cała Polska, NE – Polska Płn.-Wsch., Resz – Pozostała część Polski, AO – Anomalia Opolska).....	67

11. Czasy połowicznego zaniku ^{137}Cs (wyrażone w latach): t_{rep} i DT_{50} w zależności od modelu dopasowanego do analizowanych danych uzyskanych za pomocą programu PestDF, DEGKIN_v2 oraz CAKE v.3.4 oraz wartości czasu $T_{1/2\text{ef}}$ wyznaczone dla modelu SFO (Excel) dla populacji jelenia szlachetnego względem analizowanych regionów Polski. Brak danych oznacza ujemną wartość czasu bez względu na zastosowany model 72
12. Czasy połowicznego zaniku ^{137}Cs (wyrażone w latach): t_{rep} i DT_{50} w zależności od modelu dopasowania do danych badawczych uzyskanych za pomocą programu PestDF, DEGKIN_v2 oraz CAKE v.3.4 oraz wartości czasu $T_{1/2\text{ef}}$ wyznaczone dla modelu SFO (Excel) dla sarny europejskiej względem analizowanych regionów Polski na podstawie danych wykorzystanych wcześniej do obliczeń w założeniu modelu SFO. Brak danych oznacza ujemną wartość czasu bez względu na zastosowany model 73
13. Czasy połowicznego zaniku ^{137}Cs (wyrażone w latach): t_{rep} i DT_{50} w zależności od modelu dopasowania do danych badawczych uzyskanych za pomocą programu PestDF, DEGKIN_v2 oraz CAKE v.3.4 oraz wartości czasu $T_{1/2\text{ef}}$ wyznaczone dla modelu SFO (Excel) dla dzika euroazjatyckiego względem analizowanych regionów Polski na podstawie danych wykorzystanych wcześniej do obliczeń w założeniu modelu SFO. Brak danych oznacza ujemną wartość czasu bez względu na model..... 74
14. Wartości $T_{1/2\text{ef}}$ ^{137}Cs wśród zbadanych gatunków łownych w Polsce na tle Europy. W tabeli umieszczono uśrednione wyniki wg modelu SFO oraz t_{rep} , o ile wykazano je za pomocą programów Excel, PestDF oraz Cake. 91

LITERATURA

1. Åhman, B. (2007). Modelling radiocaesium transfer and long-term changes in reindeer. *Journal of Environmental Radioactivity*, 98(1-2): 153-165. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2006.11.011>
2. Åhman, B., Åhman, G. (1994). Radiocesium in Swedish reindeer after the Chernobyl fallout: seasonal variations and long-term decline. *Health Physics*, 66(5): 503-512. <https://doi.org/10.1097/00004032-199405000-00002>
3. Åhman, B., Wright, S.M., Howard, B.J. (2004). Radiocaesium in lynx in relation to ground deposition and diet. *Radiation and environmental biophysics*, 43(2): 119-126. <https://doi.org/10.1007/s00411-004-0242-y>
4. Almgren, S., Isaksson, M. (2006). Vertical migration studies of ¹³⁷Cs from nuclear weapons fallout and the Chernobyl accident. *Journal of environmental radioactivity*, 91(1-2): 90-102. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2006.08.008>
5. Akleyev, A.V., Kossenko, M.M., Silkina, L.A., Degteva, M.O., Yachmenyov, V.A., Awa, A., Akiyama, M., Veremeyeva, G.A., Vozilova, A.V., Kyojumi, S. (1995). Health effects of radiation incidents in the southern Urals. *Stem cells*, 13: 58-68.
6. AMAP, 2004 (2004). AMAP Assessment 2002: *Radioactivity in the Arctic*. Oslo, Norwegia, pp. 24. <https://www.amap.no/documents/download/1160/inline>
7. Anand, A.J., Dzik, W.H., Imam, A., Sadrzadeh, S.M.H. (1997). Radiation-induced red cell damage: role of reactive oxygen species. *Transfusion*, 37(2): 160-165. <https://doi.org/10.1046/j.1537-2995.1997.37297203518.x>
8. Andersen, P.K., Ghassemi, A., Ghassemi, M. (2004). Nuclear Waste. *Encyclopedia of Energy*, 449–463, pp. 453. <https://doi:10.1016/b0-12-176480-x/00414-9>
9. Anderson, E.C., Schuch, R.L., Langham, W., Fisher, W.R. (1957). Radioactivity of People and Foods. *Science*, 125(3261): 1273–1278 <https://doi:10.1126/science.125.3261.1273>
10. Andoh, M., Sasaki, M., Saito, K. (2020). Evaluation of decreasing trend in air dose rate and ecological half-life within an 80 km range from Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant, using car-borne survey data measured by KURAMA systems up to 2018. *Journal of Nuclear Science and Technology*, 57(12): 1319-1330. <https://doi.org/10.1080/00223131.2020.1789008>

11. ANS glossary, <https://www.euronuclear.org/glossary/half-life-effective/>
12. Ashraf, M.A., Akib, S., Maah, M.J., Yusoff, I., Balkhair, K.S. (2014a). Cesium-137: radio-chemistry, fate, and transport, remediation, and future concerns. *Critical reviews in environmental science and technology*, 44(15): 1740-1793. <https://doi.org/10.1080/10643389.2013.790753>
13. Ashraf, M.A., Khan, A.M., Ahmad, M., Akib, S., Balkhair, K.S., Bakar, N.K.A. (2014b). Release, deposition and elimination of radiocesium (¹³⁷Cs) in the terrestrial environment. *Environmental geochemistry and health*, 36(6): 1165-1190. <https://doi.org/10.1007/s10653-014-9620-9>
14. Audi, G., Wapstra, A.H., Thibault, C., Blachot, J., Bersillon, O. (2003). The NUBASE evaluation of nuclear and decay properties. *Nuclear Physics A*. 729: 3–128. <https://doi.org/10.1016/j.nuclphysa.2003.11.001>
15. Bagshaw, C., Brisbin, I.L. (1985). Long-Term Declines in Radiocesium of Two Sympatric Snake Populations. *The Journal of Applied Ecology*, 22(2): 407. <https://doi.org/10.2307/2403173>
16. Bandazhevsky, Y.I. (2003). Chronic ¹³⁷Cs incorporation in children's organs. *Swiss medical weekly*, 133(35-36): 488.
17. Barzykowski, J. (2008). Współczesna metrologia: zagadnienia wybrane. Wydawnictwo naukowo-techniczne, praca zbiorowa pod red. Burzykowski, J., ISBN: 978-83-204-3353-1, pp. 574.
18. Belyi, D., Kovalenko, A., Bazyka, D. (2013). Acute radiation syndrome survivors after chernobyl accident: History of irradiation, diagnostic mistakes and death reasons in long-term period. *Radiation Environment and Medicine*, 2: 5-12.
19. Bennett, B., Repacholi, M., Carr, Z. (2006). Health effects of the Chernobyl accident and special health care programmes. W: *Report of the UN Chernobyl Forum Expert Group "Health"*. Geneva: World Health Organization. https://www.who.int/ionizing_radiation/chernobyl/who_chernobyl_report_2006.pdf
20. Bergström, S. O. (1967). Transport of fallout ¹³¹I into milk. *Radioecological Concentration Processes: Proceedings of an International Symposium Held in Stockholm, 25–29 April, 1966*. Elsevier, pp. 159.

21. Bergman, R., Johansson, L. (1989). Radioactive cesium in a boreal forest ecosystem and internally absorbed dose to man. W: Radioecology of natural and artificial radionuclides. Proceedings of the XVth Regional Congress of IRPA, Visby, Sweden, 10-14 September 1989, pod red. W. Feldt. Verlag TUV Rheinland, K61n, pp. 135~40.
22. Biecek, P. (2017). *Przewodnik po pakiecie R*. Oficyna Wydawnicza „GIS”, Wrocław.
23. Biernacka, M., Henschke, J., Jagielak, J. (1991). Radiologiczna mapa Polski. *Bezpieczeństwo Jądrowe i Ochrona Radiologiczna*, 8. Biuletyn Informacyjny Centralnego Laboratorium Ochrony Radiologicznej, Warszawa.
24. Bjerregaard, P., Andersen, O. (2007). Ecotoxicology of metals - sources, transport, and effects in the Ecosystem. *Handbook on the Toxicology of Metals*, 251–280. <https://doi.org/10.1016/b978-012369413-3/50068-9>
25. Blaylock, B.G., Frank M.L., O’Neal, B.R. (1993). Methodology for estimating radiation dose rates to freshwater biota exposed to radionuclides in the environment. Raport No. ES/ER/TM-78. Oak Ridge National Lab (TN, United States). <https://rais.ornl.gov/documents/tm78.pdf>
26. Bogatov S.A. Borovoi, A.A., Laguenko, A.S., Pazukhin, E.M., Strizhov, V.F., Kvoshchinsky, V.A. (2009). Formation and Spread of Chernobyl Lavas. *Radiochemistry*, 50: 650. <https://doi.org/10.1134/S1066362208050131>
27. Bohaty, R., Eckel, W., Shamim, M., Spatz, D., White, K., Young, D. (2015). Standard operating procedure for using the NAFTA Guidance to calculate representative half-life values and characterizing pesticide degradation, ver. 2. https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-08/documents/ftt_sop_using_nafta_guidance_version2.pdf
28. Boxenbaum, H., Battle, M. (1995). Effective half-life in clinical pharmacology. *The Journal of Clinical Pharmacology*, 35(8): 763–766. <https://doi.org/10.1002/j.1552-4604.1995.tb04117.x>
29. Brenner, D.J., Doll, R., Goodhead, D.T., Hall, E.J., Land, C.E., Little, J.B., Lubin, J.H., Preston, D.L., Preston, R.J., Puskin, J.S., Ron, E., Sachs, R.K., Samet, J.M., Setlow, R.B., Zaider, M. (2003). Cancer risks attributable to low doses of ionizing radiation: assessing what we really know. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 100(24): 13761-13766. <https://doi.org/10.1073/pnas.2235592100>

30. Brenner, D.J., Hall, E.J. (2004). Risk of cancer from diagnostic X-rays. *The Lancet*, 363(9427): 2192. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(04\)16519-7](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(04)16519-7)
31. Bromet, E.J., Havenaar, J.M. (2007). Psychological and perceived health effects of the Chernobyl disaster: a 20-year review. *Health physics*, 93(5): 516-521. <https://doi.org/10.1097/01.hp.0000279635.14108.02>
32. Bunce, N.J., Remillard, R.B. (2003). Haber's Rule: the search for quantitative relationships in toxicology. *Human and Ecological Risk Assessment*, 9(4): 973-985. <https://doi.org/10.1080/713610018>
33. Burakov, B.E., Anderson, E.B., Shabalev, S.I., Strykanova, E.E., Ushakov, S.V., Trotabas, M., Blanc, J-Y., Winter, P., Duco, J. (1996). The behavior of nuclear fuel in first days of the Chernobyl accident. *MRS Proceedings*, 465: 1297. <https://doi.org/10.1557/PROC-465-1297>
34. Burger, A., Lichtscheidl, I. (2018). Stable and radioactive cesium: a review about distribution in the environment, uptake and translocation in plants, plant reactions and plants' potential for bioremediation. *Science of the Total Environment*, 618: 1459-1485. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.298>
35. Calabrese, E.J., Baldwin, L.A. (2003). Hormesis: the dose-response revolution. *Annual review of pharmacology and toxicology*, 43(1): 175-197. <https://doi.org/10.1146/annurev.pharmtox.43.100901.140223>
36. Calabrese, E.J., Baldwin, L.A. (1998). Hormesis as a biological hypothesis. *Environmental Health Perspectives*, 106 (suppl 1): 357-362. <https://doi.org/10.1289/ehp.98106s1357>
37. Calmon, P., Thiry, Y., Zibold, G., Rantavaara, A., Fesenko, S., Orlov, O. (2009). Radiouclide transfer in forest ecosystems. W: Quantification of radionuclide transfer in terrestrial and freshwater environments for radiological assessments, Red. IAEA editorial board, IAEA-TECDOC-1616, Wiedeń, Austria, pp. 359-361.
38. Canberra (2000). Canberra, Genie 2000. Customization Tools Manual. Canberra Industries Inc. Meriden USA. <http://depni.sinp.msu.ru/~hatta/canberra/Genie%202000%20Customization%20Tools%20Manual.pdf>

39. Cardis, E., Hatch, M. (2011). The Chernobyl accident - an epidemiological perspective. *Clinical Oncology*, 23(4): 251-260.
<https://doi.org/10.1016/j.clon.2011.01.510>
40. CERN, 2016 (2016). https://cds.cern.ch/record/1309915/files/978-3-642-02586-0_BookBackMatter.pdf
41. Černý, P., Simpson, F.M. (1978). The tanco pegmatite at Bernic Lake, Manitoba: X. Pollucite. *Canadian Mineralogist*, 16: 325–333.
42. Cevik, U., Celik, N. (2009). Ecological half-life of ¹³⁷Cs in mosses and lichens in the Ordu province, Turkey by Cevik and Celik. *Journal of environmental radioactivity*, 100(1), 23-28. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2008.09.010>
43. Chen, D.J., Nirodi, C.S. (2007). The epidermal growth factor receptor: a role in repair of radiation-induced DNA damage. *Clinical Cancer Research*, 13(22): 6555-6560.
<https://doi.org/10.1158/1078-0432.ccr-07-1610>
44. Chiaravalle, A.E., Mangiacotti, M., Marchesani, G., Bortone, N., Tomaiuolo, M., Trotta, G. (2018). A ten-year survey of radiocontamination of edible Balkan mushrooms: ¹³⁷Cs activity levels and assessed dose to the population. *Food Control*, 94, 263–267. <https://doi.org/10.1016/j.foodcont.2018.05.045>
45. Chipman, W.A. (1967). Some aspects of the accumulation of ⁵¹Cr by marine organisms. In *Radioecological concentration processes* (pp. 931-941). Pergamon
46. Choppin, G.R., Liljenzin, J.O., Rydberg, J. (2002). Chapter 21 - The Nuclear Fuel Cycle, Editor(s): Choppin, G.R., Liljenzin, J.O., Rydberg, J. *Radiochemistry and Nuclear Chemistry (Third Edition)*, ISBN 9780750674638, pp. 583-641. Butterworth-Heinemann
47. CLOR, 1995. (1995). *Centralne Laboratorium Ochrony Radiologicznej: Skażenie promieniotwórcze środowiska i żywności w Polsce w 1994*. Praca pod red. Grabowski, D., Kurowski, W., Muszyński, W., Rubel, B., Smagała, G., Świętochowska, J. Wilgos, J. Warszawa 1995, Raport CLOR nr 128/D, pp. 21-27, CLOR
<https://inis.iaea.org/collection/NCLCollectionStore/Public/28/033/28033419.pdf>
48. CLOR, 1999. (1999). *Centralne Laboratorium Ochrony Radiologicznej: Skażenie promieniotwórcze środowiska i żywności w Polsce w 1998*. Praca pod red.

- Grabowski, D., Kurowski, W., Muszyński, W., Rubel, B., Smagała, G., Świętochowska, J. Warszawa 1999, ISBN 83-901854-8-2, pp. 16-30, CLOR
[https://inis.iaea.org/collection/NCLCollectionStore/ Public/31/011/31011265.pdf](https://inis.iaea.org/collection/NCLCollectionStore/Public/31/011/31011265.pdf)
49. CLOR, 2018. (2018). Centralne Laboratorium Ochrony Radiologicznej: Monitoring promieniowania jonizującego realizowany w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska, Zadanie 3: monitoring stężenia ¹³⁷Cs w glebie, Raport Roczny z Trzeciego Etapu Pracy. Pod red. Isajenko, K., Kardaś, M., Piotrowska, B., Kwiatkowska, I., Stawarz, O., Wojtkowski, K., Kielbasińska, A. Warszawa 2018, CLOR
http://www.gios.gov.pl/images/dokumenty/pms/monitoring_promieniowania_jonizujacego/Raport-Monitoring_stezenia_Cs-137_w_glebie_w_latach_2016-2017.pdf
50. Coates, J.E. (1939). The Haber memorial lecture. *Journal of the Chemical Society*, 1642-1672.
51. Compton, A.H. (1923). A Quantum Theory of the Scattering of X-rays by Light Elements. *Physical Reviews*, 21: 483.
52. Copplestone, D., Bielby, S., Jones, S.R., Patton, D., Daniel, P., Gize, I. (2001). Impact assesment of ionising radiation on wildlife. *Environment Agency, Rio House, Waterside Drive, Aztec West, Almondsbury, BRISTOL, UK.*
https://assets.publishing.service.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachme nt_data/file/290300/sr-dpub-128-e-e.pdf
53. Corcho-Alvarado, J.A., Balsiger, B., Sahli, H., Astner, M., Byrde, F., Röllin, S., Holzer, R., Mossiman, N., Wüthrich, S., Jakob, A., Burger, M. (2016). Long-term behavior of ⁹⁰Sr and ¹³⁷Cs in the environment: case studies in Switzerland. *Journal of environmental radioactivity*, 160: 54-63.
<https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2016.04.027>
54. Crick, M.J., Linsley, G.S. (1984). An assessment of the radiological impact of the Windscale reactor fire, October 1957. *International Journal of Radiation Biology and Related Studies in Physics, Chemistry and Medicine*, 46(5): 479–506.
<https://doi.org/10.1080/09553008414551711>
55. CSO (2015). Central Statistical Office. Statistical year books of agriculture 2005-2016, accessed January 2016 at www.stat.gov.pl

56. Černý, P., Simpson, F. M. (1978). X. POLLUCITE. *Canadian Mineralogist*, 16, 325-333.
57. Dapson, R. W., Kaplan, L. (1975). Biological Half-Life and Distribution of Radiocesium in a Contaminated Population of Green Treefrogs *Hyla cinerea*. *Oikos*, 26(1): 39. <https://doi.org/10.2307/3543274>
58. Delmore, J.E., Snyder, D.C., Tranter, T., Mann, N.R. (2011). Cesium isotope ratios as indicators of nuclear power plant operations. *Journal of environmental radioactivity*, 102(11): 1008-1011. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2011.06.013>
59. Długosz-Lisiecka, M., Bem, H. (2012). Aerosol residence times and changes in radioiodine - ^{131}I and radiocaesium - ^{137}Cs activity over Central Poland after the Fukushima-Daiichi nuclear reactor accident. *Journal of Environmental Monitoring*, 14(5): 1483-1489. <https://doi.org/10.1039/c2em00014h>
60. Dołhańczuk-Śródka, A., Waclawek, M. (2007). Translokacja cezu-137 w środowisku. *Chemia i Inżynieria Ekologiczna*, 14(S2): 147-168.
61. Dołhańczuk-Śródka, A., Ziembik, Z., Kříž, J., Hyšplerova, L., Waclawek, M. (2012). Badanie wchłoniętej, skutecznej dawki promieniowania i zależności pomiędzy stężeniami metali alkalicznych w owocnikach *Xerocomus badius*. *Ecological Chemistry and Engineering S*, 19(4): 649-664. <https://doi.org/10.2478/v10216-011-0047-2>
62. Donahue, R. (2004). Radioactivity & Radiation Protection (No. SLAC-PUB-10787). Stanford Linear Accelerator Center (SLAC, Menlo Park, CA). <https://www.slac.stanford.edu/pubs/slacpubs/10750/slac-pub-10787.pdf>
63. Dusha-Gudym, S.I. (2005). Transport of radioactive materials by wildland fires in the Chernobyl accident zone: How to address the problem. *Internatiol Forest Fire News*, 32: 119-125.
64. Dvořák, P., Snášel, P., Beňová, K. (2010) Transfer of radiocesium into wild boar meat. *Acta Veterinaria, Brno*, 79: 85-91. <https://doi.org/10.2754/avb201079S9S085>
65. Eckel, W.P., Spatz, D.S., Jones, R.D., Young, D., Shamim, M., White, K., Mendelsohn, S., Kennedy, L., McRoy, A., Kirby, S., Malis, G., Avon, Mathew, R. (2009). Development of guidance for evaluating and calculating degradation kinetics

- in environmental media. W: *Abstracts of papers of the American Chemical Society*, 238: 470-475. <https://doi.org/10.13140/2.1.4934.5282>
66. Eglite, M.E., Zvagule, T.J., Rainsford, K.D., Reste, J.D., Čurbakova, E.V., Kurjane, N.N. (2009). Clinical aspects of the health disturbances in Chernobyl Nuclear Power Plant accident clean-up workers (liquidators) from Latvia. *Inflammopharmacology*, 17(3): 163-169. <https://doi.org/10.1007/s10787-009-0001-4>
 67. ENS, glossary. <https://www.euronuclear.org/glossary/half-life-effective/>
 68. EPA, 2002. (2002). <https://semspub.epa.gov/work/HQ/176308.pdf>
 69. ESDAC. <https://esdac.jrc.ec.europa.eu/projects/degradation-kinetics-software>
 70. Euratom, 2016. (2016). <http://data.europa.eu/eli/reg/2016/52/oj>
 71. Evangelidou, N., Balkanski, Y., Cozic, A., Hao, W., Mouillot, F., Thonicke, K., Paugam, R., Zbitsev, F., Mosseau, T.A., Wang, R., Poulter, B., Petkov, A., Yue, C., Cadule, P., Koffi, B., Kaiser, J.W., Møller, A.P. (2015). Fire evolution in the radioactive forests of Ukraine and Belarus: future risks for the population and the environment. *Ecological Monographs*, 85(1): 49-72. <https://doi.org/10.1890/14-1227.1>
 72. Falandysz, J., Zalewska, T., Krasińska, G., Apanel, A., Wang, Y., Pankavec, S. (2015). Evaluation of the radioactive contamination in fungi genus *Boletus* in the region of Europe and Yunnan Province in China. *Applied microbiology and biotechnology*, 99(19): 8217-8224. <https://doi.org/10.1007/s00253-015-6668-0>
 73. Falandysz, J., Meloni, D., Fernandes, A. R., Saniewski, M. (2021). Effect of drying, blanching, pickling and maceration on the fate of ^{40}K , total K and ^{137}Cs in bolete mushrooms and dietary intake. *Environmental Science and Pollution Research*, 29:742–754. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-15523-9>
 74. Feinendegen, L.E., Loken, M.K., Booz, J., Muhlensiepen, H., Sondhaus, C.A., Bond, V.P. (1995). Cellular mechanisms of production and repair induced by radiation exposure and their consequences for cell system responses. *Supplement to Stem Cells*, 13:7-20.
 75. Fesenko, S., Shinano, T., Onda, Y., Dercon, G. (2020). Dynamics of radionuclide activity concentrations in weed leaves, crops and of air dose rate after the Fukushima

- Daiichi Nuclear Power Plant accident. *Journal of Environmental Radioactivity*, 222, 106347. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2020.106347>
76. Filzmoser, P., Hron, K., Reimann, C. (2009). Univariate statistical analysis of environmental (compositional) data: Problems and possibilities. *Science of The Total Environment*, 407 (23): 6100–6108. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.08.008>.
77. FOCUS, 2006. (2006). Guidance Document on Estimating Persistence and Degradation Kinetics from Environmental Fate Studies on Pesticides in EU Registration. Report of the FOCUS Work Group on Degradation Kinetics, EC Document Reference Sanco/10058/2005 version 2.0, https://esdac.jrc.ec.europa.eu/public_path/projects_data/focus/dk/docs/finalreportFOCDegKinetics.pdf
78. French, N. R., Hayden, P., Tagami, T. (1965). The source of ingested radioactivity in desert rodents. *Health physics*, 11(7), 637-645. <https://doi.org/10.1097/00004032-196507000-00005>
79. Fujak, M., Isajenko, K., Lipiński, P., Piotrowska, B., Kwiatkowska, I. (2013). Radioactivity of the atmospheric aerosols measured in Poland following the accident in the Fukushima Dai-ichi nuclear power plant in 2011. *Nukleonika*, 58(4): 497-503.
80. Furitsu, K., Ryo, H., Yeliseeva, K.G., Kawabata, H., Krupnova, E.V., Trusova, V.D., Rzhetsky, V.A., Nakajima, H., Kartel, N., Nomura, T. (2005). Microsatellite mutations show no increases in the children of the Chernobyl liquidators. *Mutation Research/Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis*, 581(1-2): 69-82. <https://doi.org/10.1016/j.mrgentox.2004.11.002>
81. Gad, S.C., Pham, T. (2014). Cesium. In: Encyclopedia of Toxicology (Third Edition), Ed. Wexler P. Academic Press, Bethesda, USA. ISBN: 978-0-12-386455-0, pp. 776-778.
82. Giani, L., Helmers, H. (1997). Migration of Cesium-137 in typical soils of North Germany ten years after the Chernobyl accident. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*, 160(1): 81-83.
83. Gillett, A.G., Crout, N.M.J. (2000). A review of ¹³⁷Cs transfer to fungi and consequences for modelling environmental transfer. *Journal of Environmental Radioactivity*, 48(1): 95-121. [http://dx.doi.org/10.1016/S0265-931X\(99\)00060-0](http://dx.doi.org/10.1016/S0265-931X(99)00060-0)

84. Godyń, P., Dołhańczuk-Śródka, A., Ziembik, Z., Moliszewska, E. (2016). Influence of K on the transport of ^{137}Cs in soil–plant root and root-leaf systems in sugar beet. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 307(1): 325-331. <http://dx.doi.org/10.1007/s10967-015-4270-7>
85. Grabowski, D., Muszyński, W., Petrykowska, M., Rubel, B., Smagała, G., Lada, W. (1994). Activity of cesium-134 and cesium-137 in game and mushrooms in Poland. *Science of the total environment*, 157, 227-229. [https://doi.org/10.1016/0048-9697\(94\)90583-5](https://doi.org/10.1016/0048-9697(94)90583-5)
86. Guguła, S., Kozak, K., Mazur, J., Grządziel, D., Mroczek, M. (2018). Fast in situ gamma spectroscopy using hand-held spectrometer with NaI probe. *Journal of Environmental Radioactivity*, 188, 87–94. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2017.09.018>
87. Gulakov, A.V. (2014). Accumulation and distribution of ^{137}Cs and ^{90}Sr in the body of the wild boar (*Sus scrofa*) found on the territory with radioactive contamination. *Journal of environmental radioactivity*, 127: 171-175. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2013.06.008>
88. Gustafson, D.I., Holden, L.R. (1990). Nonlinear pesticide dissipation in soil: a new model based on spatial variability. *Environmental science & technology*, 24(7): 1032-1038. <https://doi.org/10.1021/es00077a013>
89. Han, B., Zhang, J., Na, Y.H., Caracappa, P.F., Xu, X.G. (2010). Modelling and Monte Carlo organ dose calculations for workers walking on ground contaminated with ^{137}Cs and Co-60 γ sources. *Radiation protection dosimetry*, 141(3): 299-304. <https://doi.org/10.1093/rpd/ncq184>
90. Han, W., Yu, K.N. (2010). Chapter 7. Ionizing radiation, DNA double strand break and mutation. W: *Advances in Genetics research*, pod red. K.V., Urbano. Nova Science Publishers, 2010.
91. Handl, J., Beltz, D., Botsch, W., Harb, S., Jakob, D., Michel, R., Romantschuk, L.D. (2003). Evaluation of radioactive exposure from ^{137}Cs in contaminated areas of Northern Ukraine. *Health physics*, 84(4): 502-517. <https://doi.org/10.1097/00004032-200304000-00010>

92. Hanson, W.C., Eberhardt, L.L. (1968). Effective half-times of radionuclides in Alaskan lichens and Eskimos (No. BNWL-SA-1266; CONF-670503-2). Battelle-Northwest, Richland, Wash. Pacific Northwest Lab.
93. Hanslík, E., Jedináková-Křížová, V., Ivanovová, D., Kalinová, E., Sedlářová, B., Šimonek, P. (2005). Observed half-lives of ^3H , ^{90}Sr and ^{137}Cs in hydrosphere in the Vltava River basin (Bohemia). *Journal of environmental radioactivity*, 81(2-3): 307-320. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2004.01.042>
94. Hatch, M., Ostroumova, E., Brenner, A., Federenko, Z., Gorokh, Y., Zvinchuk, O., Shpak, V., Tereshenko, V., Tronko, M., Mabuchi, K. (2015). Non-thyroid cancer in Northern Ukraine in the post-Chernobyl period. *Cancer epidemiology*, 39(3): 279-283. <https://doi.org/10.1016/j.canep.2015.02.002>
95. Hayama, S.I., Tsuchiya, M., Ochiai, K., Nakiri, S., Nakanishi, S., Ishii, N., Takuya, K., Tanaka, K., Kawamoto, Y., Omi, T. (2017). Small head size and delayed body weight growth in wild Japanese monkey fetuses after the Fukushima Daiichi nuclear disaster. *Scientific Reports*, 7(1): 1-7. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-03866-8>
96. Hoffmann, G. R. (2009). A perspective on the scientific, philosophical, and policy dimensions of hormesis. *Dose-Response*, 7(1): 1-51. <https://doi.org/10.2203/dose-response.08-023.hoffmann>
97. Hohmann, U., Huckschlag, D. (2005). Investigations on the radiocaesium contamination of wild boar (*Sus scrofa*) meat in Rhineland-Palatinate: a stomach content analysis. *European Journal of Wildlife Research*, 51(4): 263-270. <http://dx.doi.org/10.1007/s10344-005-0108-x>
98. Howard, B.J., Wells, C., Beresford, N.A., Coppelstone, D., 2013. Exploring methods to prioritise concentration ratios when estimating weighted absorbed dose rates to terrestrial reference animals and plants. *Journal of environmental radioactivity*, 126: 326-337. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2013.05.005>
99. IAEA, 2010. (2010). International Atomic Energy Agency. - Cep. 472 Technical reports series, Vienna, 2010
https://www-pub.iaea.org/MTCD/publications/PDF/trs472_web.pdf
100. ICRP, 2005. (2005).
https://www.icrp.org/docs/2005_recs_CONSULTATION_Draft1a.pdf

101. Igumnov, S., Drozdovitch, V. (2000). The intellectual development, mental and behavioural disorders in children from Belarus exposed in utero following the Chernobyl accident. *European psychiatry*, 15(4): 244-253.
[https://doi.org/10.1016/s0924-9338\(00\)00237-6](https://doi.org/10.1016/s0924-9338(00)00237-6)
102. Imanaka, T., Hayashi, G., Endo, S. (2015). Comparison of the accident process, radioactivity release and ground contamination between Chernobyl and Fukushima-1. *Journal of radiation research*, 56 (suppl_1): 56-61.
<https://doi.org/10.1093/jrr/rrv074>
103. Inghram, M.G., Hess, D.C., Reynolds, J.H. (1949). On the relative yields of fission cesium isotopes. *Physical Review*, 76(11): 1717.
<https://doi.org/10.1103/PhysRev.76.1717.2>
104. Ishii, N., Murakami, M., Suzuki, T., Tagami, K., Uchida, S., Ohte, N. (2018). Effects of litter feeders on the transfer of ¹³⁷Cs to plants. *Scientific reports*, 8(1): 1-6.
<https://doi.org/10.1038/s41598-018-25105-4>
105. Iurian, A.R., Hofmann, W., Lettner, H., Türk, R., Cosma, C. (2011). Long term study of ¹³⁷Cs concentrations in lichens and mosses. *Romanian Journal of Physics*, 56: 983-992.
106. Ivanov, V.K., Gorski, A.I., Maksioutov, M.A., Tsyb, A.F., Souchkevitch, G.N. (2001). Mortality Among the Chernobyl Emergency Workers: Estimation of Radiation Risks (Preliminary Analysis). *Health Physics*, vol. 81(5): 514-521.
<http://dx.doi.org/10.1097/00004032-200111000-00005>
107. Iwata, K., Tagami, K., Uchida, S. (2013). Ecological half-lives of radiocesium in 16 species in marine biota after the TEPCO's Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident. *Environmental science & technology*, 47(14): 7696-7703.
<https://doi.org/10.1021/es400491b>
108. Izrael, Yu.A., Cort, M.De., Jones, A.R., Nazarov, I.M., Fridman, Sh.D., Kvasnikova, E.V., Stukin, E.D., Kelly, G.N., Matveenko, I.I., Pokumeiko, Yu.M., Tabatchnyi, L.Ya., Tsaturov, Yu. (1996). Atlas of Cesium-137 Contamination of Europe after the Chernobyl Accident. *Russian Meteorology and Hydrology C*, 4-11.

109. Jagielak, J., Biernacka, M., Henschke, J., Sosinska, A. (1998). Radiation atlas of Poland 1997 (No. INIS-PL--00002). Państwowa Inspekcja Ochrony Środowiska. <https://inis.iaea.org/collection/NCLCollectionStore/Public/31/011/31011554.pdf>
110. Johanson, K.J. (1994). Radiocaesium in game animals in the nordic countries. *Studies in Environmental Science*, 62: 287-301. <https://doi.org/10.1016/S0166-1116%2808%2971716-3>
111. Kalač, P. (2001). A review of edible mushroom radioactivity. *Food Chemistry*, 75: 29-35. [https://doi.org/10.1016/S0308-8146\(01\)00171-6](https://doi.org/10.1016/S0308-8146(01)00171-6)
112. Kapała, J., Mnich, K., Mnich, S., Karpińska, M., Bielawska, A. (2015). Time-dependence of ¹³⁷Cs activity concentration in wild game meat in Knyszyn Primeval Forest (Poland). *Journal of environmental radioactivity*, 141, 76-81. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvrad.2014.11.013>
113. Karlén, G., Johanson, K. J., Bergström, R. (1991). Seasonal variation in the activity concentration of ¹³⁷Cs in Swedish roe-deer and in their daily intake. *Journal of Environmental Radioactivity*, 14(2): 91-103. [https://doi.org/10.1016/0265-931X\(91\)90070-V](https://doi.org/10.1016/0265-931X(91)90070-V)
114. Katengeza, E. W., Sanada, Y., Yoshimura, K., Ochi, K., Iimoto, T. (2020). The ecological half-life of radiocesium in surficial bottom sediments of five ponds in Fukushima based on in situ measurements with plastic scintillation fibers. *Environmental Science: Processes & Impacts*, 22(7): 1566-1576. <https://doi.org/10.1039/D0EM00160K>
115. Kavanagh, B. D., Rabinovitch, R., Mohideen, N. (2013). Improved cosmesis in early breast cancer using conformal radiotherapy. *Journal of Clinical Oncology*, 31: 4483-4484. <https://doi.org/10.1200/jco.2013.52.6442>
116. Kharecha, P. A., Hansen, J. E. (2013). Prevented mortality and greenhouse gas emissions from historical and projected nuclear power. *Environmental science & technology*, 47(9): 4889-4895. <https://doi.org/10.1021/es3051197>
117. Kinase, T., Adachi, K., Sekiyama, T.T., Kajino, M., Zaizen, Y., Igarashi, Y. (2020). Temporal variations of ⁹⁰Sr and ¹³⁷Cs in atmospheric depositions after the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident with long-term observations. *Scientific reports*, 10(1): 1-8. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-78312-3>

118. Klement, A.W. (Ed.). (1962). Radioactive Fallout from Nuclear Weapons Tests: Proceedings of a Conference Held in Germantown, Maryland, November 15-17, 1961 (Vol. 7632). United States Atomic Energy Commission, Technical Information Service Extension.
119. Koarashi, J., Atarashi-Andoh, M., Matsunaga, T., Sanada, Y. (2016). Forest type effects on the retention of radiocesium in organic layers of forest ecosystems affected by the Fukushima nuclear accident. *Scientific reports*, 6(1): 1-11. <https://doi.org/10.1038/srep38591>
120. Kobayashi, T., Nagai, H., Chino, M., Kawamura, H. (2013). Source term estimation of atmospheric release due to the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident by atmospheric and oceanic dispersion simulations: Fukushima NPP Accident Related. *Journal of Nuclear Science and Technology*, 50(3): 255-264. <https://doi.org/10.1080/00223131.2013.772449>
121. Koivurova, M., Leppänen, A.P., Kallio, A. (2015). Transfer factors and effective half-lives of ^{134}Cs and ^{137}Cs in different environmental sample types obtained from Northern Finland: case Fukushima accident. *Journal of Environmental Radioactivity*, 146: 73-79. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2015.04.005>
122. Kolominsky, Y., Igumnov, S., Drozdovitch, V. (1999). The psychological development of children from Belarus exposed in the prenatal period to radiation from the Chernobyl atomic power plant. *Journal of Child Psychology and Psychiatry*, 40(2): 299-305. <https://doi.org/10.1111/1469-7610.00444>
123. Kostianen, E. (2007). ^{137}Cs in Finnish wild berries, mushrooms and game meat in 2000–2005. *Boreal Environment Research*, 12: 23–28
124. Krasnov, V.P., Kurbet, T.V., Shelest, Z.M., Orlov, O. O., Zborovska, O.V., Zhukovskij, O.V. (2018). ^{137}Cs content in European blueberry (*Vaccinium Myrtillus* L.) in forests of Ukrainian Polissia in different periods after the accident at the ChNPP. *Yaderna Fyizika ta Energetika*, 19(4): 383-391.
125. Krouglov, S.V., Filipas, A.S., Alexakhin, R.M., Arkhipov, N.P. (1997). Long-term study on the transfer of ^{137}Cs and ^{90}Sr from Chernobyl-contaminated soils to grain crops. *Journal of Environmental Radioactivity*, 34(3): 267-286.

126. Kruse-Irmer, S., Giani, L. (2003). Vertical distribution and bioavailability of ^{137}Cs in organic and mineral soils. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 166: 635–641
<https://doi.org/10.1002/jpln.200321132>
127. Kumar, C., Jayakumar, S.N., Pandey, B., Samuel, G., Venkatesh, M. (2014). Cellular and molecular effects of beta radiation from I-131 on human tumor cells a comparison with γ radiation. *Current radiopharmaceuticals*, 7(2): 138-143.
<https://doi.org/10.2174/1874471007666140716115938>
128. Kwan K.C., Bohidar N.R., Hwang S.S. (1984) Estimation of an Effective Half-Life. W: Benet L.Z., Levy G., Ferraiolo B.L. (red.) *Pharmacokinetics*. Springer, Boston, MA. https://doi.org/10.1007/978-1-4613-2799-8_14
129. Kwan, C.K., Duggan, D.E., (1977). Pharmacokinetics of sulindac, *Acta Rheumathologica Belgica*. 1: 168–178.
130. Kwiecińska, K., Kosicka-Gębska, M., Gębski, J. (2016). Wyzwania dla rozwoju rynku dziczyzny w Polsce. *Problems of World Agriculture*, 16: 251-260.
131. Landrum, P.F., Sano, L., Mapili, M.A., Garcia, E., Kreuger, A.M., Moll, R.A. (2003). Degradation of chemical biocides with application to ballast water treatment. *NOAA Technical Memorandum*, GLERL-123
https://www.glerl.noaa.gov/ftp/publications/tech_reports/glerl-123/tm-123.pdf
132. Leclerc, E., Choi, Y. H. (2009). Weathering. In IAEA-TECDOC-1616, pp 45-48.
https://www-pub.iaea.org/MTCD/Publications/PDF/te_1616_web.pdf
133. Leppänen, A.P., Muikku, M., Jaakkola, T., Lehto, J., Rahola, T., Rissanen, K., Tillander, M. (2011). Effective half-lives of ^{134}Cs and ^{137}Cs in reindeer meat and in reindeer herders in Finland after the Chernobyl accident and the ensuing effective radiation doses to humans. *Health physics*, 100(5): 468-481.
<https://doi.org/10.1097/hp.0b013e3181f2b52c>
134. Leśnictwo, 2019. (2019).
https://stat.gov.pl/download/gfx/portalinformacyjny/pl/defaultaktualnosci/5515/13/2/1/rocznik_statystyczny_lesnictwa_2019.pdf
135. Litorowicz, M., Majcherczyk, T., Solecki, A., Waclawek, W. (2004). Spatial variation of cesium ^{137}Cs and natural radionuclides activities in forest and field soil localities of

- the Opole Anomaly area by means of laboratory and field γ -spectrometric measurements. *Chemia i Inżynieria Ekologiczna*, 11(12): 1333-1343.
136. Little, M.P., Wakeford, R., Borrego, D., French, B., Zablotzka, L.B., Adams, M.J., Allodji, R., de Vathaire, F., Lee, C., Brenner, A.V., Miller, J.S., Campbell, D., Pearce, M. S., Doody, M.M., Holmberg, E., Lundell, M., Sadetzki, S., Linet, M.S., Berrington de González, A. (2018). Leukaemia and myeloid malignancy among people exposed to low doses (< 100 mSv) of ionising radiation during childhood: a pooled analysis of nine historical cohort studies. *The Lancet Haematology*, 5(8): e346-e358. [https://doi.org/10.1016/s2352-3026\(18\)30092-9](https://doi.org/10.1016/s2352-3026(18)30092-9)
137. Livingston, H.D., Provinec, P.P. (2000). Anthropogenic marine radioactivity. *Ocean and Coastal Management*, 43:689–712. [http://dx.doi.org/10.1016/S0964-5691\(00\)00054-5](http://dx.doi.org/10.1016/S0964-5691(00)00054-5)
138. Loffredo, N., Onda, Y., Hurtevent, P., Coppin, F. (2015). Equation to predict the ^{137}Cs leaching dynamic from evergreen canopies after a radio-caesium deposit. *Journal of environmental radioactivity*, 147: 100-107. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2015.05.018>
139. Macdonald, C.R., Elkin, B.T., Tracy, B.L. (2007). Radiocesium in caribou and reindeer in northern Canada, Alaska and Greenland from 1958 to 2000. *Journal of environmental radioactivity*, 93(1): 1-25. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2006.11.003>
140. Machart, P., Hofmann, W., Türk, R., Steger, F. (2007). Ecological half-life of ^{137}Cs in lichens in an alpine region. *Journal of environmental radioactivity*, 97(1), 70-75.
141. Mahaney, B.L., Meek, K., Lees-Miller, S.P. (2009). Repair of ionizing radiation-induced DNA double-strand breaks by non-homologous end-joining. *Biochemical Journal*, 417(3): 639-650. <https://doi.org/10.1042/bj20080413>
142. Malek, M.A., Nakahara, M., Nakamura, R. (2004). Uptake, retention and organ/tissue distribution of ^{137}Cs by Japanese catfish (*Silurus asotus Linnaeus*). *Journal of environmental radioactivity*, 77(2): 191-204. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2004.03.006>

143. Manaka, T., Imamura, N., Kaneko, S., Miura, S., Furusawa, H., Kanasashi, T. (2019). Six-year trends in exchangeable radiocesium in Fukushima forest soils. *Journal of environmental radioactivity*, 203: 84-92.
<https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2019.02.014>
144. Massei, G., Kindberg, J., Licoppe, A., Gačić, D., Šprem, N., Kamler, J., Baubet, E., Hohmann, U., Monaco, A., Ozoliņš, J., Cellina, S., Podgórski, T., Fonseca, C., Markov, N., Pokorný, B., Rosell, C., Náhlik, A. (2015). Wild boar populations up, numbers of hunters down? A review of trends and implications for Europe. *Pest management science*, 71(4): 492-500. <https://doi.org/10.1002/ps.3965>
145. Masson, O., Baeza, A., Bieringer, J., Brudecki, K., Bucci, S., Cappai, M., Carvalho, F.P., Connan, O., Cosma, C., Dalheimer, A., Didier, D., Depuydt, G., De Geer, L.E., De Vismes, A., Gini, L., Groppi, F., Gudnason, K., Gurriaran, R., Hainz, D., Halldórsson, Ó., Zhukova, O. oraz 61 pozostałych autorów (2011). Tracking of airborne radionuclides from the damaged Fukushima Dai-ichi nuclear reactors by European networks. *Environmental Science & Technology*, 45(18): 7670-7677.
<https://doi.org/10.1021/es2017158>
146. Matsuda, K., Yamamoto, S., Miyamoto, K. (2020). Comparison of ^{137}Cs uptake, depuration and continuous uptake, originating from feed, in five salmonid fish species. *Journal of Environmental Radioactivity*, 222: 106350.
<https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2020.106350>
147. Mattson, M.P. (2008). Hormesis defined. *Ageing research reviews*, 7(1): 1-7.
<https://doi.org/10.1016/j.arr.2007.08.007>
148. Mattsson, S., Moberg, L. (1991). Fallout from Chernobyl and atmospheric nuclear weapons tests. Chernobyl in perspective. W: *The Chernobyl fallout in Sweden*, Moberg, L. (red.), pp. 591-627
149. Merz, S., Shozugawa, K., Steinhauser, G. (2016). Effective and ecological half-lives of ^{90}Sr and ^{137}Cs observed in wheat and rice in Japan. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 307(3): 1807-1810. <https://doi.org/10.1007/s10967-015-4352-6>
150. Mettler Jr, F.A., Voelz, G.L. (2002). Major radiation exposure—what to expect and how to respond. *New England Journal of Medicine*, 346(20): 1554-1561.
<https://doi.org/10.1056/nejmra000365>

151. Mietelski J.W. (1994) Skażenia promieniotwórcze lasów Polski. Praca doktorska, IFJ, Kraków 1994.
152. Mietelski J.W., Macharski P., Jasińska M., Broda R. (1994b), Radioactive contamination of forests in Poland, *Biological Trace Element Research*, 43-45: 715-723. <https://doi.org/10.1007/bf02917376>
153. Mietelski, J.W., Maksimova, S., Szwałko, P., Wnuk, K., Zagrodzki, P., Błazej, S., Gaca, P., Tomankiewicz, E., Orlov, O. (2010). Plutonium, ¹³⁷Cs and ⁹⁰Sr in selected invertebrates from some areas around Chernobyl nuclear power plant. *Journal of environmental radioactivity*, 101(6): 488-493. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2008.04.009>
154. Mietelski, J.W., Dubchak, S., Błazej, S., Anielska, T., Turnau, K. (2010). ¹³⁷Cs and ⁴⁰K in fruiting bodies of different fungal species collected in a single forest in southern Poland. *Journal of environmental radioactivity*, 101(9): 706-711. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2010.04.010>
155. Mietelski, J.W., Jasińska, M., Kubica, B., Kozak, K., Macharski, P. (1994a). Radioactive contamination of Polish mushrooms. *Science of the Total Environment*, 157: 217-226. [https://doi.org/10.1016/0048-9697\(94\)90582-7](https://doi.org/10.1016/0048-9697(94)90582-7)
156. Miller, F.J., Schlosser, P.M., Janszen, D.B. (2000). Haber's rule: a special case in a family of curves relating concentration and duration of exposure to a fixed level of response for a given endpoint. *Toxicology*, 149(1): 21-34. [https://doi.org/10.1016/s0300-483x\(00\)00229-8](https://doi.org/10.1016/s0300-483x(00)00229-8)
157. Miller, R.W. Blot, W.J. (1972). Small head size after in-utero exposure to atomic radiation. *Lancet*, 2: 784-787. [https://doi.org/10.1016/s0140-6736\(72\)92145-9](https://doi.org/10.1016/s0140-6736(72)92145-9)
158. Mishra, K.P. (2004). Cell membrane oxidative damage induced by γ -radiation and apoptotic sensitivity. *Journal of environmental pathology, toxicology and oncology*, 23(1): 61-66. <https://doi.org/10.1615/jenvpathtoxoncol.v23.i1.60>
159. Monte, L., Brittain, J.E., Håkanson, L., Smith, J.T., van der Perk, M. (2004). Review and assessment of models for predicting the migration of radionuclides from catchments. *Journal of environmental radioactivity*, 75(1): 83-103. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2003.11.004>

160. Morita, T., Yoshida, K. (2005). Effective ecological half-lives of ^{137}Cs for fishes controlled by their surrounding sea-waters. *Radioprotection*, 40(1): S635. <https://doi.org/10.1051/radiopro:2005s1-093>
161. Murakami, M., Ohte, N., Suzuki, T., Ishii, N., Igarashi, Y., Tanoi, K. (2014). Biological proliferation of cesium-137 through the detrital food chain in a forest ecosystem in Japan. *Scientific reports*, 4: 3599. <https://doi.org/10.1038/srep03599>
162. Mück, K., Roth, K., Gerzabek, M. H., Oberländer, H. E. (1994). Effective half-lives of I-and Cs-isotopes in grassland shortly after fallout. *Journal of environmental radioactivity*, 24(2): 127-143. [https://doi.org/10.1016/0265-931X\(94\)90049-3](https://doi.org/10.1016/0265-931X(94)90049-3)
163. Naimark, D.H. (1949). Effective half-life of polonium in the human (No. MLM-272/XAB). Mound Lab., Miamisburg, OH (United States).
164. Nakanishi, T., Sakuma, K. (2019). Trend of ^{137}Cs concentration in river water in the medium term and future following the Fukushima nuclear accident. *Chemosphere*, 215: 272-279. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.10.017>
165. Nesterenko, A.V., Nesterenko, V.B., Yablokov, A.V. (2010). 12. Chernobyl's radioactive contamination of food and people. W: *Chernobyl*, pp. 289-302.
166. Niizeki, K., Wada, T., Nanba, K., Sasaki, K., Teramoto, W., Izumi, S., Nomura, H., Inatomi, N. (2020). Estimating biological half-lives of ^{137}Cs in a cyprinid fish *Tribolodon hakonensis* by a one-compartment model considering growth dilution effect. *Fisheries Science*, 86(5): 861-871. <http://dx.doi.org/10.1007/s12562-020-01452-y>
167. Nikjoo, H., Lindborg, L. (2010). RBE of low energy electrons and photons. *Physics in Medicine & Biology*, 55(10): R65. <https://doi.org/10.1088/0031-9155/55/10/r01>
168. Nimis, P.L. (1996). Radiocesium in plants of forest ecosystems. *Studia Geobotanica*, 15: 3-49.
169. NISA, 2011. (2011). Nuclear and Industry Safety Agency (NISA), 04.04.2011, IAEA: <https://www.iaea.org/newscenter/news/fukushima-nuclear-accident-update-log-4>
170. NRC, 1990. (1990). National Research Council. (1990). Health effects of exposure to low levels of ionizing radiation: BEIR V (Vol. 5). National Academies Press. <https://doi.org/10.17226/1224>

171. NRC, 1994. (1994). National Research Council. (1994). Dosimetry and its application in Radiological Assessments for the Resettlement of Rongelap in the Republic of the Marshall Islands. National Academies Press. <https://doi.org/10.17226/2352>
172. OECD, 2002. (2002). Chernobyl: assessment of radiological and health impacts. 2002 update of Chernobyl ten years on. Nuclear Energy Agency of the Organisation for Economic Co-operation and Development, Paryż. https://www.oecd-nea.org/jcms/pl_13598/chernobyl-assessment-of-radiological-and-health-impacts-2002
173. Oloś, G. (2022). Explanation of the effective and environmental half-lives' high values in environmental components. *Journal of environmental radioactivity*, under review / preprint at SSNR
174. Oloś, G., Dołhańczuk-Śródka, A. (2021A). Levels of ¹³⁷Cs in game and soil in Opole Anomaly, Poland in 2012–2020. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 223: 112577. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2021.112577>
175. Oloś, G., Dołhańczuk-Śródka, A. (2022B). Terminological and methodological discrepancies concerning the radionuclides' effective, environmental and biological half-lives. *Science of the Total Environment*, under review / preprint at SSNR
176. Oloś, G., Dołhańczuk-Śródka, A. (2022C). Effective and environmental half-lives of radiocesium in wild game from Poland. *Journal of environmental radioactivity*, under review / preprint at SSNR
177. Oloś, G., Ng, N. (2022). Determining radionuclides' effective half-life with a use of software designed for pesticide degradation. *Environmental Modelling & Software*, under review / preprint at SSNR
178. Onda, Y., Taniguchi, K., Yoshimura, K., Kato, H., Takahashi, J., Wakiyama, Y., Coppin, F., Smith, H. (2020). Radionuclides from the Fukushima Daiichi nuclear power plant in terrestrial systems. *Nature Reviews Earth & Environment*, 1(12): 644-660. <https://doi.org/10.1038/s43017-020-0099-x>
179. Ostroumova, E., Hatch, M., Brenner, A., Nadyrov, E., Veyalkin, I., Polyanskaya, O., Yauseyenko, V., Polyakov, S., Levin, L., Zablotska, L., Rozhko, A., Mabuchi, K. (2016). Non-thyroid cancer incidence in Belarusian residents exposed to Chernobyl

- fallout in childhood and adolescence: Standardized Incidence Ratio analysis, 1997–2011. *Environmental research*, 147: 44-49.
<https://doi.org/10.1016/j.envres.2016.01.025>
180. Outola, I., Saxén, R. L., Heinävaara, S. (2009). Transfer of ⁹⁰Sr into fish in Finnish lakes. *Journal of environmental radioactivity*, 100(8), 657-664.
<https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2009.05.004>
181. PAA, 1991. (1991). Zespół Prezesa Państwowej Agencji Atomistyki d/s EJ Żarnowiec: Raport w sprawie następstw katastrofy w Czarnobylu (wraz z załącznikami), Warszawa, 1991.
<https://inis.iaea.org/collection/NCLCollectionStore/Public/23/028/23028202.pdf>
182. CLOR, 2011. (2011). Atlas Radiologiczny Polski 2011. Państwowa Agencja Atomistyki, 2011.
http://www.gios.gov.pl/images/dokumenty/pms/monitoring_promieniowania_jonizujacego/Atlas_Radiologiczny_Polski_2011.pdf
183. PAA, 2013. (2013).
https://www.paa.gov.pl/aktualnosc-43-informacja_paa_w_sprawie_sytuacji_w.html
184. Paller, M. H., Jannik, G. T., Baker, R. A. (2014). Effective Half-Life of Caesium-137 in Various Environmental Media at the Savannah River Site. *Journal of Environmental Radioactivity*, 131: 81–88.
<https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2013.10.024>
185. Pandey, B.N., Mishra, K.P. (2000). Fluorescence and ESR studies on membrane oxidative damage by γ radiation. *Applied Magnetic Resonance*, 18(4): 483-492.
<https://doi.org/10.1007/BF03162295>
186. Peles, J. D., Smith, M. H., Brisbin Jr, I. L. (2002). Ecological half-life of ¹³⁷Cs in plants associated with a contaminated stream. *Journal of environmental radioactivity*, 59(2): 169-178. [https://doi.org/10.1016/s0265-931x\(01\)00069-8](https://doi.org/10.1016/s0265-931x(01)00069-8)
187. Petraglia, A., Sirignano, C., Buompane, R., D'Onofrio, A., Esposito, A. M., Terrasi, F., Sabbarese, C. (2020). Space-time Bayesian analysis of the environmental impact of a dismissing nuclear power plant. *Journal of Environmental Radioactivity*, 218: 106241. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2020.106241>

188. Persson, R.B.R. (1971). ^{90}Sr in northern Sweden: Relationships and annual variation from 1961 to 1969 in lichen, reindeer and man. *Health Phys*, 20: 393-402. <https://doi.org/10.1097/00004032-197104000-00004>
189. Pietrzak-Flis Z., Krajewski P., Radwan I., Muramatsu Y. (2003). Retrospective evaluation of ^{131}I deposition density and thyroid dose in Poland after the Chernobyl accident. *Health Physics*, 84(6): 698-708. <https://doi.org/10.1097/00004032-200306000-00002>
190. Pinthus, J. H., Bryskin, I., Trachtenberg, J., Luz, J. P., Singh, G., Fridman, E., Wilson, B. C. (2007). Androgen induces adaptation to oxidative stress in prostate cancer: implications for treatment with radiation therapy. *Neoplasia*, 9(1): 68-80. <https://doi.org/10.1593/neo.06739>
191. Popczyk, B. (2012). Problemy handlu dziczyzną. W: Gwiazdowicz D.J. (red), Problemy współczesnego łowiectwa w Polsce. Poznań, pp. 137-150.
192. Povinec, P. P., Aarkrog, A., Buesseler, K. O., Delfanti, R., Hirose, K., Hong, G. H., ... Togawa, O. (2005). ^{90}Sr , ^{137}Cs and $^{239,240}\text{Pu}$ concentration surface water time series in the Pacific and Indian Oceans—WOMARS results. *Journal of environmental radioactivity*, 81(1): 63-87. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2004.12.003>
193. Práválie, R. (2014). Nuclear weapons tests and environmental consequences: a global perspective. *Ambio*, 43(6): 729-744. <https://dx.doi.org/10.1007%2Fs13280-014-0491-1>
194. Pröhl, G., Hoffman, P.O. (1992). Modelling of radionuclide interception and loss processes in vegetation and of transfer in semi-natural ecosystems. Second report of the VAMP Terrestrial Working Group. IAEA TECDOC No. 857. http://www-pub.iaea.org/MTCD/Publications/PDF/te_857_prn.pdf
195. Pröhl, G., Ehlken, S., Fiedler, I., Kirchner, G., Klemt, E., Zibold, G. (2006). Ecological half-lives of ^{90}Sr and ^{137}Cs in terrestrial and aquatic ecosystems. *Journal of Environmental Radioactivity*, 91(1-2): 41–72. <https://doi.org.10.1016/j.jenvrad.2006.08.004>
196. Rääf, C.L., Hubbard, L., Falk, R., Ågren, G., Vesanen, R. (2006). Ecological half-time and effective dose from Chernobyl debris and from nuclear weapons fallout of

- ^{137}Cs as measured in different Swedish populations. *Health physics*, 90(5): 446-458. <https://doi.org/10.1097/01.hp.0000183141.71491.84>
197. R Core Team. (2021). *R: A language and environment for statistical computing*. R foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria (wersja 4.1.2). <http://www.R-project.org>.
198. Rachubik, J. (2008). Radiocaesium in Polish game meat. *Bulletin of the Veterinary Institute in Puławy*, 3(52).
199. Rafferty, B., Brennan, M., Dawson, D., Dowding, D. (2000). Mechanisms of ^{137}Cs migration in coniferous forest soils. *Journal of Environmental Radioactivity*, 48(2): 131–143. [https://doi.org.10.1016/s0265-931x\(99\)00027-2](https://doi.org.10.1016/s0265-931x(99)00027-2)
200. Ranke, J., Wöltjen, J., Meinecke, S. (2018). Comparison of software tools for kinetic evaluation of chemical degradation data. *Environmental Sciences Europe*, 30(1): 17. <https://doi.org/10.1186/s12302-018-0145-1>
201. Rantavaara, A. (2008). Ingestion doses in Finland due to ^{90}Sr , ^{134}Cs , and ^{137}Cs from nuclear weapons testing and the Chernobyl accident. *Applied Radiation and Isotopes*, 66(11): 1768-1774. <https://doi.org/10.1016/j.apradiso.2007.12.018>
202. Rissanen, K., Rahola, T., Aro, P. (1990). Distribution of cesium-137 in reindeer. *Rangifer*, 10(2): 57-66.
203. Robison, W.L., Conrado, C.L., Bogen, K.T., Stoker, A. C. (2003). The effective and environmental half-life of ^{137}Cs at Coral Islands at the former US nuclear test site. *Journal of Environmental Radioactivity*, 69(3): 207–223. [https://doi.org.10.1016/s0265-931x\(03\)00080-8](https://doi.org.10.1016/s0265-931x(03)00080-8)
204. Rosiak-Zięba, E. (2017). Radiofobia w świecie plotki. Katastrofa w Czarnobylu a wybuchy paniki we współczesnej Polsce. *Przegląd Humanistyczny*, 456(01): 139-146. <http://dx.doi.org/10.5604/01.3001.0009.9233>
205. Rosoff, B., Cohn, S.H., Spencer, H. (1962). Cesium 137 metabolism in man. *Radiation research*, 19: 643-654.
206. RRM, 2005. (2005). Rozporządzenie Rady Ministrów w sprawie dawek promieniowania jonizującego z dnia 18.01.2005 (Dz.U. 2005 nr 20 poz. 168). <http://isap.sejm.gov.pl/isap.nsf/download.xsp/WDU20050200168/O/D20050168.pdf>

207. Russ, W., Venkataraman, R., Bronson, F. (2005). Validation testing of the genie 2000 cascade summing correction. *Journal of radioanalytical and nuclear chemistry*, 264(1): 193-197. <https://doi.org/10.1007/s10967-005-0693-x>
208. Saenko, V., Ivanov, V., Tsyb, A., Bogdanova, T., Tronko, M., Demidchik, Y., Yamashita, S. (2011). The Chernobyl accident and its consequences. *Clinical Oncology*, 23(4): 234-243. <https://doi.org/10.1016/j.clon.2011.01.502>
209. Savino, F., Pugliese, M., Quarto, M., Adamo, P., Loffredo, F., De Cicco, F., Roca, V. (2017). Thirty years after Chernobyl: long-term determination of ^{137}Cs effective half-life in the lichen *Stereocaulon vesuvianum*. *Journal of environmental radioactivity*, 172,: 201-206. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2017.03.002>
210. Scherb, H., Hayashi, K. (2020). Spatiotemporal association of low birth weight with ^{137}Cs deposition at the prefecture level in Japan after the Fukushima nuclear power plant accidents: an analytical-ecologic epidemiological study. *Environmental Health*, 19(1): 1-15. <https://doi.org/10.1186/s12940-020-00630-w>
211. Semizhon, T., Putyrskaya, V., Zibold, G., Klemt, E. (2009). Time-dependency of the ^{137}Cs contamination of wild boar from a region in Southern Germany in the years 1998 to 2008. *Journal of Environmental Radioactivity*, 100(11): 988-992. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2009.06.023>
212. Škrkal J, Rulík P, Fantínová K, Mihalík J, Timková J. (2015) Radiocaesium levels in game in the Czech Republic. *Journal of Environmental Radioactivity*, 139: 18-23. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2014.09.016>
213. Škrkal, J., Fojtík, P., Malátová, I., Bartusková, M. (2017). Ingestion intakes of ^{137}Cs by the Czech population: Comparison of different approaches. *Journal of environmental radioactivity*, 171: 110-116. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2017.02.002>
214. Skuterud, L., Gaare, E., Eikermann, I. M., Hove, K., Steinnes, E. (2005). Chernobyl radioactivity persists in reindeer. *Journal of environmental radioactivity*, 83(2): 231-252. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2005.04.008>
215. Skuterud, L., Pedersen, Ø., Staaland, H., Røed, K. H., Salbu, B., Liken, A., Hove, K. (2004). Absorption, retention and tissue distribution of radiocaesium in reindeer:

- effects of diet and radiocaesium source. *Radiation and environmental biophysics*, 43(4): 293-301. <http://dx.doi.org/10.1007/s00411-004-0257-4>
216. Slebos, R.J., Little, R.E., Umbach, D.M., Antipkin, Y., Zadaorozhnaja, T.D., Mendel, N. A., Sommer, C.A., Conway, K., Parrish, E., Gulino, S., Taylor, J.A. (2004). Mini- and microsatellite mutations in children from Chernobyl accident cleanup workers. *Mutation research*, 559(1-2): 143–151. <https://doi.org/10.1016/j.mrgentox.2004.01.003>
217. Smith, J.T., Fesenko, S.V., Howard, B.J., Horrill, A.D., Sanzharova, N.I., Alexakhin, R.M., Edler, D.G., Naylor, C. (1999). Temporal Change in Fallout¹³⁷Cs in Terrestrial and Aquatic Systems: A Whole Ecosystem Approach. *Environmental Science & Technology*, 33(1): 49–54. <https://doi.org/10.1021/es980670t>
218. Sokolik, G.A., Ivanova, T.G., Leinova, S.L., Ovsiannikova, S.V., Kimlenko, I.M. (2001). Migration ability of radionuclides in soil-vegetation cover of Belarus after Chernobyl accident. *Environment international*, 26(3): 183-187. <https://doi.org/10.1021/es980670t>
219. Srivastava, A., Denschlag, H., Kelber, O., Urich, K. (1990). Accumulation and discharge behavior of ¹³⁷Cs by zebra fish (*Brachydanio rerio*) in different aquatic environments. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 138(1): 165-170. <https://doi.org/10.1007/BF02049359>
220. Strandberg, M. (2004). Long-term trends in the uptake of radiocesium in *Rozites caperatus*. *Science of the Total Environment*, 327(1-3): 315-321. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.01.022>
221. Steinhauser, G., Saey, P.R. (2016). ¹³⁷Cs in the meat of wild boars: a comparison of the impacts of Chernobyl and Fukushima. *Journal of radioanalytical and nuclear chemistry*, 307(3): 1801-1806. <https://dx.doi.org/10.1007%2Fs10967-015-4417-6>
222. Steinhauser, G., Brandl, A., Johnson, T.E. (2014). Comparison of the Chernobyl and Fukushima nuclear accidents: a review of the environmental impacts. *Science of the total environment*, 470: 800-817. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.10.029>
223. Stohl, A., Seibert, P., Wotawa, G., Arnold, D., Burkhart, J. F., Eckhardt, S., Tapia, C., Vargas, A., Yasunari, T. J. (2012). Xenon-133 and caesium-137 releases into the atmosphere from the Fukushima Dai-ichi nuclear power plant: determination of the

- source term, atmospheric dispersion, and deposition. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 12(5): 2313-2343. <https://doi.org/10.5194/acp-12-2313-2012>
224. Strebl, F., Tataruch, F. (2007). Time trends (1986–2003) of radiocesium transfer to roe deer and wild boar in two Austrian forest regions. *Journal of environmental radioactivity*, 98(1-2): 137-152. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2006.02.009>
225. Strebl, F., Gerzabek, M.H., Karg, V., Tataruch, F. (1996). ¹³⁷Cs-migration in soils and its transfer to roe deer in an Austrian forest stand. *Science of the Total Environment*, 181(3): 237-247. [https://doi.org/10.1016/0048-9697\(95\)05023-x](https://doi.org/10.1016/0048-9697(95)05023-x)
226. Strzelecki, R., Wołkiewicz, S., Lewandowski, P. (1994). Koncentracja cezu w Polsce. *Przegląd Geologiczny*, 42: 3
227. Sunaga, Y., Harada, H., Kawachi, T. (2015). Weathering half-life of radioactive cesium for winter rye (*Secale cereale* L.) and Italian ryegrass (*Lolium multiflorum* Lam.) directly contaminated by the 2011 Fukushima Daiichi Nuclear Power Station accident. *Soil Science and Plant Nutrition*, 61(2): 200-211. <https://doi.org/10.1080/00380768.2015.1008936>
228. Šprem, N., Babić, I., Barišić, D., Barišić, D. (2013). Concentration of ¹³⁷Cs and ⁴⁰K in meat of omnivore and herbivore game species in mountain forest ecosystems of Gorski Kotar, Croatia. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 298(1): 513-517. <http://dx.doi.org/10.1007/s10967-013-2475-1>
229. Tagami, K., Uchida, S., Shinano, T., Pröhl, G. (2020). Comparisons of effective half-lives of radiocesium in Japanese tea plants after two nuclear accidents, Chernobyl and Fukushima. *Journal of Environmental Radioactivity*, 213: 106-109.
230. Takahashi, S. (red.) (2014). Radiation monitoring and dose estimation of the Fukushima nuclear accident. *Springer Nature*, Tokyo, Japonia. <https://doi.org.10.1007/978-4-431-54583-5>
231. Takatsuji, T., Sato, H., Takada, J., Endo, S., Hoshi, M., Sharifov, V.F., Veselkina, I.I., Pilenko, I.V., Kalimullin, W.A., Masyakin, V.B., Kovalev, A.I., Yoshikawa, I., Okajima, S. (2000). Relationship between the ¹³⁷Cs whole-body counting results and soil and food contamination in farms near Chernobyl. *Health physics*, 78(1): 86–89. <https://doi.org/10.1097/00004032-200001000-00014>

232. Tanaka, S., Adati, T., Takahashi, T., Fujiwara, K., Takahashi, S. (2018). Concentrations and biological half-life of radioactive cesium in epigeic earthworms after the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident. *Journal of environmental radioactivity*, 192: 227-232. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2018.06.020>
233. Tanoi, K., Uchida, K., Doi, C., Nihei, N., Hirose, A., Kobayashi, N.I., Sugita, R., Nobori, T., Nakanishi, T.M., Kanno, M., Wakabayashi, I., Ogawa, M., Tao, Y., 2016. Investigation of radiocesium distribution in organs of wild boar grown in Iitate, Fukushima after the Fukushima Daiichi nuclear power plant accident. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 307(1): 741-746. <https://doi.org/10.1007/s10967-015-4233-z>
234. Tagami, K., Uchida, S. (2016). Consideration on the long ecological half-life component of ^{137}Cs in demersal fish based on field observation results obtained after the Fukushima accident. *Environmental science & technology*, 50(4): 1804-1811. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b04952>
235. Ten Hoeve, J.E., Jacobson, M.Z. (2012). Worldwide health effects of the Fukushima Daiichi nuclear accident. *Energy & Environmental Science*, 5(9): 8743-8757. <http://dx.doi.org/10.1039/c2ee22019a>
236. Tondel, M., Rääf, C., Wålinder, R., Mamour, A., Isaksson, M. (2017). Estimated lifetime effective dose to hunters and their families in the three most contaminated counties in Sweden after the Chernobyl nuclear power plant accident in 1986—A pilot study. *Journal of environmental radioactivity*, 177: 241-249. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvrad.2017.06.017>
237. Tronko, M., Mabuchi, K., Bogdanova, T., Hatch, M., Likhtarev, I., Bouville, A., Oliynik, V., McConnell, R., Shpak, V., Zablotska, L., Tereshchenko, V., Brenner, A., Zamotayeva, G. (2012). Thyroid cancer in Ukraine after the Chernobyl accident (in the framework of the Ukraine-US Thyroid Project). *Journal of radiological protection : official journal of the Society for Radiological Protection*, 32(1): 65–69. <https://doi.org/10.1088/0952-4746/32/1/N65UNSCEAR 2010>

238. Tuominen, Y., Jaakkola, T. (1973). Chapter 6 - Absorption and accumulation of mineral elements and radioactive nuclides. W: The lichens, (pp. 185-223), Veron Ahmadjian, Mason E. Hale (Ed.), Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-044950-7.50011-8>
239. Uchiyama, M. (1978). Estimation of ^{137}Cs body burden in Japanese II. The biological half-life. *Journal of radiation research*, 19(3): 246-261. <https://doi.org/10.1269/jrr.19.246>
240. UNSCEAR (2010). Sources and Effects of Ionizing Radiation. *UNSCEAR 2008 Report*, Volume I, Annex A. pp. 40, table 1 https://www.unscear.org/docs/publications/2008/UNSCEAR_2008_Annex-A-CORR.pdf
241. Unterweger, M.P., Hoppes, D.D., Schima, F.J. (1992). New and revised half-life measurements results. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research A*, 1(1): 349-352. [https://doi.org.10.1016/0168-9002\(92\)90180-C](https://doi.org.10.1016/0168-9002(92)90180-C)
242. Vartti, V.P., Ikäheimonen, T.K., Klemola, S., Ilus, E., Mattila, J. (2006). ^{137}Cs in terrestrial environment in Loviisa, Olkiluoto and Mänttä areas (Finland). *Proceedings of the summary seminar within the NKS-B programme 2002-2005*, No. NKS--140.
243. Veiberg, V., Gaare, E., Stokke, S., Solberg, E. J., Skuterud, L. (2011). Monitoring of caesium-137 in food plants and muscle from moose, red deer and wild reindeer in 2010. *Norsk Inst. for Naturforskning*, No. NINA-R--734.
244. Venturi, S. (2020). Correlation between radioactive cesium and the increase of pancreatic cancer: a hypothesis. *Biosfera*, 12(4): 21-30. <http://dx.doi.org/10.24855/biosfera.v12i4.556>
245. Vetikko, V., Kostianen, E. (2013). Assessment of doses to game animals in Finland. *Journal of environmental radioactivity*, 125: 69-73. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2013.01.014>
246. Völkle, H., Murith, C., Surbeck, H. (1989). Fallout from atmospheric bomb tests and releases from nuclear installations. *International Journal of Radiation Applications and Instrumentation. Part C. Radiation Physics and Chemistry*, 34(2): 261–277. [https://doi.org/10.1016/1359-0197\(89\)90234-8](https://doi.org/10.1016/1359-0197(89)90234-8)

247. Wambersie, A., Andreo, P., De Luca, P. M., Gahbauer, R., Jones, D.T. L., Menzel, H.G., Paretzke, H., Whitmore, G., Hendry, J.H. (2011). Biological Weighting of Absorbed Doses in Proton and Heavier Ion-Beam Therapy: ICRU-IAEA Recommendations on the Isoeffect-Dose Concept. *Radiology and nuclear medicine*, S62. <https://doi.org/10.1093/rpd/ncq410>
248. Ward, J.F. (1995). Radiation mutagenesis: the initial DNA lesions responsible. *Radiation research*, 142(3): 362-368.
249. Weimer, R., Sonesten, L., Goedkoop, W., Sundell-Bergman, S., Rosen, K., Wikenros, C. Long term behavior of radiocaesium in moose: conclusions from 25 years of monitoring. *International Conference on Radioecology and Environmental Radioactivity*, Barcelona (Spain); 7-12 Sep 2014.
250. Weinberg, H.S., Korol, A.B., Kirzhner, V.M., Avivi, A., Fahima, T., Nevo, E., Saphiro, S., Rennert, G., Piatak, O., Stepanova, E.I., Skvarskaja, E. (2001). Very high mutation rate in offspring of Chernobyl accident liquidators. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 268(1471): 1001-1005. <https://dx.doi.org/10.1098%2Frspb.2001.1650>
251. White, D.R., Booz, J., Griffith, R.V., Spokas, J.J., Wilson, I.J. (1989). Report 44. *Journal of the International Commission on Radiation Units and Measurements*, os23(1). <https://doi.org/10.1093/jicru/os23.1.report44>
252. WHO, 2008. (2008) <https://www.who.int/medicines/publications/pharmacopoeia/Radgenmono.pdf>
253. Will, W. (1991). *Measurement of conversion coefficients for the ICRU operational quantities for individual monitoring of photons* (No. PTB-DOS--20 (V. 1)). https://inis.iaea.org/search/search.aspx?orig_q=RN:23086504
254. Winkelbauer, J., Völkel, J., Leopold, M., Hürkamp, K., Dehos, R. (2012). The vertical distribution of ¹³⁷Cs in Bavarian forest soils. *European Journal of Forest Research*, 131(5): 1585–1599. <https://doi.org/10.1007/s10342-012-0626-5>
255. WNA, 2021 (2021). World Nuclear Association, website: <https://world-nuclear.org/information-library/facts-and-figures/reactor-database.aspx>

256. Wołkowicz. S., Strzelecki. R. (2002). Geochemia poczarnobylskiego cezu w glebach i roślinach anomalii opolskiej. *Przegląd Geologiczny*. 50(10-02): 941-944.
257. Wotawa, G. (2011). Accident in the Japanese NPP Fukushima: Large emissions of Cesium-137 and Iodine-131/Spread of Radioactivity/weather currently favourable/low level radioactivity observed in Iceland. *Central Institute for Meteorology and Geodynamics*, Austria, Wiedeń.
258. Wróbel, Ł., Dołhańczuk-Śródka, A., Kłos, A., Ziembik, Z. (2015). The activity concentration of post-Chernobyl ^{137}Cs in the area of the Opole Anomaly (southern Poland). *Environmental monitoring and assessment*, 187(1): 4084. <https://doi.org/10.1007/s10661-014-4084-z>
259. Yu, F., Zhang, R., Zhang, G., Meng, Z., Liu, X., He, Y., Tan, J. Wang, R. (2021). Predictive value of a thyroid-absorbed dose with a shorter effective half-life on efficacy in graves disease patients peceiving Iodine-131 therapy. *Medical Science Monitor*, 27: e928796-1. <https://dx.doi.org/10.12659%2FMSM.928796>
260. Zhu, H., Morris, K., Mueller, W., Field, M., Venkataraman, R., Lamontagne, J., Bronson, F., Berlizov, A. (2009). Validation of true coincidence summing correction in Genie 2000 V3. 2. *Journal of radioanalytical and nuclear chemistry*, 282(1): 205-209. <http://dx.doi.org/10.1007/s10967-009-0148-x>
261. Zhu, Y.G., Smolders, E. (2000). Plant uptake of radiocaesium: a review of mechanisms, regulation and application. *Journal of experimental botany*, 51(351): 1635-1645. <https://doi.org/10.1093/jexbot/51.351.1635>
262. Zibold G, Klemm E. (2005). Ecological half-times of ^{137}Cs and ^{90}Sr in forest and freshwater ecosystems. *Radioprotection*, 40: S497–S502. <https://doi.org/10.1051/radiopro:2005s1-073>.
263. Ziembik, Z. 2013. Wykorzystanie metod statystycznych do opisu akumulacji ^{137}Cs w glebach leśnym. W: *Wydawnictwo Uniwersytetu Opolskiego*, Grzegorz Staniszewski, (Red.), Uniwersytet Opolski, Opole, Polska. <https://repo.uni.opole.pl/docstore/download/UOce7c50371a6e43e18d636bb802a10130/ZiembikA-Akumulacja.pdf>

264. Zotina, T., Dementyev, D., Alexandrova, Y. (2021). Long-term trends and speciation of artificial radionuclides in two submerged macrophytes of the Yenisei River: A comparative study of *Potamogeton lucens* and *Fontinalis antipyretica*. *Journal of Environmental Radioactivity*, 227: 106461.
<https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2020.106461>

STRESZCZENIE

Awaria elektrowni atomowej w Czarnobylu w 1986 r. była największą katastrofą w dziedzinie energetyki jądrowej w historii ludzkości. Konsekwencją tego zdarzenia było skażenie wielu regionów Europy różnymi, niestabilnymi izotopami, z których istotny, z punktu widzenia zdolności do wieloletniego utrzymywania się w środowisku i migracji w łańcuchy troficzne, jest radioizotop cezu, ^{137}Cs . Regionem Polski, który uległ szczególnemu skażeniu ^{137}Cs jest Anomalia Opolska. Jak dotąd badania skoncentrowane na oznaczaniu aktywności ^{137}Cs w różnych elementach środowiska w obrębie Anomalii Opolskiej nie uwzględniały zwierząt łownych. Biorąc pod uwagę rolę dziczyzny w diecie rodzin o tradycjach łowieckich lub leśniczych, stanowić ona może równie istotną drogę migracji ^{137}Cs ze środowiska do człowieka, co jadalne grzyby.

Celem pracy było oznaczenie aktywności ^{137}Cs w tkankach mięśniowych trzech gatunków zwierząt łownych bytujących na obszarze Anomalii Opolskiej: sarny europejskiej (*Capreolus capreolus*), jelenia szlachetnego (*Cervus elaphus*) oraz dzika euroazjatyckiego (*Sus scrofa*). Podjęto próbę określenia skutecznej dawki promieniowania γ dla konsumentów lokalnej dziczyzny oraz określenia stopnia migracji ^{137}Cs z gleby do badanych gatunków zwierząt łownych. Ponadto, celem określenia wieloletnich trendów zmian aktywności ^{137}Cs obliczono wartości efektywnego i środowiskowego czasu połowicznego zaniku (odpowiednio, $T_{1/2\text{ef}}$, oraz $T_{1/2\text{środ}}$) dla badanych gatunków z obszaru Anomalii Opolskiej oraz pozostałych regionów Polski. Dokonano rewizji obecnego stanu wiedzy w zakresie obliczania wzmiankowanych czasów, co było niezbędnym etapem z uwagi na duże rozbieżności metodologiczne w dostępnej literaturze w tym temacie. Z uwagi na ograniczenia modelu jedno-fazowego (SFO), podjęto również próbę opisu kinetyki zmian aktywności ^{137}Cs wykorzystując programy uwzględniające dwu-fazową kinetykę zaniku substancji antropogenicznych w środowisku.

Dane opisujące aktywność właściwą ^{137}Cs w tkankach mięśniowych zwierząt łownych pozyskano na drodze samodzielnego pobierania prób ze środowiska, współpracy z Nadleśnictwem Kup oraz dzięki uprzejmości Wojewódzkich oraz Powiatowych Inspektoratów Weterynarii z wybranych województw kraju. Aktywność właściwą i powierzchniową gleby w obrębie Anomalii Opolskiej oznaczono samodzielnie w oparciu o obwody łowieckie stanowiące racjonalną, z punktu widzenia bytowania i pozyskania

zwierzyny, jednostkę obszaru. Skuteczną dawkę promieniowania γ obliczono zgodnie z metodologią prawną obowiązującą w Polsce, zakładając cztery możliwe scenariusze konsumpcji dziczyzny pochodzącej z lasów Anomalii Opolskiej. Obliczeń wartości $T_{1/2ef}$, oraz $T_{1/2\acute{s}rod}$ dokonano zgodnie z modelem SFO, zakładając, że na podstawie empirycznie określonych aktywności ^{137}Cs możliwym jest w pierwszej kolejności obliczenie $T_{1/2ef}$, a dopiero później $T_{1/2\acute{s}rod}$. Do określenia kinetyki zmian aktywności ^{137}Cs w tkankach mięśniowych zwierząt łownych, z uwzględnieniem modeli dwu-fazowych, wykorzystano programy: Excel, PestDF, CAKE oraz arkusz kalkulacyjny DEGKIN.

Aktywności ^{137}Cs w tkankach mięśniowych zwierząt łownych pozyskanych na obszarze Anomalii Opolskiej należy uznać za mieszczące się w normach prawnych. Odnotowano brak różnic wewnątrz- i między-gatunkowych w aktywności ^{137}Cs dla zbadanych gatunków łownych w obrębie Anomalii Opolskiej. Roczna dawka skuteczna dla konsumentów dziczyzny wg najbardziej pesymistycznego scenariusza wyniosła $134 \mu Sv \cdot rok^{-1}$. Należy uznać ją za niską i bezpieczną dla zdrowia. Na podstawie obliczonych wartości $T_{1/2ef}$ oraz $T_{1/2\acute{s}rod}$ wykazano akumulację ^{137}Cs w wielu populacjach żyjących poza Polską Północno-Wschodnią. W obrębie Anomalii Opolskiej wykazano brak zmian aktywności ^{137}Cs u wszystkich analizowanych gatunków łownych na przestrzeni ostatnich kilkunastu lat. Na podstawie analizy źródeł literaturowych określono obecność dwóch koncepcji obliczania $T_{1/2ef}$, $T_{1/2biol}$ oraz $T_{1/2\acute{s}r}$, które mogą dawać rozbieżne wyniki przy braku spełnienia określonych warunków metodologicznych. Warunki te udało się opisać i sprecyzować. Określono mocne i słabe strony dwóch różnych koncepcji obliczania $T_{1/2ef}$, $T_{1/2biol}$ oraz $T_{1/2\acute{s}r}$ przez pryzmat łatwości zastosowania i podatności na błąd metodologiczny. Wykorzystane programy komputerowe do obliczeń $T_{1/2ef}$ oraz $T_{1/2\acute{s}r}$ wykazały w wielu przypadkach dwufazowy charakter zmian aktywności ^{137}Cs w tkankach mięśniowych badanych gatunków łownych. Określono mocne i słabe strony modeli jedno- i dwufazowych.

SUMMARY

The Chernobyl nuclear power plant accident in 1986 was the greatest nuclear disaster in human history. In consequence of this event, many European regions have been contaminated with various, unstable isotopes, of which the cesium ^{137}Cs is one of most important. Due to its persistence in the environment and ease with which it migrates into trophic chains, this radioisotope pose an environmental threat to both: man and biota. The region of Poland that has been particularly contaminated with ^{137}Cs is called the Anomaly of Opole. So far, the research focused on determining the activity of ^{137}Cs in various elements of the environment within the Opole Anomaly did not include game animals. Taking into account the role of game in the diet of families with hunting or forestry traditions, game may constitute an equally important path of migration of ^{137}Cs from the environment to man as edible mushrooms.

The aim of the study was to determine the ^{137}Cs activity in the muscle tissues of three game species living in the Opole Anomaly: European roe deer (*Capreolus capreolus*), Red deer (*Cervus elaphus*) and Eurasian wild boar (*Sus scrofa*). An attempt was made to determine the effective dose of γ radiation among game consumers and also to determine the ^{137}Cs soil-to-game transfer factors. In addition, in order to determine the long-term trends in ^{137}Cs activity, values of the effective and environmental half-life were calculated ($T_{1/2\text{eff}}$ and $T_{1/2\text{env}}$ respectively) for the studied species from the Opole Anomaly area and from other regions of Poland. The current state of knowledge in the field of calculating the aforementioned half-lives was revised, which was a necessary stage due to the methodological discrepancies in the available literature on this subject. Due to the limitations of the single-phase model (SFO), an attempt was also made to describe the kinetics of ^{137}Cs activity changes using programs that take into account the bi-phasic kinetics in the concentration changes of anthropogenic substances in the environment.

Data describing the specific ^{137}Cs activity in the muscle tissues of game was obtained through self-sampling from the environment, cooperation with the Kup Forest Inspectorate and courtesy of Voivodship and District Veterinary Inspectorates from most voivodships of the country. The specific and surface ^{137}Cs activity in soil within the Opole Anomaly was determined independently on the basis of hunting districts constituting a rational unit of the area from the perspective of the existence and acquisition of game. The effective dose

of γ radiation was calculated in accordance with the legal guidelines in force in Poland, assuming four possible scenarios for the consumption of game from the forests of the Opole Anomaly. The calculations of $T_{1/2\text{eff}}$ and $T_{1/2\text{env}}$ were made in accordance with the SFO model, assuming that on the basis of empirically determined ^{137}Cs activities it is possible to calculate $T_{1/2\text{eff}}$, and then to extrapolate the $T_{1/2\text{env}}$ value. The following programs, which take into account bi-phasic models, were used to determine the kinetics of ^{137}Cs activity changes in the tissues of game: Excel, PestDF, CAKE and the DEGKIN spreadsheet.

^{137}Cs activity in the muscle tissues of studied game animals in the area of Opole Anomaly should be considered within the legal norms. There were no intra- and inter-species differences in the ^{137}Cs activity among the studied game species within the Opole Anomaly. The annual effective dose for game consumers, according to the most pessimistic scenario, was $134 \mu\text{Sv} \cdot \text{year}^{-1}$. This dose should be considered low and safe for health. Based on $T_{1/2\text{eff}}$ and $T_{1/2\text{env}}$ values, the accumulation of ^{137}Cs was demonstrated in many populations living outside North-Eastern Poland. In the area of the Opole Anomaly, no decrease in the activity of ^{137}Cs was demonstrated in all analyzed game species over the last dozen or so years. Based on the analysis of literature sources, the presence of two concepts for calculating $T_{1/2\text{eff}}$, $T_{1/2\text{env}}$ and $T_{1/2\text{biol}}$ was determined, which may give divergent results without meeting certain methodological conditions that were specified in this study. The strengths and weaknesses of this two, different concepts for calculating $T_{1/2\text{eff}}$, $T_{1/2\text{env}}$ and $T_{1/2\text{biol}}$ were identified through the prism of ease of use and susceptibility to methodological bias. The computer programs used for the calculations of $T_{1/2\text{eff}}$ and $T_{1/2\text{env}}$ showed a bi-phasic kinetics of ^{137}Cs activity changes for several regional populations of studied game species. The strengths and weaknesses of the SFO and bi-phasic kinetic models were identified.