

**MONITORING PROMIENIOWANIA JONIZUJĄCEGO REALIZOWANY W
RAMACH PAŃSTWOWEGO MONITORINGU ŚRODOWISKA**

ZADANIE 2:

**MONITORING SKAŻEŃ PROMIENIOTWÓRCZYCH WÓD
POWIERZCHNIOWYCH I OSADÓW DENNYCH**

ETAP VI

Raport

Rok 2019

M. Kardaś, A. Fulara, M. Suplińska, B. Rubel, K. Pachocki, E. Starościak, M. Wasilewska



Opracowanie wykonano na zlecenie Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska (umowa nr 55/F/2015 z dnia 16.12.2015r.) finansowane ze środków Narodowego Funduszu Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej



Centralne Laboratorium Ochrony Radiologicznej

Marzec 2019

WSTĘP

Celem pracy było oznaczenie skażeń promieniotwórczych wód powierzchniowych i osadów dennych. W ramach Programu Monitoringu oznaczono ^{137}Cs i ^{90}Sr w wodach oraz ^{137}Cs , $^{239,240}\text{Pu}$ i ^{238}Pu w osadach dennych.

Próbki wody i osadów dennych pobierano w 18 punktach, usytuowanych w dorzeczu Wisły (7 punktów), w dorzeczu Odry (5 punktów) i w sześciu jeziorach. Terminy poboru próbek w roku 2018 były następujące:

1. Termin wiosenny – od 11 kwietnia do 19 czerwca;
2. Termin jesienny - od 26 września do 18 października.

1. LOKALIZACJA PUNKTÓW POMIAROWYCH Z PRZEDSTAWIENIEM NA MAPIE.

Usytuowanie miejsc poboru próbek przedstawia Rys. 1, a wykaz punktów poboru wody i osadów dennych oraz współrzędne geograficzne miejscowości, w których pobierano próbki podano w Tabeli 1 i 2.



Rys. 1. Usytuowanie miejsc poboru wód i osadów dennych.

Tabela 1. Punkty poboru próbek wody i osadów dennych z jezior.

Jezioro i miejsce poboru	Województwo	Data poboru próbek wiosna 2018	Data poboru próbek jesień 2018	Długość geograficzna wschodnia DMS	Szerokość geograficzna północna DMS
Drawsko, Stare Drawsko	<i>zachodnio-pomorskie</i>	24.05	12.10	16°11'39"	53°36'08"
Wadąg, Myki	<i>warmińsko-mazurskie</i>	11.04	26.09	20°33'44"	53°51'02"
Partęczyny, Wielkie Partęczyny	<i>kujawsko-pomorskie</i>	12.04	27.09	19°25'21"	53°23'06"
Rogóżno, Rogóżno	<i>lubelskie</i>	21.05	9.10	22°58'20"	51°22'50"
Niesłysz, Niesulice	<i>lubuskie</i>	23.05	11.10	15°23'54"	52°12'57"
Wigry, Stary Folwark	<i>podlaskie</i>	11.04	26.09	23°05'08"	54°04'38"

Tabela 2. Punkty poboru próbek wody i osadów dennych z rzek.

Rzeka	Miejsce poboru próbek	Data poboru próbek wiosna 2018	Data poboru próbek jesień 2018	Długość geograficzna wschodnia DMS	Szerokość geograficzna północna DMS
Wisła	Kraków Tyniec	21.05	9.10	19°48'05"	50°01'11"
	Annopol	21.05	9.10	21°50'02"	50°53'11"
	Warszawa	19.06	18.10	21°00'48"	52°15'43"
	Płock	12.04	27.09	19°41'13"	52°32'00"
	Kieżmark	12.04	27.09	18°56'57"	54°15'20"
Narew	Pultusk	11.04	26.09	21°05'38"	52°42'00"
Bug	Wyszaków	11.04	26.09	21°27'33"	52°35'24"
Odra	Chałupki	22.05	10.10	18°19'43"	49°55'22"
	Wrocław	22.05	10.10	16°59'19"	51°08'07"
	Głogów	22.05	10.10	16°05'08"	51°40'12"
	Krajnik	23.05	11.10	14°18'46"	53°02'02"
Warta	Poznań	24.05	12.10	16°56'11"	52°22'55"

2. OPIS METODY POBORU I POMIARU PRÓBEK WODY I OSADÓW DENNYCH.

Pobór próbek i wstępna preparatyka

Próbki wody z rzek pobierano z głównego nurtu, natomiast wodę z jezior z pomostów, przy użyciu obciążonego wiadra z liną. Objętość próbki wynosiła 20 litrów. Wodę z wiadra przenoszono do pojemników polietylenowych i zakwaszono kwasem azotowym. Osady denne pobierano używając szufelki, z trzech miejsc oddalonych od siebie o ok. 50 m i sporządzano próbkę zbiorczą o masie ok. 1 kg. Po przywiezieniu do laboratorium wodę odparowywano z dodatkiem kwasu azotowego; osady denne po usunięciu kamyków i części roślin, suszono w temp. 105°C do stałej wagi i przesiewano przez sito o średnicy oczek 2 mm.

CLOR posiada wdrożony System Zarządzania Laboratorium wg normy PN-EN ISO/IEC 17025:2005 i poniżej opisane metody są stosowane od wielu lat.

Stężenie promieniotwórcze ^{137}Cs , ^{238}Pu i $^{239,240}\text{Pu}$ w osadach dennych oraz ^{90}Sr w wodach oznaczano zgodnie z metodami akredytowanymi.

Wszystkie metody wykorzystywane w oznaczaniu izotopów promieniotwórczych w tej pracy posiadają zatwierdzenie Prezesa Państwowej Agencji Atomistyki.

W celu zapewnienia jakości laboratorium bierze udział w porównaniach między laboratoryjnych krajowych i zagranicznych osiągając bardzo dobre wyniki.

^{137}Cs i ^{90}Sr w wodzie

Stężenie promieniotwórcze ^{137}Cs i ^{90}Sr oznaczano w tej samej próbce. Metoda oznaczania ^{137}Cs polega na selektywnej sorpcji cezu na złożu fosfomolibdenianu amonu (AMP) i pomiarze aktywności β preparatu. Do oznaczenia stężenia promieniotwórczego ^{90}Sr stosowano metodę polegającą na oznaczeniu ^{90}Y , krótko żyjącego izotopu ($T_{1/2}$ - 64,2 h) powstającego w wyniku rozpadu ^{90}Sr . Analizę prowadzono w obecności, ^{85}Sr , co pozwoliło na określenie wydajności ^{90}Sr . Wydajność radiochemiczna oznaczeń stężenia promieniotwórczego, ^{90}Sr wynosiła od 76 do 100%.

Do pomiaru aktywności ^{137}Cs i ^{90}Sr stosowano niskotłowy zestaw aparaturowy, produkcji duńskiej, oparty na licznikach przepływowych GM (Riso GM-25-5) o biegu własnym około

0,2 imp/min. Kalibrację aparatury prowadzono za pomocą roztworów wzorcowych ^{137}Cs i ^{90}Sr . Wzorce do kalibracji aparatury wykonywano w taki sam sposób jak analizowane próbki. Wydajność osadzania ^{137}Cs na złożu AMP wynosi ok. 99%, a jego granica oznaczalności dla czasu pomiaru 180 min wynosi $0,32 \text{ mBq l}^{-1}$. Granica oznaczalności stężenia promieniotwórczego ^{90}Sr dla czasu pomiaru 120 min wynosi $0,45 \text{ mBq l}^{-1}$.

^{137}Cs , ^{238}Pu i $^{239,240}\text{Pu}$ w osadach dennych

Stężenie promieniotwórcze ^{137}Cs w osadach dennych oznaczano metodą spektrometrii gamma. Po wstępnej preparatyce naważki osadu przenoszono do pojemników typu Marinelli o objętości 450 ml i umieszczano w układzie pomiarowym.

Stosowany do pomiaru spektrometr składa się z detektora germanowego (HP Ge) znajdującego się w ołowianym domku osłonnym o grubości ścianek 10 cm i wyłożonym

2-mm warstwą miedzi. Detektor połączony jest z wielokanałowym analizatorem amplitudy impulsów MULTIPORT II MCA z oprogramowaniem spektrometrycznym GENIE-2000 firmy Canberra. Zdolność rozdzielcza detektora wynosi 1,8 keV dla ^{60}Co (1332 keV), a względna wydajność 33%. Czas pomiaru dobierano w taki sposób, aby błąd pomiaru nie przekraczał 10%. Granica detekcji przy czasie pomiaru 150000 s wynosi $0,40 \text{ Bq kg}^{-1}$ suchej masy osadu dennego.

Zasada metody oznaczania stężenia promieniotwórczego $^{239,240}\text{Pu}$ i ^{238}Pu polega na wydzieleniu plutonu z badanej próbki, elektrodepozycji i pomiarze aktywności metodą α -spektrometryczną. Analizę prowadzono w obecności znacznika (^{242}Pu), co pozwala na określenie wydajności chemicznej i wydajności pomiaru. Pluton wydzielano z próbki stosując wymianę jonową, a następnie prowadzono elektrodepozycję na krążkach stalowych. Aktywność izotopów plutonu mierzono metodą spektrometrii alfa. Układ pomiarowy składał się z detektorów krzemowych typu PIPS (implantowane, płaskie o pasywowanej powierzchni) umieszczonych w komorach próżniowych i połączonych z analizatorem wielokanałowym Multiport II MCA (Canberra MP2-GE) z oprogramowaniem spektrometrycznym GENIE 2000. Pomiar prowadzono przez 164000 s, a granica detekcji wynosiła $0,2 \text{ mBq/ próbkę}$.

3. ANALIZA WYNIKÓW OZNACZEŃ STĘŻEŃ ^{137}Cs I ^{90}Sr W PRÓBKACH WODY POBRANEJ W PUNKTACH BADAWCZYCH W 2018 ROKU.

3.1. Ocena zawartości ^{137}Cs w wodach badanych rzek z uwzględnieniem podziału na dorzecza.

Stężenia promieniotwórcze ^{137}Cs w próbkach wody z poszczególnych miejsc poboru próbek w rzekach w okresie wiosennym i jesiennym 2018 roku oraz średnie roczne stężenie promieniotwórcze tego radionuklidu przedstawione są w Tabeli 3. Średnie stężenia promieniotwórcze ^{137}Cs w wodach rzek mieściły się w granicach od 1,41 mBq l⁻¹ w Wiśle (Annapol) do 5,22 mBq l⁻¹ w Wiśle (Warszawa). Zakres średnich rocznych stężeń promieniotwórczych ^{137}Cs dla dorzecza Odry mieścił się w przedziale od 2,76 (Warta, Poznań) do 5,15 mBq l⁻¹ (Odra, Chałupki), a dla dorzecza Wisły od 1,41 (Wisła, Annapol) do 5,22 mBq l⁻¹ (Wisła, Warszawa)

Tabela 3. Stężenie promieniotwórcze ^{137}Cs w wodach Wisły, Odry i ich dopływów w okresie wiosennym i jesiennym oraz średnie roczne stężenie tego radionuklidu w 2018 r.

Lp.	Miejsce poboru próbki	^{137}Cs , wiosna mBq l ⁻¹	^{137}Cs , jesień, mBq l ⁻¹	^{137}Cs , średnia roczna mBq l ⁻¹
DORZECZE WISŁY				
1.	Wisła Kraków Tyniec	5,00 ± 0,54 ^{a)}	4,65 ± 0,52 ^{a)}	4,83 ± 0,25 ^{b)}
2.	Wisła Annapol	0,22 ± 0,05	2,59 ± 0,32	1,41 ± 1,68
3.	Wisła Warszawa	4,20 ± 0,46	6,23 ± 0,67	5,22 ± 1,44
4.	Wisła Płock	3,85 ± 0,50	1,82 ± 0,30	2,84 ± 1,44
5.	Wisła Kiezmark	4,05 ± 0,45	4,33 ± 0,48	4,19 ± 0,20
6.	Narew Pułtusk	1,02 ± 0,19	2,32 ± 0,29	1,67 ± 0,92
7.	Bug Wyszków	2,22 ± 0,33	2,50 ± 0,31	2,36 ± 0,20
DORZECZE ODRY				
8.	Odra Chałupki	5,01 ± 0,54	5,28 ± 0,58	5,15 ± 0,19
9.	Odra Wrocław	3,77 ± 0,46	3,43 ± 0,40	3,60 ± 0,24
10.	Odra Głogów	6,11 ± 0,65	4,08 ± 0,46	5,10 ± 1,44
11.	Odra Krajnik	3,52 ± 0,43	3,11 ± 0,37	3,32 ± 0,29
12.	Warta Poznań	3,24 ± 0,41	2,28 ± 0,29	2,76 ± 0,77

^{a)}Wartość ± CWN przy poziomie ufności 95%

^{b)}Wartość średnia ± Odchylenie Standardowe (OS)

3.2. Ocena zawartości ^{90}Sr w wodach badanych rzek z uwzględnieniem podziału na dorzecza.

W Tabeli 4. przedstawiono stężenie promieniotwórcze ^{90}Sr w wodach badanych rzek w okresie wiosennym i jesiennym oraz średnie roczne stężenie tego radionuklidu w 2018 roku.

Zakres średnich rocznych stężeń promieniotwórczych ^{90}Sr wynosi odpowiednio: dla dorzecza Wisły od 1,58 do 3,55 mBq l^{-1} , a dla dorzecza Odry od 2,07 do 3,49 mBq l^{-1} .

Najwyższą wartość stężenia promieniotwórcze ^{90}Sr odnotowano w próbce wody pobranej wiosną z Bugu w Wyszkanie – 4,68 mBq l^{-1} , najniższą zaś w próbce wody pobranej jesienią również z Bugu w Wyszkanie – 1,14 mBq l^{-1} . Średnie roczne stężenie promieniotwórcze ^{90}Sr w wodach badanych rzek wahało się od 1,58 mBq l^{-1} w wodzie z Wisły (Warszawa) do 3,55 mBq l^{-1} w wodzie pobranej z Narwi w Pułtusk.

Tabela 4. Stężenie promieniotwórcze ^{90}Sr w wodach dorzecza Wisły i Odry w okresie wiosennym i jesiennym oraz średnie roczne stężenie tego radionuklidu w 2018 r.

Lp.	Miejsce poboru próbki	^{90}Sr , wiosna mBq l^{-1}	^{90}Sr , jesień, mBq l^{-1}	^{90}Sr , średnia roczna mBq l^{-1}
DORZECZE WISŁY				
1.	Wisła Kraków Tynec	2,74 ± 0,31 ^{a)}	1,48 ± 0,32	2,11 ± 0,89 ^{b)}
2.	Wisła Annapol	2,16 ± 0,23	3,34 ± 0,65	2,75 ± 0,83
3.	Wisła Warszawa	1,55 ± 0,22	1,60 ± 0,33	1,58 ± 0,04
4.	Wisła Płock	3,70 ± 0,34	1,53 ± 0,31	2,62 ± 1,53
5.	Wisła Kiezmark	2,77 ± 0,28	4,21 ± 0,86	3,49 ± 0,83
6.	Narew Pułtusk	4,37 ± 0,38	2,73 ± 0,53	3,55 ± 1,55
7.	Bug Wyszków	4,68 ± 0,44	1,14 ± 0,25	2,91 ± 1,16
DORZECZE ODRY				
8.	Odra Chałupki	2,90 ± 0,29	4,08 ± 0,84	3,49 ± 0,83
9.	Odra Wrocław	2,51 ± 0,29	3,70 ± 0,72	3,11 ± 0,84
10.	Odra Głogów	2,91 ± 0,32	1,99 ± 0,40	2,45 ± 0,65
11.	Odra Krajnik	2,33 ± 0,24	1,80 ± 0,36	2,07 ± 0,37
12.	Warta Poznań	3,55 ± 0,39	3,07 ± 0,63	3,30 ± 0,33

^{a)}Wartość ± CWN przy poziomie ufności 95% ^{b)}Wartość średnia ± Odchylenie Standardowe (OS)

3.3. Ocena zawartości ^{137}Cs w wodach badanych jezior.

W Tabeli 5. przedstawiono stężenia promieniotwórcze ^{137}Cs w próbkach wody z poszczególnych miejsc poboru próbek w jeziorach w okresie wiosennym i jesiennym 2018 roku oraz średnie roczne stężenie promieniotwórcze tego radionuklidu. Stężenia promieniotwórcze ^{137}Cs oznaczone w wodach jezior mieściły się w granicach od 0,63 mBq l⁻¹ wiosną w jeziorze Drawsko do 5,76 mBq l⁻¹ w jeziorze Rogóžno jesienią. Zakres średnich rocznych stężeń promieniotwórczych ^{137}Cs wynosił od 1,43 mBq l⁻¹ w jeziorze Drawsko do 4,22 mBq l⁻¹ w jeziorze Rogóžno. Podobnie jak w latach ubiegłych, w tym roku najwyższą średnią wartość stężenia promieniotwórczego ^{137}Cs odnotowywano w próbkach wody z jeziora Rogóžno. Nie odbiega jednak znacząco od pozostałych średnich wartości stężenia promieniotwórczego ^{137}Cs oznaczonego w pozostałych jeziorach. Biorąc pod uwagę ok. 15% błędu oznaczenia można stwierdzić, że średnia zawartość ^{137}Cs w wodach jezior w 2018 roku jest na wyrównanym poziomie.

Tabela 5. Stężenie promieniotwórcze ^{137}Cs w wodach jezior w okresie wiosennym i jesiennym oraz średnie roczne stężenie tego radionuklidu w 2018 r.

Lp.	Miejsce poboru próbki	^{137}Cs , wiosna mBq l ⁻¹	^{137}Cs , jesień, mBq l ⁻¹	^{137}Cs , średnia roczna mBq l ⁻¹
1	Wigry Stary Folwark	2,18 ± 0,26 ^{a)}	3,27 ± 0,39 ^{a)}	2,73 ± 0,77 ^{b)}
2	Wadąg Myki	1,48 ± 0,19	1,39 ± 0,20	1,44 ± 0,06
3	Wielkie Partęczyny Partęczyny	1,92 ± 0,27	1,91 ± 0,25	1,92 ± 0,01
4	Drawsko Stare Drawsko	0,63 ± 0,12	2,23 ± 0,28	1,43 ± 1,13
5	Niesłysz Niesulice	1,79 ± 0,23	2,28 ± 0,29	2,02 ± 0,37
6	Rogóžno Rogóžno	2,68 ± 0,31	5,76 ± 0,63	4,22 ± 2,18

^{a)}Wartość ± CWN przy poziomie ufności 95%.

^{b)}Wartość średnia ± Odchylenie Standardowe (OS)

3.4. Ocena zawartości ^{90}Sr w wodach badanych jezior.

Tabela 6. Stężenie promieniotwórcze ^{90}Sr w wodach jezior w okresie wiosennym i jesiennym oraz średnie roczne stężenie tego radionuklidu w 2018.r.

Lp.	Miejsce poboru próbki	^{90}Sr , wiosna mBq l ⁻¹	^{90}Sr , jesień, mBq l ⁻¹	^{90}Sr średnia roczna mBq l ⁻¹
1	Wigry Stary Folwark	2,08 ± 0,24 ^{a)}	1,37 ± 0,28 ^{a)}	1,73 ± 0,50 ^{b)}
2	Wadąg Myki	2,66 ± 0,25	2,57 ± 0,50	2,62 ± 0,06
3	Wielkie Partęcz. Partęczyny	2,74 ± 0,25	1,72 ± 0,35	2,23 ± 0,72
4	Drawsko Stare Drawsko	2,90 ± 0,27	1,41 ± 0,30	2,16 ± 1,05
5	Niesłysz Niesulice	1,42 ± 0,16	4,36 ± 0,85	2,89 ± 2,08
6	Rogóżno Rogóżno	6,73 ± 0,53	12,08 ± 2,48	9,41 ± 3,78

^{a)}Wartość ± CWN przy poziomie ufności 95%.

^{b)}Wartość średnia ± Odchylenie Standardowe (OS)

Tabela 6. przedstawia stężenia promieniotwórcze ^{90}Sr w wodach z poszczególnych miejsc poboru w jeziorach w okresie wiosennym i jesiennym 2018 roku oraz średnie roczne stężenie promieniotwórcze tego radionuklidu.

Średnie roczne stężenie promieniotwórcze ^{90}Sr w wodach badanych jezior wahało się od 1,73 mBq l⁻¹ w wodzie z jeziora Wigry do 9,41 mBq l⁻¹ w wodzie pobranej z Rogóżna. Najwyższą wartość stężenia promieniotwórcze ^{90}Sr odnotowano w próbce wody pobranej jesienią z jeziora Rogóżno – 12,08 mBq l⁻¹, najniższą zaś w próbce wody pobranej także jesienią z jeziora Wigry – 1,37 mBq l⁻¹. Niezmiennie od wielu lat najwyższe wartości stężenia promieniotwórczego ^{90}Sr notuje się w próbkach wody z jeziora Rogóżno. W roku 2018 także oznaczono najwyższe wartości stężenia promieniotwórcze ^{90}Sr , zarówno w próbce pobranej wiosną jak i jesienią.

3.5. Porównanie zawartości ^{137}Cs w wodach badanych rzek z zawartościami notowanymi w jeziorach.

W Tabeli 7. przedstawiono średnie stężenia promieniotwórcze ^{137}Cs dla wód dorzecza Wisły, dorzecza Odry i jezior, pobieranych w okresie wiosennym i jesiennym oraz średnie roczne stężenia promieniotwórcze tego izotopu.

Średnie roczne stężenia promieniotwórcze ^{137}Cs w wodach dorzeczy Wisły oraz Odry i jezior wynosiły odpowiednio: 3,21; 3,98; 2,29 mBq l^{-1} .

Podobnie jak w roku ubiegłym najniższe średnie stężenie promieniotwórcze ^{137}Cs oznaczono w wodach jeziornych w okresie wiosennym i wynosiło ono 1,78 mBq l^{-1} , najwyższe również wiosną w dorzeczu Odry – 4,33 mBq l^{-1} .

Najmniejsze różnice w stężeniach promieniotwórczych ^{137}Cs odnotowano dla wód jeziornych (0,63–3,01 mBq l^{-1}), największe dla dorzecza Wisły (0,22–6,23 mBq l^{-1}).

Tabela 7. Średnie stężenie promieniotwórcze ^{137}Cs w wodach dorzecza Wisły, Odry i jezior w okresie wiosennym i jesiennym oraz średnie roczne stężenie tego izotopu w 2018r.

Lokalizacja poboru próbek	^{137}Cs mBq l^{-1} wiosna	^{137}Cs mBq l^{-1} jesień	^{137}Cs mBq l^{-1} średnia roczna	^{137}Cs mBq l^{-1} zakres
Dorzecze Wisły (7) ^{a)}	2,94 ± 1,80 ^{b)}	3,49 ± 1,61 ^{b)}	3,21 ± 1,67 ^{b)} (14)	0,22–6,23
Dorzecze Odry (5)	4,33 ± 1,20	3,64 ± 1,12	3,98 ± 1,16 (10)	2,18–6,11
Jeziora (6)	1,78 ± 0,69	2,81 ± 1,57	2,29 ± 1,28 (12)	0,63–3,01
Średnia ogólna (18)	2,94 ± 1,64	3,30 ± 1,44	3,12 ± 1,53 (36)	0,22–6,23

^{a)} Liczba próbek wody

^{b)} Wartość średnia ± Odchylenie Standardowe (OS)

3.6. Porównanie zawartości ^{90}Sr w wodach badanych rzek z zawartościami notowanymi w jeziorach.

Tabela 8. Średnie stężenie promieniotwórcze ^{90}Sr w wodach dorzecza Wisły, Odry i jezior w okresie wiosennym i jesiennym oraz średnie roczne stężenie tego izotopu w 2018 r.

Lokalizacja poboru próbek	^{90}Sr mBq l^{-1} wiosna	^{90}Sr mBq l^{-1} jesień	^{90}Sr mBq l^{-1} średnia roczna	^{90}Sr mBq l^{-1} zakres
Dorzecze Wisły (7) ^{a)}	3,14 ± 1,15 ^{b)}	2,29 ± 1,16 ^{b)}	2,71 ± 1,19 ^{b)} (14)	1,14–4,68
Dorzecze Odry (5)	2,84 ± 0,46	2,93 ± 1,01	2,88 ± 0,74 (10)	1,80–4,08
Jeziora (6)	3,09 ± 1,87	3,92 ± 4,15	3,50 ± 3,10 (12)	1,37–12,08
Średnia ogólna (18)	3,04 ± 1,25	3,01 ± 2,51	3,02 ± 1,95 (36)	1,87–8,46

^{a)} Liczba próbek wody

^{b)} Wartość średnia ± OS

Najniższe średnie stężenie promieniotwórcze ^{90}Sr oznaczono w wodach dorzecza Odry w okresie wiosennym i wynosiło ono $2,84 \text{ mBq l}^{-1}$, najwyższe jesienią w w wodach jeziornych – $3,92 \text{ mBq l}^{-1}$.

Średnie roczne stężenie promieniotwórcze ^{90}Sr w dorzeczu Wisły i Odry było na bardzo zbliżonym poziomie i wynosiło odpowiednio $2,71 \text{ mBq l}^{-1}$ i $2,88 \text{ mBq l}^{-1}$. Dla jezior średnie roczne stężenie promieniotwórcze ^{90}Sr było nieznacznie wyższe i wynosiło $3,10 \text{ mBq l}^{-1}$ (Tabela 8.) Najmniejsze różnice w stężeniach ^{90}Sr (zakres $1,80 - 4,08 \text{ mBq l}^{-1}$), czyli najbardziej stabilną sytuację, odnotowano dla wód dorzecza Odry, największe dla wód jeziornych (zakres $1,37 - 12,08 \text{ mBq l}^{-1}$).

3.7. Analiza zależności pomiędzy zawartościami ^{137}Cs i ^{90}Sr w próbkach badanych w danym roku.

Tabela 9. przedstawia średnie roczne wartości stosunku stężenia ^{90}Sr do ^{137}Cs w wodach dorzecza Wisły, dorzecza Odry i jezior w 2018 roku.

Stosunek średnich rocznych stężeń promieniotwórczych ^{90}Sr do ^{137}Cs w próbkach wody pobranej z rzek mieścił się w zakresie $0,30-2,13$ (w ośmiu próbkach był mniejszy od jednośc). W próbkach wody pobranej z jezior stosunek średnich rocznych stężeń promieniotwórczych ^{90}Sr do ^{137}Cs mieścił się w zakresie $0,63-2,23$ (dla jednej próbki był mniejszy od jednośc).

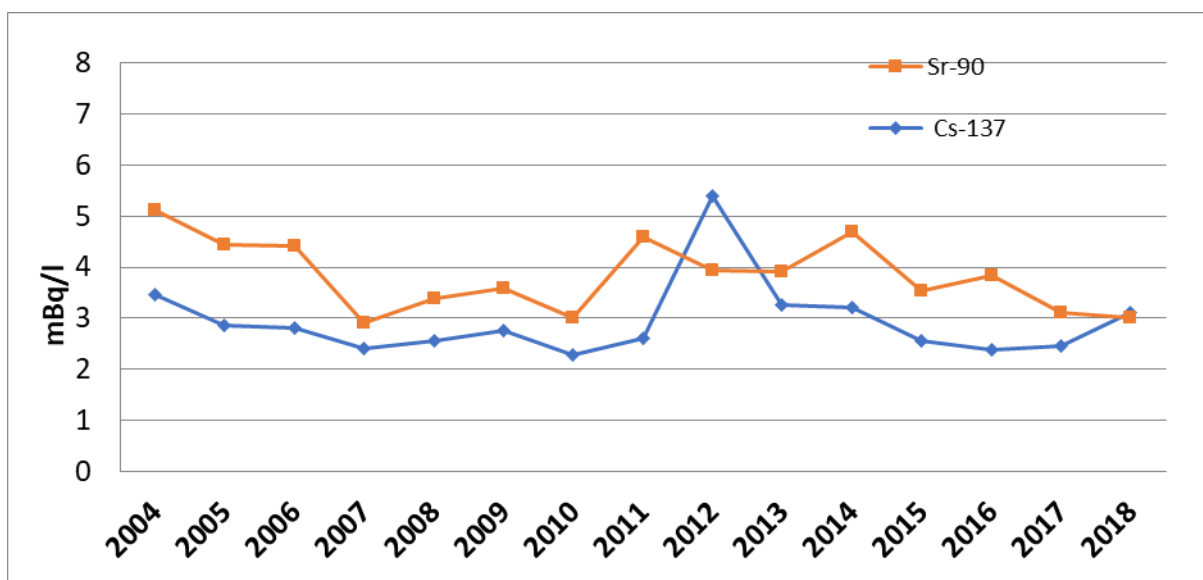
Tabela 9. Średnie roczne stężenia promieniotwórcze ^{137}Cs i ^{90}Sr w wodach dorzecza Wisły, Odry i jezior oraz stosunek średnich rocznych stężeń w 2018 r.

Lokalizacja poboru próbek	^{137}Cs mBq l^{-1} średnia roczna	^{90}Sr mBq l^{-1} średnia roczna	$\frac{^{90}\text{Sr}}{^{137}\text{Cs}}$
Dorzecze Wisły (7) ^{a)}	$3,21 \pm 1,67^{\text{b)}$ (14)	$2,71 \pm 1,19^{\text{b)}$ (14)	0,84
Dorzecze Odry (5)	$3,98 \pm 1,16$ (10)	$2,88 \pm 0,74$ (10)	0,72
Jeziora (6)	$2,29 \pm 1,28$ (12)	$3,50 \pm 3,10$ (12)	1,53
Średnia ogólna (18)	$3,12 \pm 1,53$ (36)	$3,02 \pm 1,95$ (36)	0,97

^{a)} Liczba próbek wody

^{b)} Wartość średnia \pm Odchylenie Standardowe (OS)

Czasowy przebieg średnich rocznych stężeń promieniotwórczych ^{137}Cs i ^{90}Sr w wodach rzek i jezior w latach 2004 – 2018 przedstawia Rysunek 2. Podane wartości są średnimi arytmetycznymi z oznaczeń poszczególnych radionuklidów w próbkach wody pobranych w kolejnych latach monitoringu. Najwyższy średni poziom stężeń promieniotwórczych badanych radionuklidów zanotowano w pierwszym roku obserwacji. W kolejnych latach średni poziom ^{137}Cs i ^{90}Sr w wodach nieznacznie ulegał zmianom – pozostając na niskim poziomie. Zawartość ^{90}Sr w wodach była na ogół wyższa niż zawartość ^{137}Cs . Wyjątkiem był rok 2012 i 2018, w którym to ilość ^{137}Cs i ^{90}Sr w wodach była bardzo zbliżona i wynosiła odpowiednio: 3,12 mBq l⁻¹ i 3,02 mBq l⁻¹. Należy jednak zauważyć, że najniższe wartości rocznych średnich stężeń promieniotwórczych dla obu radionuklidów uzyskano w latach 2007 i 2010, gdzie miały miejsce wiosenne powodzie w naszym kraju. Możemy zatem przypuszczać, że duże masy wody spowodowały rozcieńczenie oznaczanych izotopów. To przypuszczenie potwierdzają również wyższe stężenia ^{137}Cs i ^{90}Sr uzyskane w 2011 i 2012 roku, gdzie pobór prób odbywał się przy niskich i bardzo niskich poziomach wód. W ostatnich latach stężenie promieniotwórcze zarówno ^{137}Cs jak i ^{90}Sr utrzymuje się na tym samym poziomie biorąc pod uwagę błąd oznaczenia wynoszący ok. 15%. Szczególnie jest to widoczne dla próbek pobieranych w ostatnich czterech latach.



Rys.2. Średnie roczne stężenie promieniotwórcze ^{137}Cs i ^{90}Sr w wodach rzek i jezior w Polsce w latach 2004 – 2018.

4. ANALIZA WYNIKÓW OZNACZEŃ STĘŻEŃ ^{137}Cs , ^{238}Pu I $^{239,240}\text{Pu}$ W ODSADACH DENNYCH POBRANYCH W PUNKTACH BADAWCZYCH W 2018 ROKU.

4.1. Ocena zawartości ^{137}Cs w osadach dennych badanych rzek z uwzględnieniem podziału na dorzecza.

Tabela 10. Stężenie promieniotwórcze ^{137}Cs w osadach dennych dorzecza Wisły i Odry w okresie wiosennym i jesiennym oraz średnie roczne stężenie tego radionuklidu w 2018 r.

Lp.	Miejsce poboru próbki	^{137}Cs , wiosna Bq kg ⁻¹	^{137}Cs , jesień, Bq kg ⁻¹	^{137}Cs , średnia roczna Bq kg ⁻¹
DORZECZE WISŁY				
1.	Wisła Kraków Tyniec	1,86 ± 0,17 ^{a)}	0,98 ± 0,06 ^{a)}	1,42 ± 0,62 ^{b)}
2.	Wisła Annapol	1,54 ± 0,09	0,92 ± 0,04	1,23 ± 0,44
3.	Wisła Warszawa	5,53 ± 0,23	1,60 ± 0,20	3,57 ± 2,78
4.	Wisła Płock	0,35 ± 0,01	4,24 ± 0,10	2,30 ± 2,75
5.	Wisła Kieżmark	1,20 ± 0,05	1,13 ± 0,06	1,17 ± 0,05
6.	Narew Pułtusk	6,11 ± 0,11	5,28 ± 0,11	5,70 ± 0,59
7.	Bug Wyszków	9,12 ± 0,02	2,85 ± 0,11	5,99 ± 4,43
DORZECZE ODRY				
8.	Odra Chałupki	4,64 ± 0,07	9,28 ± 0,25	6,94 ± 3,25
9.	Odra Wrocław	0,41 ± 0,03	0,54 ± 0,03	0,48 ± 0,09
10.	Odra Głogów	0,16 ± 0,02	1,01 ± 0,06	0,59 ± 0,60
11.	Odra Krajnik	0,77 ± 0,04	0,59 ± 0,04	0,68 ± 0,13
12.	Warta Poznań	0,92 ± 0,06	0,72 ± 0,07	0,82 ± 0,14

^{a)}Wartość ± CWN przy poziomie ufności 95%.

^{b)}Wartość średnia ± Odchylenie Standardowe (OS)

Stężenie promieniotwórcze ^{137}Cs w osadach dennych Wisły, Odry ich dopływów w okresie wiosennym i jesiennym oraz średnie roczne stężenie promieniotwórcze tego radionuklidu przedstawiono w Tabeli 10.

Najniższe stężenie promieniotwórcze ^{137}Cs (podobnie jak w roku 2017) było oznaczone jesienią w osadzie pobranym z Wisły w Płocku i wynosiło 0,35 Bq kg⁻¹. Średnie

roczne stężenia promieniotwórcze tego izotopu zawierały się w granicach od 0,48 Bq kg⁻¹ do 5,99 Bq kg⁻¹ i odnosiły się odpowiednio do osadów pobranych na Odrze w Wrocławiu i na Bugu w Wyszkanie. Zawartości ¹³⁷Cs otrzymywane dla większości punktów wiosną są wyższe niż jesienią. Tendencja ta jest obserwowana od wielu lat.

Najwyższe stężenia promieniotwórcze ¹³⁷Cs były oznaczone jesienią w osadzie pobranym z Odry w Chałupkach (9,28 Bq kg⁻¹) i wiosną w osadzie pobranym z Bugu w Wyszkanie (9,12 Bq kg⁻¹). Pomimo, że są kilkakrotnie wyższe od najniższych wartości przedstawionych w tabeli pozostają jednak na niskim poziomie i nie odbiegają od wyników otrzymywanych w poprzednich latach. Sporadycznie otrzymywane podwyższone wartości dla pojedynczych pomiarów mogą wynikać z różnic w składzie osadów czasowo nanoszonych w miejscach poboru próbek (od typowo piaszczystych do ilasto gliniastych).

4.2. Ocena zawartości ²³⁸Pu i ^{239,240}Pu w osadach dennych badanych rzek z uwzględnieniem podziału na dorzecza.

W Tabeli 11. przedstawiono stężenie promieniotwórcze ^{239,240}Pu w osadach dennych pobranych w okresie wiosennym i jesiennym w dorzeczu Wisły i Odry oraz średnie roczne stężenie promieniotwórcze powyższych izotopów.

Najniższe stężenia promieniotwórcze ^{239,240}Pu były oznaczone jesienią w osadzie pobranym z Warty w Poznaniu (2,51 mBq kg⁻¹). Najwyższe zaś w osadzie z Wisły pobranym wiosną w Warszawie (79,60 mBq kg⁻¹). Wartości średnich rocznych stężeń promieniotwórczych ^{239,240}Pu w osadach dennych zawierają się w granicach od 6,00 mBq/kg w osadzie z Odry (Głogów) do 48,24 mBq kg⁻¹ w osadzie z Wisły (Warszawa).

Stężenie promieniotwórcze ²³⁸Pu w osadach dennych (podobnie jak w roku ubiegłym) było w większości przypadków mniejsze od granicy detekcji (2 mBq kg⁻¹). W przypadku dorzeczy Wisły i Odry ²³⁸Pu został oznaczony tylko w 1 z spośród 24 pobranych próbek osadów, a był to osad pobrany wiosną z Bugu w Wyszkanie i wynosił 3,96 ± 1,34 mBq kg⁻¹.

Tabela 11. Stężenie promieniotwórcze $^{239,240}\text{Pu}$ w osadach dorzecza Wisły i Odry w okresie wiosennym i jesiennym oraz średnie roczne stężenie tego radionuklidu w 2018 r.

Lp.	Miejsce poboru próbki	$^{239,240}\text{Pu}$ wiosna mBq kg ⁻¹	$^{239,240}\text{Pu}$ jesień mBq kg ⁻¹	$^{239,240}\text{Pu}$ średnia roczna mBq kg ⁻¹
DORZECZE WISŁY				
1.	Wisła Kraków Tyniec	12,86 ± 2,51 ^{a)}	8,40 ± 2,77 ^{a)}	10,63 ± 3,15 ^{b)}
2.	Wisła Annopol	26,82 ± 2,83	12,27 ± 3,11	19,55 ± 10,29
3.	Wisła Warszawa	79,60 ± 4,75	16,88 ± 3,84	48,24 ± 44,35
4.	Wisła Płock	3,80 ± 1,52	28,25 ± 2,80	16,03 ± 17,29
5.	Wisła Kiezmark	10,67 ± 2,48	9,99 ± 2,36	10,33 ± 0,48
6.	Narew Pułtusk	13,45 ± 3,62	7,99 ± 2,76	10,72 ± 3,86
7.	Bug Wyszków	42,04 ± 4,32	22,00 ± 3,27	32,02 ± 14,17
DORZECZE ODRY				
8.	Odra Chałupki	24,98 ± 2,59	42,17 ± 3,74	33,58 ± 12,16
9.	Odra Wrocław	8,08 ± 2,38	3,70 ± 1,29	5,89 ± 3,10
10.	Odra Głogów	5,44 ± 2,09	6,56 ± 1,43	6,00 ± 0,79
11.	Odra Krainik	10,63 ± 2,13	4,06 ± 1,29	7,35 ± 4,65
12.	Warta Poznań	12,29 ± 2,49	2,51 ± 1,29	7,40 ± 6,92

^{a)}Wartość ± CWN przy poziomie ufności 68%.

^{b)}Wartość średnia ± OS

4.3. Ocena zawartości ^{137}Cs w osadach dennych badanych jezior.

Stężenie promieniotwórcze ^{137}Cs w osadach dennych jezior w okresie wiosennym i jesiennym oraz średnie roczne stężenie promieniotwórcze tego radionuklidu przedstawiono w Tabeli 12.

Stężenia oznaczanego izotopu zawierały się w granicach od 0,48 Bq kg⁻¹ w osadzie pobranym wiosną z jeziora Wigry do 15,80 Bq/kg w osadzie pobranym jesienią z jeziora Rogóźno. Najniższe średnie roczne stężenie ^{137}Cs (0,88 Bq kg⁻¹) było oznaczone w osadach z jeziora Wielkie Partęczyny, a najwyższe (15,75 Bq kg⁻¹) w osadach z jeziora Rogóźno. Z wieloletnich

obserwacji wynika, że dla jeziora Rogóźno charakterystyczne są większe wartości stężenia promieniotwórczego ^{137}Cs . Wpływ na poziom badanych pierwiastków może mieć ilość i rodzaj cieków wodnych wpływających do jeziora tym bardziej, że jezioro Rogóźno nie jest jeziorem przepływowym. Jednocześnie jest pochodzenia krasowego, a takie jeziora często charakteryzują się obecnością osadów nieprzepuszczalnych. Mogą być to powody kumulacji badanych nuklidów.

Tabela 12. Stężenie promieniotwórcze ^{137}Cs w osadach dennych w jeziorach w okresie wiosennym i jesiennym oraz średnie roczne stężenie tego radionuklidu w 2018 r.

Lp.	Miejsce poboru próbki	^{137}Cs , wiosna Bq kg^{-1}	^{137}Cs , jesień, Bq kg^{-1}	^{137}Cs , średnia roczna Bq kg^{-1}
1.	Wigry Stary Folwark	$0,48 \pm 0,04^{\text{a}}$	$3,82 \pm 0,08^{\text{a}}$	$2,15 \pm 2,36^{\text{b}}$
2.	Wadąg Myki	$2,61 \pm 0,08$	$2,95 \pm 0,09$	$2,78 \pm 0,24$
3.	Wielkie Partęczyny Partęczyny	$0,61 \pm 0,04$	$1,15 \pm 0,05$	$0,88 \pm 0,38$
4.	Drawsko Stare Drawsko	$1,99 \pm 0,03$	$2,56 \pm 0,12$	$2,28 \pm 0,40$
5.	Niesłysz Niesulice	$7,00 \pm 0,12$	$6,16 \pm 0,39$	$6,58 \pm 0,59$
6.	Rogóźno Rogóźno	$15,70 \pm 0,37$	$15,8 \pm 1,10$	$15,75 \pm 0,07$

^{a)}Wartość \pm CWN przy poziomie ufności 95%.

^{b)}Wartość średnia \pm Odchylenie Standardowe (OS)

4.4. Ocena zawartości ^{238}Pu i $^{239,240}\text{Pu}$ w osadach dennych badanych jezior.

Tabela 13. przedstawia stężenia promieniotwórcze $^{239,240}\text{Pu}$ w osadach dennych pobranych w okresie wiosennym i jesiennym w jeziorach oraz średnie roczne stężenie promieniotwórcze powyższych izotopów.

Najniższe stężenie $^{239,240}\text{Pu}$ ($4,75 \text{ mBq kg}^{-1}$) było oznaczone jesienią w osadzie pobranym z jeziora Wigry, a największe $83,31$ i $84,53 \text{ mBq kg}^{-1}$ odpowiednio w osadzie wiosennym i jesiennym z jeziora Rogóźno. Charakterystyczne większe wartości stężenia promieniotwórczego oznaczanych izotopów (szczególnie izotopów oznaczanych w osadach) prawdopodobnie związane są z pochodzeniem tego jeziora, co zostało omówione w punkcie 4.3.

Tabela 13. Stężenie promieniotwórcze $^{239,240}\text{Pu}$ w osadach w jeziorach w okresie wiosennym i jesiennym oraz średnie roczne stężenie tego radionuklidu w 2018 r.

Lp.	Miejsce poboru próbki	$^{239,240}\text{Pu}$ wiosna mBq kg^{-1}	$^{239,240}\text{Pu}$ jesień mBq kg^{-1}	$^{239,240}\text{Pu}$ średnia roczna mBq kg^{-1}
1.	Wigry Stary Folwark	$5,46 \pm 2,10^{\text{b}}$	$4,75 \pm 1,83^{\text{b}}$	$5,11 \pm 0,50^{\text{b}}$
2.	Wadąg Myki	$8,33 \pm 1,69$	$8,71 \pm 1,90$	$8,52 \pm 0,27$
3.	Wielkie Partęczyny Partęczyny	$8,22 \pm 2,27$	$8,29 \pm 3,01$	$8,26 \pm 0,05$
4.	Drawsko Stare Drawsko	$8,37 \pm 2,27$	$9,41 \pm 1,85$	$8,89 \pm 0,74$
5.	Niesłysz Niesulice	$12,92 \pm 2,34$	$12,36 \pm 1,77$	$12,64 \pm 0,40$
6.	Rogóżno Rogóżno	$83,31 \pm 7,01$	$84,53 \pm 5,54$	$83,92 \pm 0,86$

^aWartość \pm CWN przy poziomie ufności 68% ^bWartość średnia \pm OS

Średnie roczne stężenie izotopów $^{239,240}\text{Pu}$ w osadach dennych zawiera się w granicach od $5,11 \text{ mBq kg}^{-1}$ w jeziorze Wigry do $83,92 \text{ mBq kg}^{-1}$ w jeziorze Rogóżno.

Stężenie ^{238}Pu w osadach dennych było w większości przypadków mniejsze od granicy detekcji (2 mBq kg^{-1}). Zostało oznaczone tylko w 2 z spośród 12 próbek osadów, a był to osad pobrany wiosną i jesienią z Rogóżna i wynosiło odpowiednio: $2,4$ i $3,04 \text{ mBq kg}^{-1}$.

4.5. Porównanie zawartości ^{137}Cs w osadach dennych badanych rzek z zawartościami notowanymi w jeziorach.

W Tabeli 14. przedstawiono średnie stężenia promieniotwórcze ^{137}Cs w osadach dorzecza Wisły, dorzecza Odry i w jeziorach w okresie wiosennym i jesiennym oraz średnie roczne stężenia promieniotwórcze i ich zakres.

Średnie roczne stężenie promieniotwórcze ^{137}Cs dla dorzecza Wisły, Odry i jezior wynosiło odpowiednio $3,05$; $1,90$ i $5,07 \text{ Bq kg}^{-1}$. Dla dorzecza Odry określono najniższe średnie roczne stężenia promieniotwórcze ^{137}Cs . Największe różnice w stężeniach ^{137}Cs obserwowano dla jezior od $0,48$ do $15,8 \text{ Bq kg}^{-1}$.

Średnie stężenie promieniotwórcze ^{137}Cs w 2018 podobnie jak w ubiegłym roku było najniższe wiosną w dorzeczu Odry i wynosiło $1,38 \text{ Bq kg}^{-1}$, Najwyższą wartość oznaczono jesienią w jeziorach – $5,41 \text{ Bq kg}^{-1}$.

Tabela 14. Średnie stężenie promieniotwórcze ^{137}Cs w osadach dennych dorzecza Wisły, Odry i jezior w okresie wiosennym i jesiennym oraz średnie roczne stężenie tego izotopu w 2018 r.

Lokalizacja poboru próbek	^{137}Cs Bq kg^{-1} wiosna	^{137}Cs Bq kg^{-1} jesień	^{137}Cs Bq kg^{-1} średnia roczna	^{137}Cs Bq kg^{-1} zakres
Dorzecze Wisły (7) ^{a)}	$3,67 \pm 3,27^{\text{b)}$	$2,43 \pm 1,75$	$3,05 \pm 2,60$ (14)	0,35–9,12
Dorzecze Odry (5)	$1,38 \pm 1,85$	$2,42 \pm 3,85$	$1,90 \pm 2,70$ (10)	0,16–9,24
Jeziora (6)	$4,73 \pm 5,87$	$5,41 \pm 5,35$	$5,07 \pm 5,37$ (12)	0,48–15,8
Średnia ogólna (18)	$3,39 \pm 4,07$	$3,42 \pm 3,88$	$3,40 \pm 3,77$ (36)	0,16–15,8

^{a)} Liczba próbek osadów dennych

^{b)} Wartość średnia \pm OS

4.6. Porównanie zawartości ^{238}Pu i $^{239,240}\text{Pu}$ w osadach dennych badanych rzek z zawartościami notowanymi w jeziorach.

Tabela 15. Średnie stężenie promieniotwórcze $^{239,240}\text{Pu}$ w osadach dennych dorzecza Wisły, Odry i jezior w okresie wiosennym i jesiennym oraz średnie roczne stężenie tych izotopów w 2018 r.

Lokalizacja poboru próbek	$^{239,240}\text{Pu}$ mBq kg^{-1} wiosna	$^{239,240}\text{Pu}$ mBq kg^{-1} jesień	$^{239,240}\text{Pu}$ mBq kg^{-1} średnia roczna	$^{239,240}\text{Pu}$ mBq kg^{-1} zakres
Dorzecze Wisły (7) ^{a)}	$27,03 \pm 26,40^{\text{b)}$	$15,11 \pm 7,67$	$21,07 \pm 19,68$	3,80–79,6
Dorzecze Odry (5)	$12,28 \pm 7,56$	$11,80 \pm 17,04$	$12,04 \pm 12,43$	3,7–42,17
Jeziora (6)	$21,10 \pm 30,57$	$21,34 \pm 31,05$	$21,22 \pm 29,34$	4,75- 84,53
Średnia ogólna (18)	$20,96 \pm 23,91$	$16,27 \pm 19,70$	$18,61 \pm 20,06$	3,70–84,53

^{a)} Liczba próbek osadów dennych

^{b)} Średnia \pm OS

W Tabeli 15. przedstawiono średnie stężenia promieniotwórcze $^{239,240}\text{Pu}$ dla dorzeczy Wisły i Odry oraz jezior zarówno w okresie wiosennym jak i jesiennym oraz średnie roczne stężenie tego izotopu i zakres.

Średnie roczne stężenie promieniotwórcze $^{239,240}\text{Pu}$ w osadach dorzecza Wisły i jezior było na bardzo zbliżonym poziomie i wynosiły odpowiednio $21,07 \text{ mBq kg}^{-1}$ i $22,07 \text{ mBq kg}^{-1}$. Natomiast dla dorzecza Odry wartość ta była niższa i wynosiła $12,04 \text{ mBq kg}^{-1}$. Największe różnice stężeń oznaczanych izotopów występowały w jeziorach i mieściły się w zakresie od $4,75$ do $84,53 \text{ mBq kg}^{-1}$.

Stężeniepromieniotwórcze ^{238}Pu w osadach dennych było w większości przypadków mniejsze od granicy detekcji (2 mBq kg^{-1}). W przypadku rzecznych osadów dennych ^{238}Pu został oznaczony tylko w 1 z pośród 24 pobranych próbek, a był to osad pobrany wiosną z Bugu w Wyszku i wynosił $3,96 \text{ mBq kg}^{-1}$. Dla jezior stężenie ^{238}Pu zostało oznaczone tylko w 2 z pośród 12 próbek osadów, a był to osad pobrany wiosną i jesienią z Rogóźna i wynosiło odpowiednio: $2,4$ i $3,04 \text{ mBq kg}^{-1}$.

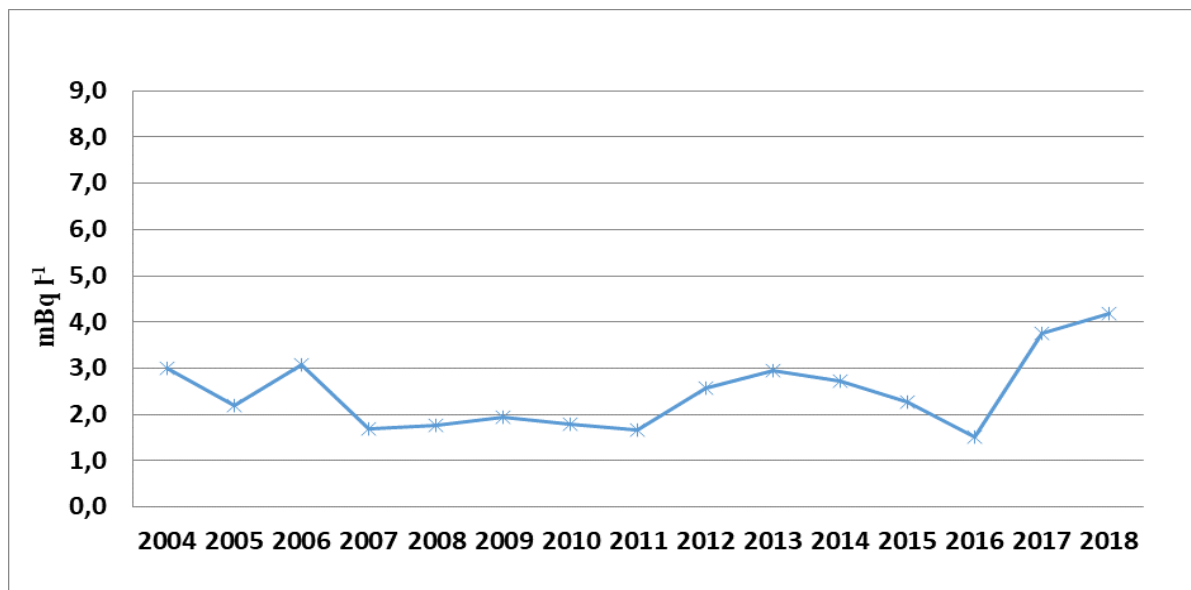
5. ZMIANY WARUNKÓW RADIOLOGICZNYCH NA PRZESTRZENI LAT.

Zmiany warunków radiologicznych na przestrzeni lat przedstawiono dla czterech wybranych punktów pomiarowych zlokalizowanych: na Wiśle (Kiezmark), na Narwi (Pułtusk), na Bugu (Wyszków) oraz na dwóch jeziorach Niesłysz i Rogóźno oraz w układzie dorzeczy. Przedstawione w rozdziale wartości są średnimi rocznymi w kolejnych latach monitoringu. Aby była możliwość porównania wartości parametrów w poszczególnych latach w danym punkcie poboru, ale również pomiędzy poszczególnymi punktami na wykresach została zachowana ta sama skala dla poszczególnych izotopów.

5.1. Zmiany warunków radiologicznych na przestrzeni lat dla punktu na rzece Wiśle w Kiezmarku.

5.1.1. Analiza zawartości ^{137}Cs w wodzie pobranej z Wisły w Kiezmarku na przestrzeni dostępnych lat pomiarowych.

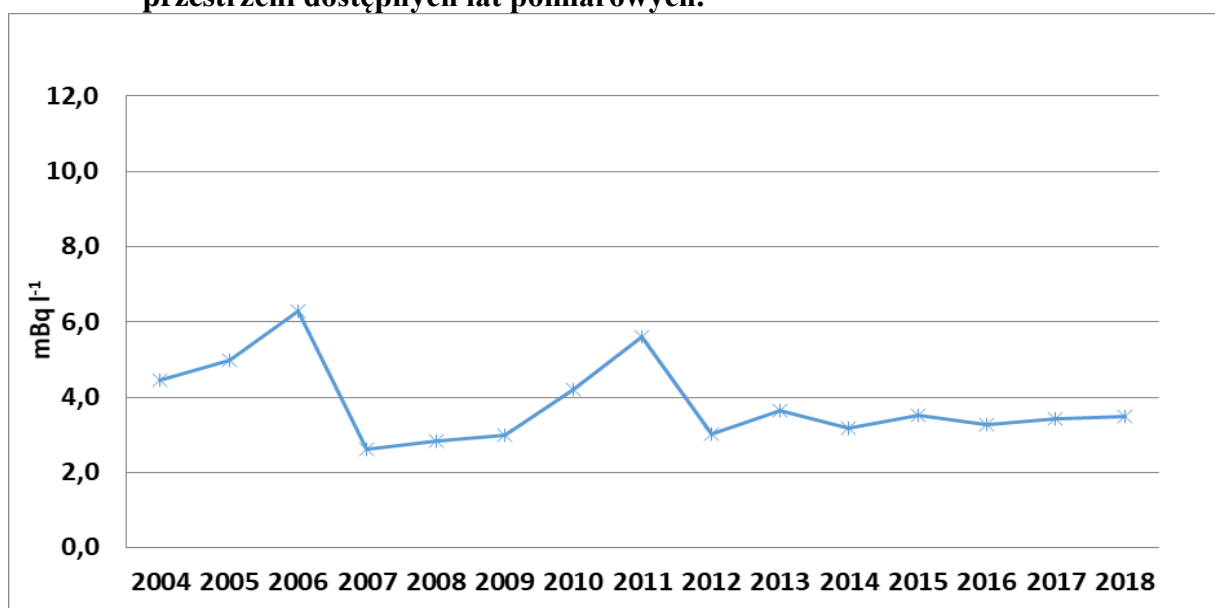
Rysunek 3 przedstawia przebieg czasowy średnich stężeń promieniotwórczych ^{137}Cs w wodach dorzecza Wisły dla punktu pomiarowe w Kiezmarku w latach 2004 – 2018. Przedstawione wartości są średnimi rocznymi w kolejnych latach monitoringu.



Rys. 3. Zawartość ^{137}Cs w wodach Wisły pobranej w Kiezmarku w latach 2004-2018.

Średni poziom stężenia promieniotwórczego ^{137}Cs w wodzie pobieranej w Kiezmarku przez wszystkie lata obserwacji był dosyć wyrównany. Nieco wyższe wartości odnotowano w pierwszym roku badań – 3,55 mBq l⁻¹ oraz w dwóch ostatnich latach: w roku 2017 - 3,55 mBq l⁻¹ i w roku 2018 – 4,19 mBq l⁻¹. Zmiany średniej rocznej zawartości ^{137}Cs w wodzie na przestrzeni 14 lat mieszczą się w zakresie od 1,51 mBq l⁻¹ do 4,19 mBq l⁻¹. Najniższą wartość odnotowano w roku 2016 - 1,51 mBq l⁻¹, a najwyższą 4,19 mBq l⁻¹ w roku bieżącym. Należy jednak podkreślić, że pomimo odnotowanego nieznacznego wzrostu zawartość ^{137}Cs w wodzie z Wisły w Kiezmarku pozostaje na niskim poziomie.

5.1.2. Analiza zawartości ^{90}Sr w wodzie pobranej z Wisły w Kiezmarku na przestrzeni dostępnych lat pomiarowych.



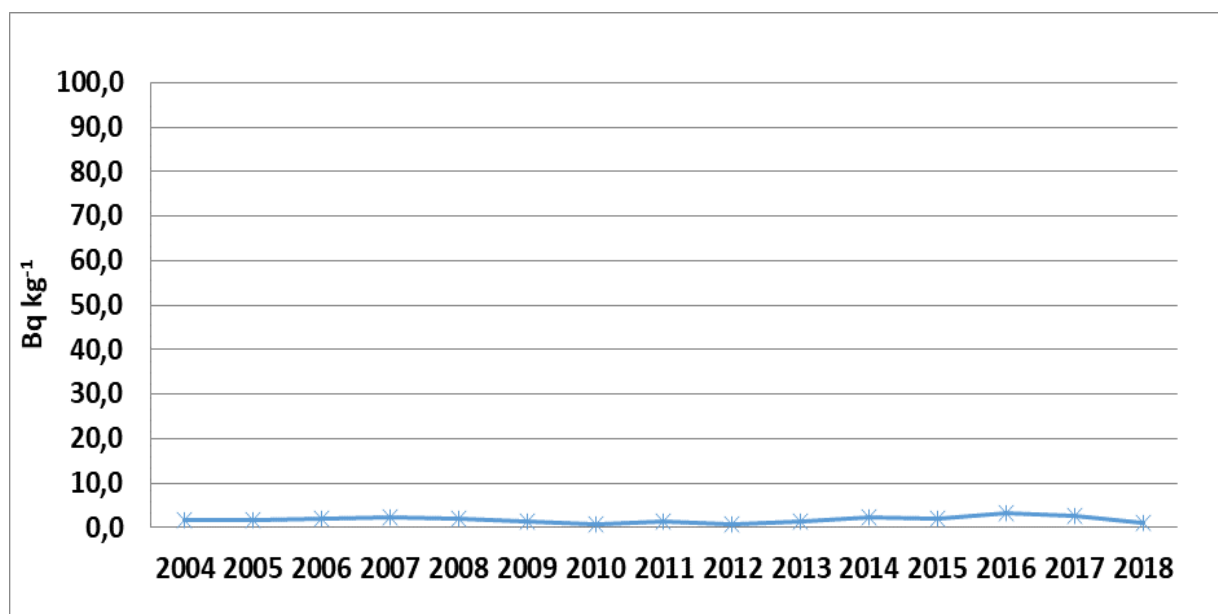
Rys. 4. Zawartość ^{90}Sr w wodach Wisły pobranej w Kiezmarku w latach 2004-2018.

Rysunek 4. przedstawia przebieg czasowy średnich stężeń promieniotwórczych ^{90}Sr w wodzie Wisły pobranej w Kiezmarku w latach 2004-2018. Przedstawione wartości są średnimi rocznymi w kolejnych latach monitoringu.

Na przestrzeni lat średnie stężenie promieniotwórcze ^{90}Sr mieści się w zakresie od 2,62 (rok 2007) do 6,30 mBq l^{-1} (rok 2006). Można przyjąć, że stężenie ^{90}Sr przy nieznacznych fluktuacjach w latach 2004-2011 pozostaje na niskim i wyrównanym poziomie.

5.1.3. Analiza zawartości ^{137}Cs w osadach pobranych z Wisły w Kiezmarku na przestrzeni dostępnych lat pomiarowych.

Rysunek 5 przedstawia przebieg czasowy średnich stężeń promieniotwórczych ^{137}Cs w osadach dorzecza Wisły dla punktu pomiarowego w Kiezmarku w latach 2004–2018. Przedstawione wartości są średnimi rocznymi w kolejnych latach monitoringu.



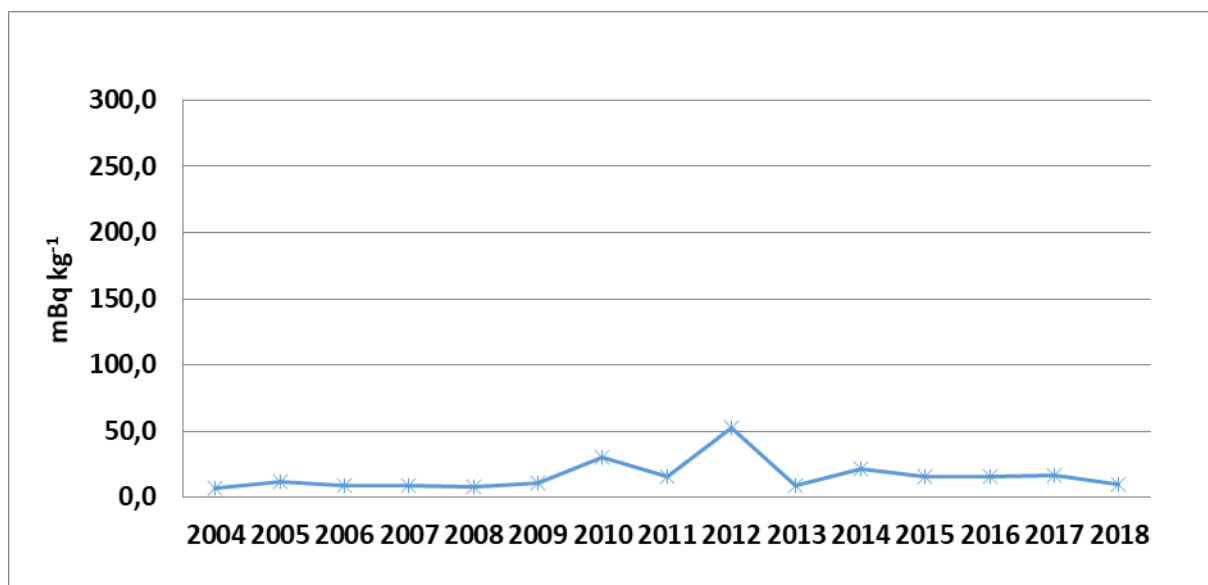
Rys. 5. Zawartość ^{137}Cs w osadach z Wisły pobranych w Kiezmarku w latach 2004-2018.

W przypadku punktu poboru w Kiezmarku w przeciągu wszystkich lat badań obserwujemy bardzo wyrównany poziom i bardzo niskie zawartości izotopu ^{137}Cs . Zmiany średniej rocznej zawartości ^{137}Cs w osadach na przestrzeni 14 lat mieszczą się w bardzo wąskim zakresie od 0,86 Bq kg^{-1} do 3,29 Bq kg^{-1} . Najniższa wartość była oznaczona w 2010, najwyższa w roku 2016.

5.1.4. Analiza zawartości $^{239,240}\text{Pu}$ w osadach pobranych z Wisły w Kiezmarku na przestrzeni dostępnych lat pomiarowych.

Rysunek 6. przedstawia przebieg czasowy średnich stężeń promieniotwórczych $^{239,240}\text{Pu}$ w osadach z Wisły pobranych w Kiezmarku w latach 2004-2018. Przedstawione wartości są średnimi rocznymi w kolejnych latach monitoringu.

W przypadku punktu poboru w Kiezmarku występują nieznaczne zmiany zawartości izotopów $^{239,240}\text{Pu}$ w poszczególnych latach obserwacji. Najwyższą zawartości izotopów $^{239,240}\text{Pu}$ w osadzie oznaczono w roku 2012 i wynosiła ona $52,7 \text{ mBq kg}^{-1}$, najniższą zaś w pierwszym roku badań - $7,12 \text{ mBq kg}^{-1}$. W bieżącym roku oznaczono izotopy plutonu na poziomie $10,33 \text{ mBq kg}^{-1}$.



Rys.6. Zawartość $^{239,240}\text{Pu}$ w osadach z Wisły pobranych w Kiezmarku w latach 2004-2018.

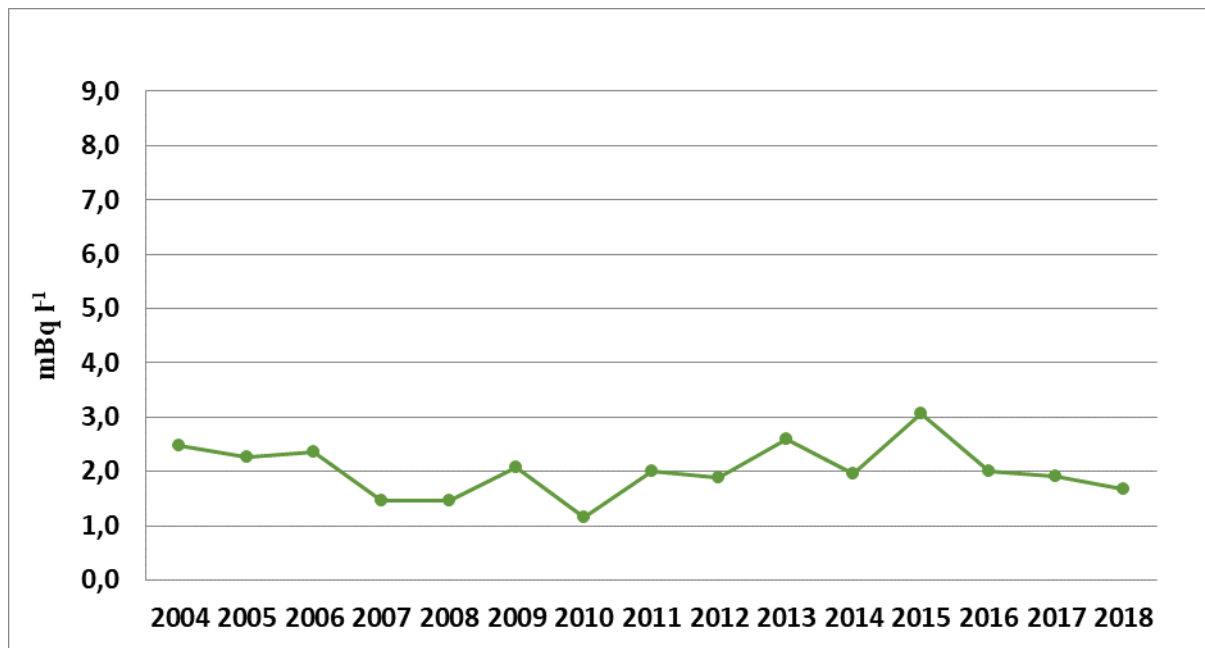
5.2. Zmiany warunków radiologicznych na przestrzeni lat dla punktu na rzece Narew w Pułtusk.

5.2.1. Analiza zawartości ^{137}Cs w wodzie pobranej na rzece Narew w Pułtusk na przestrzeni dostępnych lat pomiarowych.

Rysunek 7. Przedstawia przebieg czasowy średnich stężeń promieniotwórczych ^{137}Cs w wodach Narwi pobranej w Pułtusk w latach 2004-2018. Przedstawione wartości są średnimi rocznymi w kolejnych latach monitoringu.

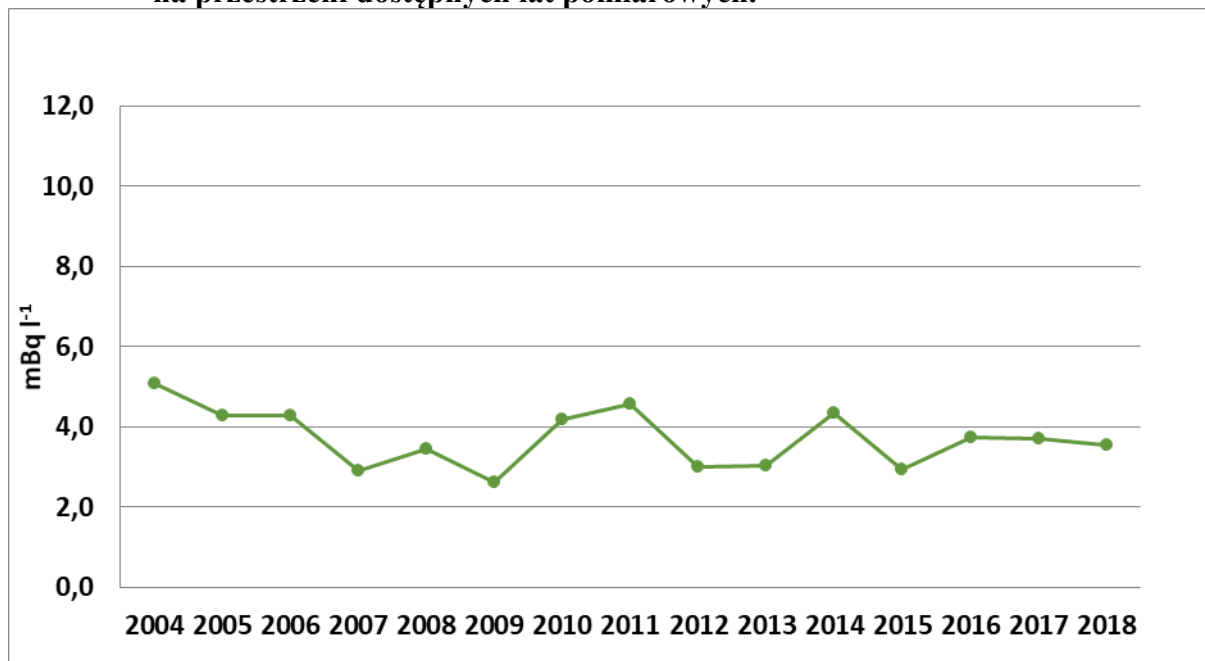
Na przestrzeni lat średnie stężenie promieniotwórcze izotopu ^{137}Cs mieści się w wąskim zakresie od $1,46$ (2007) do $3,07 \text{ mBq l}^{-1}$ (2015). Od roku 2015 do chwili obecnej notujemy

ciąży nieznaczny spadek oznaczanego izotopu. Zawartość ^{137}Cs w wodzie z Narwi w Pułtuskach pozostaje na niskim poziomie.



Rys. 7. Zawartość ^{137}Cs w wodach Narwi pobranej w Pułtuskach w latach 2004-2018.

5.2.2. Analiza zawartości ^{90}Sr w wodzie pobranej na rzece Narew w Pułtuskach na przestrzeni dostępnych lat pomiarowych.



Rys. 8. Zawartość ^{90}Sr w wodach Narwi pobranej w Pułtuskach w latach 2004-2018.

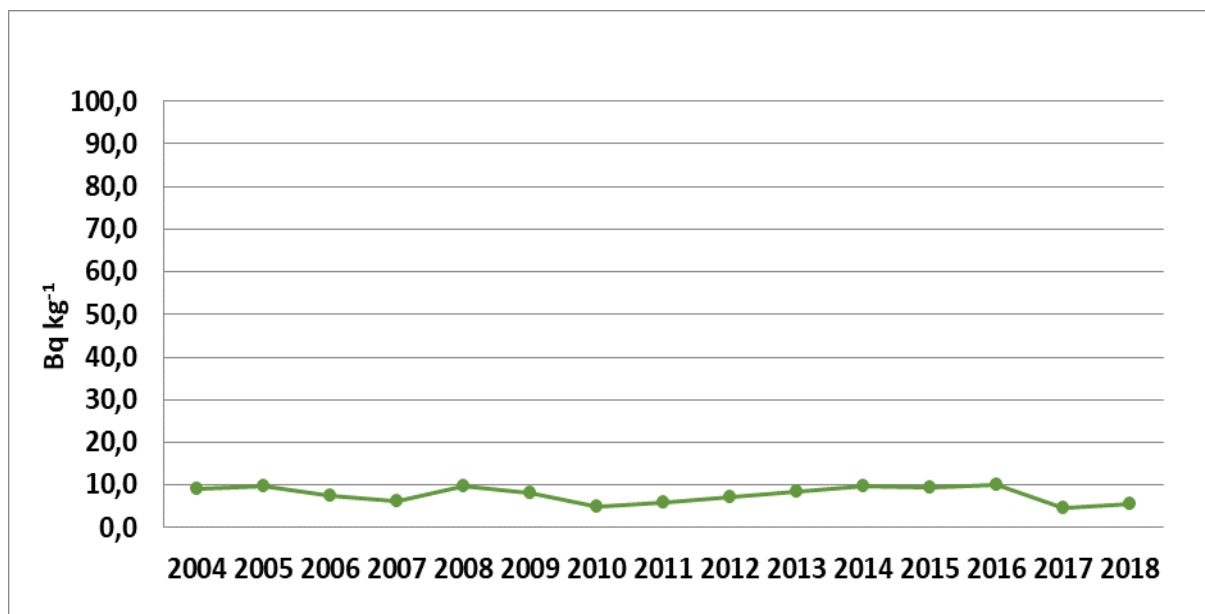
Przebieg czasowy średnich stężeń promieniotwórczych ^{90}Sr w wodach Narwi pobranej w Pułtuskach w latach 2004-2018 przedstawiono na Rysunku 8. Podane wartości są średnimi rocznymi w poszczególnych latach.

Z przedstawionej zależności wynika, że w przeciągu czternastu lat zmiany zawartości ^{90}Sr w wodach były nieznaczne. Najwyższe stężenie badanego izotopu odnotowano w pierwszym roku badań-5,07 mBq l⁻¹. Zakres w jakim obserwowano fluktuacje to ok. 2 mBq l⁻¹. Prawdopodobnie spowodowane jest to bardziej stabilną sytuacją hydrologiczną niż w przypadku pozostałych rzek. Te przypuszczenia potwierdzają wyniki z ostatnich trzech lat wynoszące odpowiednio: rok 2016 – 3,75 mBq l⁻¹, rok 2017 – 3,71 mBq l⁻¹ i rok 2018 – 3,55 mBq l⁻¹.

5.2.3. Analiza zawartości ^{137}Cs w osadach pobranych na rzece Narew w Pułtusk na przestrzeni dostępnych lat pomiarowych.

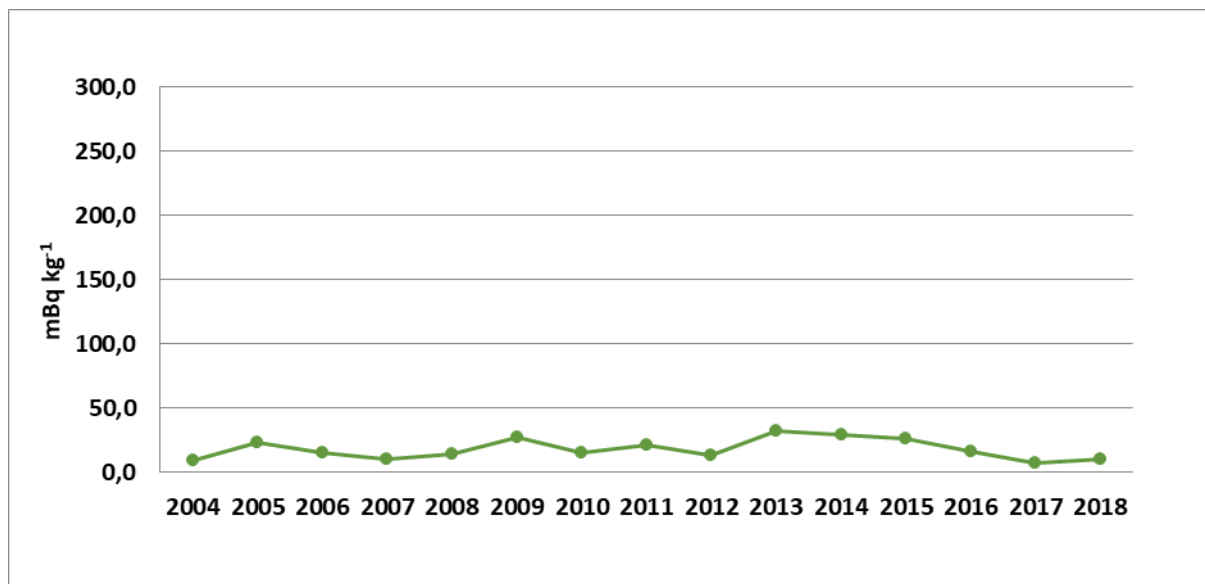
Zawartość ^{137}Cs w osadach Narwi pobranych w Pułtusk w latach 2004-2018 przedstawiona została na Rysunku 9.

W przypadku punktu poboru w Pułtusk występujące niewielkie zmiany zawartości izotopu ^{137}Cs w poszczególnych latach obserwacji mieszczą się w zakresie od 4,57 Bq kg⁻¹ (rok 2017) do 10,11 Bq kg⁻¹ (rok 2016). Świadczy to o dosyć stabilnej sytuacji hydrologicznej dla tego punktu poboru.



Rys. 9. Zawartość ^{137}Cs w osadach Narwi pobranych w Pułtusk w latach 2004-2018.

5.2.4. Analiza zawartości $^{239,240}\text{Pu}$ w osadach pobranych na rzece Narew w Pułtusk w przestrzeni dostępnych lat pomiarowych.



Rys. 10. Zawartość $^{239,240}\text{Pu}$ w osadach Narwi pobranych w Pułtusku w latach 2004-2018.

Rysunek 10. przedstawia przebieg czasowy średnich stężeń promieniotwórczych $^{239,240}\text{Pu}$ w osadach Narwi pobranych w Pułtusku w latach 2004-2018. Przedstawione wartości są średnimi rocznymi w kolejnych latach monitoringu.

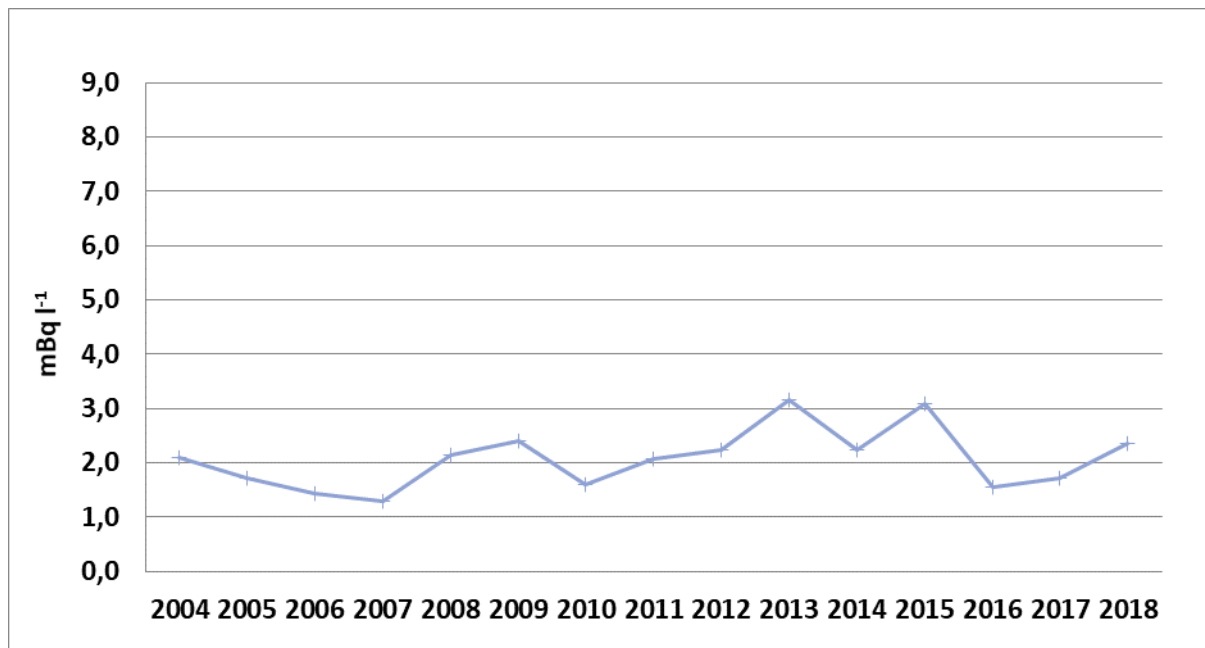
Z przedstawionej zależności wynika, że w przeciągu kilkunastu lat zmiany zawartości $^{239,240}\text{Pu}$ w osadach zmieniały się nieznacznie, a średnie stężenie promieniotwórcze $^{239,240}\text{Pu}$ było na niskim poziomie. Wyższą średnią zawartość $^{239,240}\text{Pu}$ odnotowano jedynie w osadzie pobranym w roku 2013, która wynosiła 32,15 mBq/kg. W 2018 roku w osadach oznaczono izotopy $^{239,240}\text{Pu}$ na niskim poziomie – 10,72 mBq kg⁻¹, chociaż wyższym niż rok wcześniej (7,67 mBq kg⁻¹).

5.3. Zmiany warunków radiologicznych na przestrzeni lat dla punktu na rzece Bug w Wyszkwowie.

5.3.1. Analiza zawartości ^{137}Cs w wodzie pobranej na rzece Bug w Wyszkwowie w przestrzeni dostępnych lat pomiarowych.

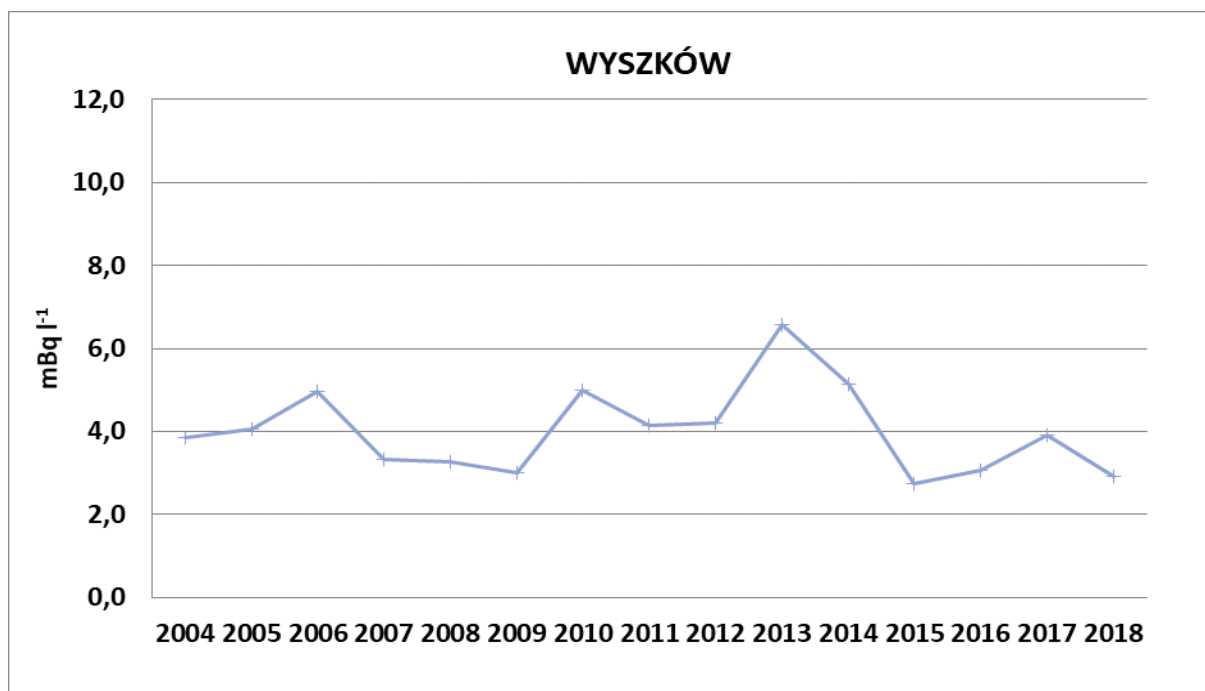
Średni poziom stężeń promieniotwórczego ^{137}Cs w wodzie pobieranej z Bugu w Wyszkwowie w lata 2004-2018 był wyrównany (Rysunek 11.). Minimalną wartość odnotowano w roku 2007 i wynosiła ona 1,29 mBq l⁻¹, zaś maksymalną w latach 2013 i 2015 – ok 3,1 mBq l⁻¹. Ten wyrównany poziom średnich rocznych stężeń promieniotwórczych ^{137}Cs

mieści się w zakres niespełna 2 mBq l⁻¹. W bieżącym roku oznaczono izotop cezu na poziomie 2,36 mBq l⁻¹. Wartość ta zbliżona jest do średniej wartości ze wszystkich lat badań.



Rys. 11. Zawartość ¹³⁷Cs w wodach Bugu pobieranych w Wyszkwie w latach 2004-2018.

5.3.2. Analiza zawartości ⁹⁰Sr w wodzie pobranej na rzece Bug w Wyszkwie na przestrzeni dostępnych lat pomiarowych.

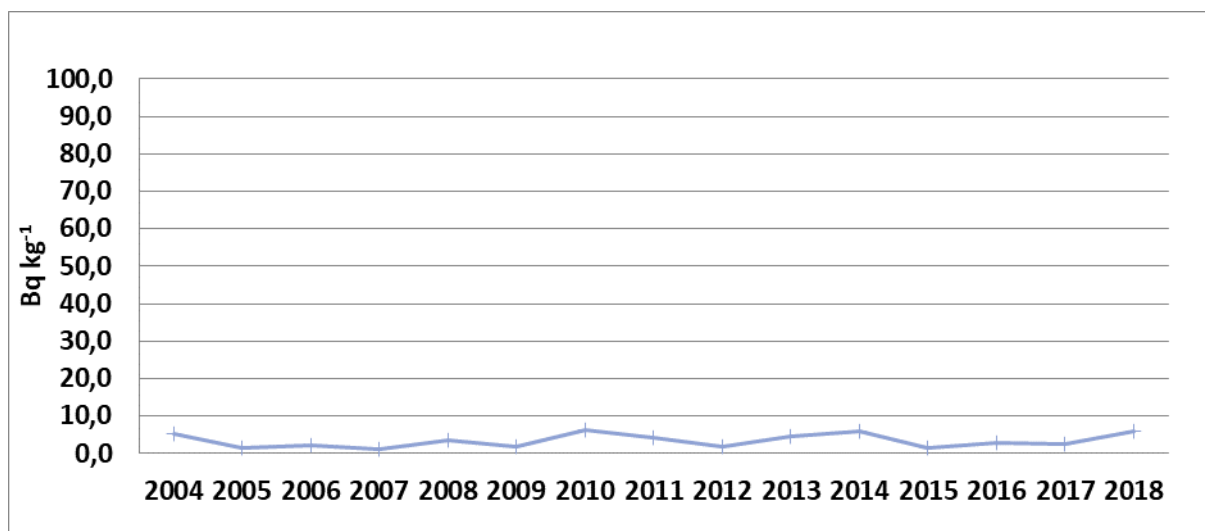


Rys. 12. Zawartość ⁹⁰Sr w wodach Bugu pobieranych w Wyszkwie w lata 2004-2018.

Rysunek 12. przedstawia przebieg czasowy średnich stężeń promieniotwórczych ^{90}Sr w wodach dorzecza Wisły pobieranych w Wyszkanie w lata 2004-2018. Przedstawione wartości są średnimi rocznymi w kolejnych latach monitoringu.

Na przestrzeni lat średnie stężenie promieniotwórcze ^{90}Sr dla punktu pomiarowego w Wyszkanie mieści się w dość wąskim zakresie od 2,73 w roku 2015 do 6,58 mBq l^{-1} w 2013 roku. Tą najwyższą wartość, podobnie jak w przypadku ^{137}Cs , odnotowano w roku 2013.

5.3.3. Analiza zawartości ^{137}Cs w osadach pobranych na rzece Bug w Wyszkanie na przestrzeni dostępnych lat pomiarowych.



Rys. 13. Zawartość ^{137}Cs w osadach Bugu pobieranych w Wyszkanie w latach 2004-2018.

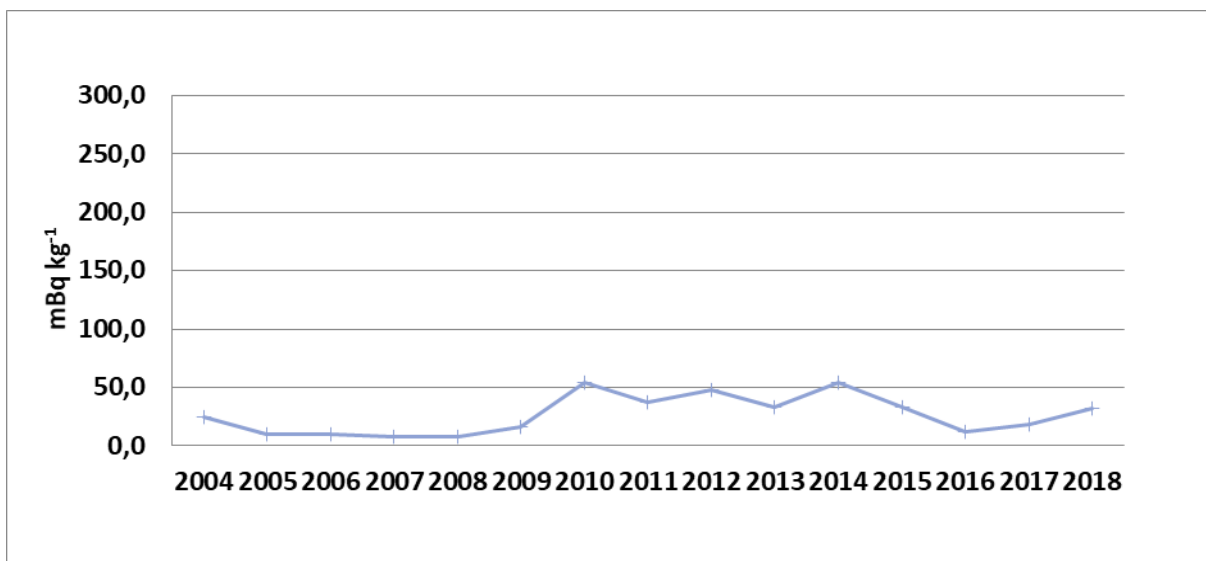
W osadach pobieranych w Wyszkanie, w latach 2004-2018, występują częste zmiany zawartości izotopów ^{137}Cs (Rysunek 13). Zmienność ta obserwowana jest jednak dla niskiego poziomu stężeń mieszczącego się w zakresie od 1,17 (rok 2007) do 5,99 Bq kg^{-1} (rok 2018). Poza tym na wykresie nie widać jednoznacznych tendencji wzrostowych bądź spadkowych. Stężenie promieniotwórcze izotopu ^{137}Cs utrzymuje się na zbliżonym niskim poziomie.

5.3.4. Analiza zawartości $^{239,240}\text{Pu}$ w osadach pobranych na rzece Bug w Wyszkanie na przestrzeni dostępnych lat pomiarowych.

Rysunek 14. przedstawia przebieg czasowy średnich stężeń promieniotwórczych $^{239,240}\text{Pu}$ w osadach z Bugu pobieranych w Wyszkanie w lata 2004-2018.

W przypadku Wyszkania występują widoczne zmiany zawartości izotopów $^{239,240}\text{Pu}$ w szczególności po roku 2009 (Rys.14.). Po tym roku średnie roczne stężeń promieniotwórczych $^{239,240}\text{Pu}$ mają wyższe wartości, jednocześnie występują większe fluktuacje. Być może

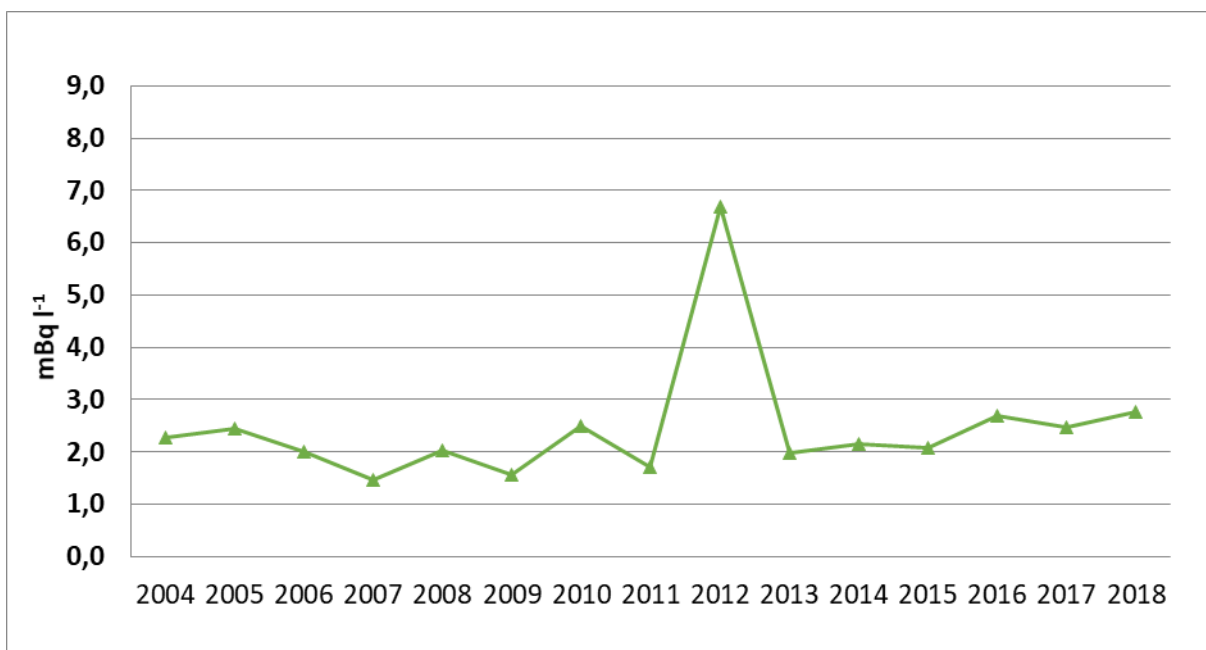
wyższe poziomy wód podczas powodzi w roku 2010 spowodowały przedostanie się różnego rodzaju gleb do rzeki, które mogły charakteryzować inną zawartością $^{239,240}\text{Pu}$ w stosunku do osadu.



Rys. 14. Zawartość $^{239,240}\text{Pu}$ w osadach Bugu pobieranych w Wyszkwowie w lata 2004-2018.

5.4. Zmiany warunków radiologicznych na przestrzeni lat dla punktu na rzece Warta w Poznaniu.

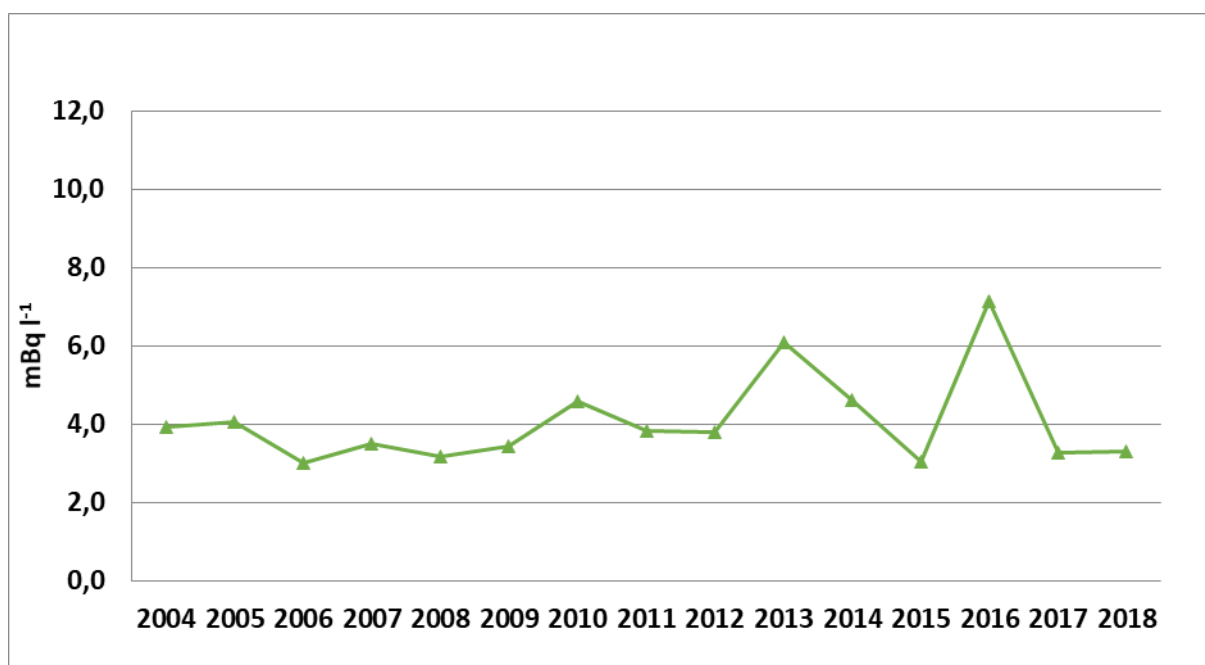
5.4.1. Analiza zawartości ^{137}Cs w wodzie pobranej na rzece Warta w Poznaniu na przestrzeni dostępnych lat pomiarowych.



Rys. 15. Zawartość ^{137}Cs w wodach Warty pobranej w Poznaniu w latach 2004-2018.

Średni poziom stężenia promieniotwórczego ^{137}Cs w wodzie pobieranej w Poznaniu w lata 2004-2018 był wyrównany. Jedynie w roku 2012 zanotowano wzrost zawartości ^{137}Cs . Średnią roczną stężenia tego izotopu zawyżył wynik próbki wiosennej ($10,96 \text{ mBq l}^{-1}$). Mogło to być spowodowane czasowym wpływem wód innego pochodzenia w to miejsce. Trwałości tej zmiany nie potwierdziły zarówno badania jesienne, w których oznaczone stężenie promieniotwórcze ^{137}Cs w wodzie wynosiło $2,41 \text{ mBq l}^{-1}$ jak i badania w kolejnych pięciu latach. Od roku 2016 do chwili obecnej zawartość badanego izotopu utrzymuje się na bardzo wyrównanym poziomie ok. $2,6 \text{ mBq l}^{-1}$.

5.4.2. Analiza zawartości ^{90}Sr w wodzie pobranej na rzece Warta w Poznaniu na przestrzeni dostępnych lat pomiarowych.

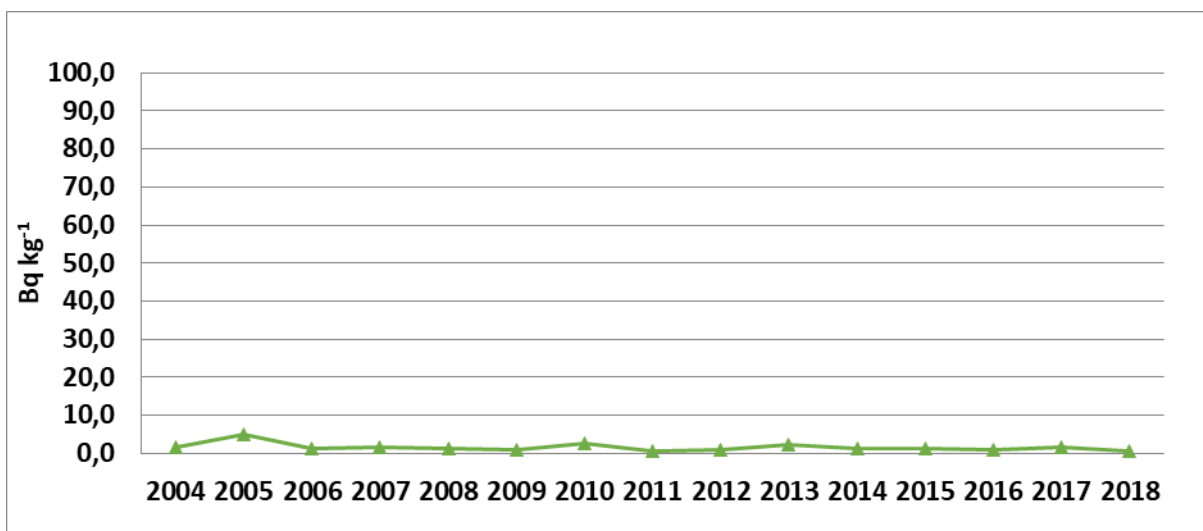


Rys. 16. Zawartość ^{90}Sr w wodach Warty pobranej w Poznaniu w latach 2004-2018.

Średnie roczne stężenia promieniotwórcze izotopu ^{90}Sr w wodach Warty pobranej w Poznaniu w latach 2004-2018 obrazuje Rysunek 16. Przedstawione wartości są średnimi rocznymi w kolejnych latach monitoringu. W tym punkcie poboru nie zanotowano znaczących zmian na przestrzeni pierwszych dziewięciu lat pomiarowych, a średnie roczne zawartości analizowanego nuklidu w wodzie były na bardzo niskim poziomie i mieściły się w zakresie od $3,02$ w rok 2006 do $4,58 \text{ mBq l}^{-1}$ w rok 2018. Od 2012 roku widzimy nieco większą zmienność, chociaż stężenie promieniotwórcze ^{90}Sr pozostaje nadal na niskim poziomie i mieści się w zakresie ok. 3 mBq l^{-1} .

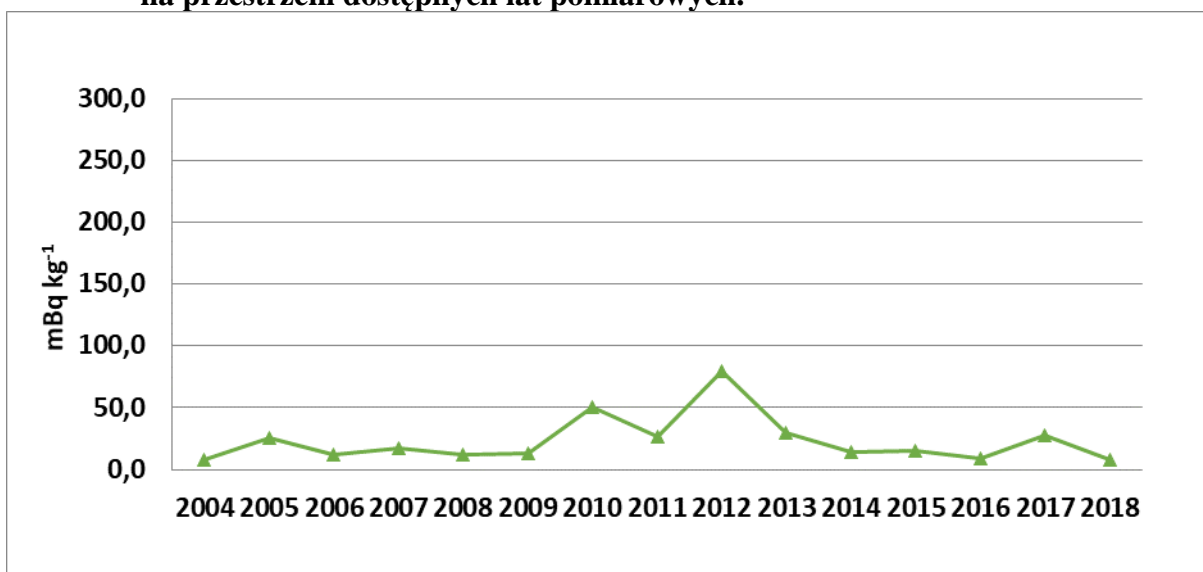
5.4.3. Analiza zawartości ^{137}Cs w osadach pobranych na rzece Warta w Poznaniu na przestrzeni dostępnych lat pomiarowych.

Na przestrzeni wszystkich lat badań bardzo wyrównany poziom zawartości ^{137}Cs w osadach dennych obserwowano w punkcie poboru usytuowanym w Poznaniu (Rysunek 17.). Nieznacznie wyższe wartości średnich stężeń promieniotwórczych ^{137}Cs odnotowano w pierwszych latach obserwacji. W kolejnych latach zawartość ^{137}Cs w osadach była na niskim poziomie i jednocześnie była dosyć stabilna. Zmiany mieszczą się w zakresie 4 Bq kg^{-1} . Prawdopodobnie spowodowane jest to bardziej stabilną sytuacją hydrologiczną niż w przypadku pozostałych punktów poboru.



Rys. 17. Zawartość ^{137}Cs w osadach z Warty pobranej w Poznaniu w latach 2004-2018.

5.4.4. Analiza zawartości $^{239,240}\text{Pu}$ w osadach pobranych na rzece Warta w Poznaniu na przestrzeni dostępnych lat pomiarowych.



Rys. 18. Zawartość $^{239,240}\text{Pu}$ w osadach Warty pobranych w Poznaniu w latach 2004-2018.

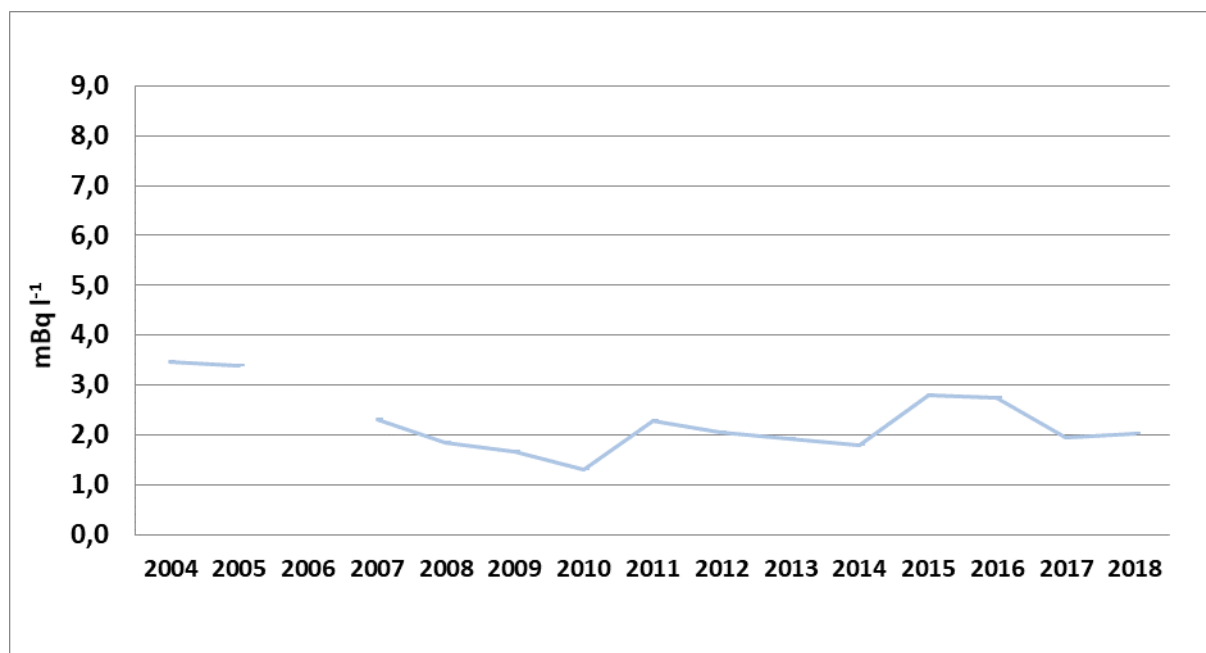
Rysunek 18. przedstawia przebieg czasowy średnich stężeń promieniotwórczych $^{239,240}\text{Pu}$ w osadach z Warty pobieranych w Poznaniu w latach 2004-2018.

Średni poziom stężenia promieniotwórczego $^{239,240}\text{Pu}$ w osadach pobieranych w Poznaniu w lata 2004-2018 był mniej wyrównany niż dla izotopu cezu oznaczanego w tym punkcie. Obserwujemy wyższe wartości średnich rocznych stężeń promieniotwórczych $^{239,240}\text{Pu}$ w 2010 i 2012 roku, które wynosiły odpowiednio: $50,27 \text{ mBq kg}^{-1}$, $79,86 \text{ mBq kg}^{-1}$. Poza tymi dwoma wynikami zakres zmian mieścił się od $7,40 \text{ mBq kg}^{-1}$ w roku 2004 i 2018 do $29,59 \text{ mBq kg}^{-1}$ w roku 2013.

5.5. Zmiany warunków radiologicznych na przestrzeni lat dla jeziora Niesłysz

5.5.1. Analiza zawartości ^{137}Cs w wodzie pobranej z jeziora Niesłysz na przestrzeni dostępnych lat pomiarowych.

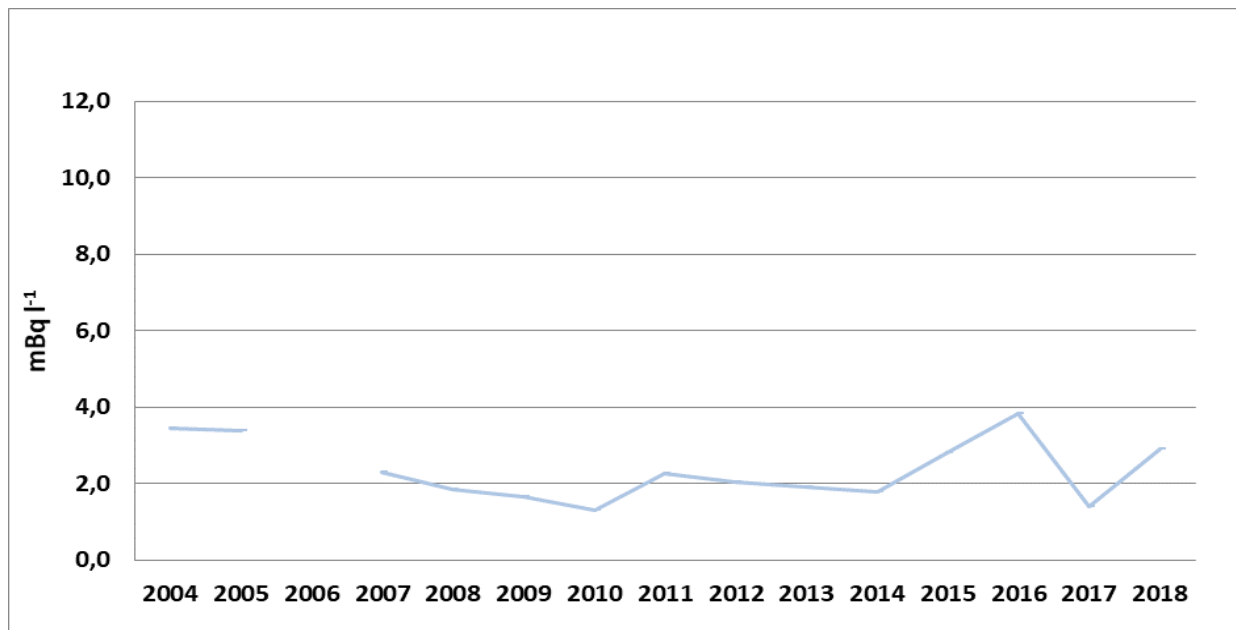
Przebieg czasowy średnich stężeń promieniotwórczych ^{137}Cs w wodach z jeziora Niesłysz w latach 2004–2018 przedstawiono na Rys.19. Podane wartości są średnimi rocznymi w poszczególnych latach. W roku 2006 nie były prowadzone badania dla jezior stąd brak wyników na pokazanym wykresie. Zakres w jakim obserwowano fluktuacje to niespełna 2 mBq l^{-1} . Można zatem stwierdzić, że zawartość ^{137}Cs w wodach jeziora Niesłysz jest niezmienna od 14 lat i jest na niskim poziomie.



Rys. 19. Zawartość ^{137}Cs w wodzie z jeziora Niesłysz w latach 2004-2018.

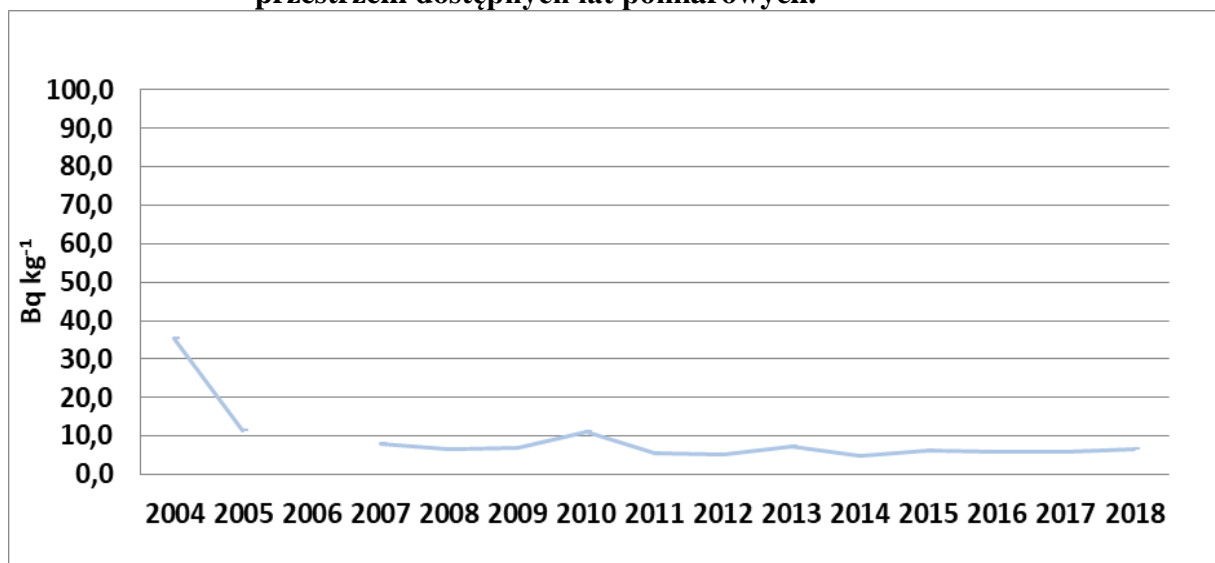
5.5.2. Analiza zawartości ^{90}Sr w wodzie pobranej z jeziora Niesłysz na przestrzeni dostępnych lat pomiarowych.

Podobnie jak dla ^{137}Cs średnie roczne stężenie promieniotwórcze ^{90}Sr w wodach jeziora Niesłysz w latach 2004-2018 było wyrównane (Rys. 20.). Nieznaczną rozbieżność stanowi wynik otrzymany w 2016 roku, kiedy wartość stężenia wzrosła ($3,84 \text{ mBq l}^{-1}$), pozostając jednak na bardzo niskim poziomie. W roku 2018 oznaczono średnie roczne stężenie promieniotwórcze ^{90}Sr na poziomie $2,89 \text{ mBq l}^{-1}$.



Rys. 20. Zawartość ^{90}Sr w wodach jeziora Niesłysz w latach 2004-2018.

5.5.3. Analiza zawartości ^{137}Cs w osadach pobranych z jeziora Niesłysz na przestrzeni dostępnych lat pomiarowych.

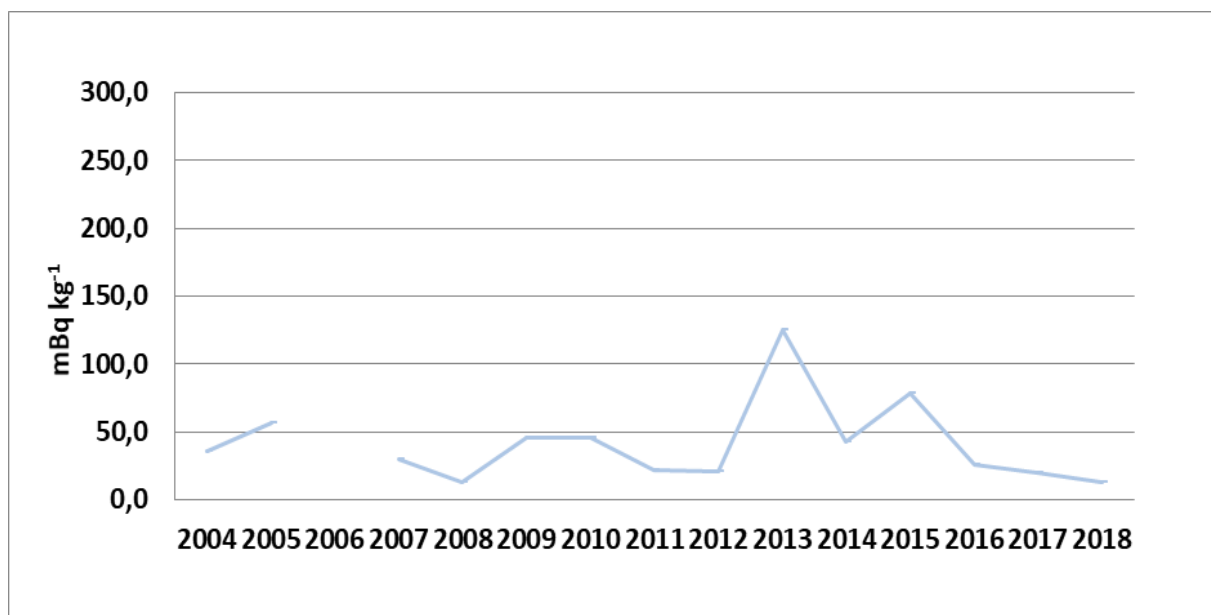


Rys. 21. Zawartość ^{137}Cs w osadach jeziora Niesłysz pobranych w latach 2004-2018.

Na Rysunek 21. Pokazano przebieg czasowy średnich rocznych stężeń promieniotwórczych ^{137}Cs w osadach jeziora Niesłysz w latach 2004–2018. W pierwszych latach prowadzenia badań obserwujemy tendencję spadkową. Od 2007 roku widzimy bardzo wyrównany poziom zawartości ^{137}Cs w kolejnych latach badawczych. Najbardziej stabilna sytuacja ma miejsce w ostatnich czterech latach. Zakres zmian mieści się w przedziale ok. $0,6 \text{ Bq kg}^{-1}$.

5.5.4. Analiza zawartości $^{239,240}\text{Pu}$ w osadach pobranych z jeziora Niesłysz na przestrzeni dostępnych lat pomiarowych.

Z przedstawionej na Rysunku 22. zależności wynika, że w przeciągu wszystkich lat badań zmiany zawartości $^{239,240}\text{Pu}$ w osadach jeziora Niesłysz miały bardziej zmienny przebieg niż w przypadku izotopu cezu. Podwyższoną zawartość $^{239,240}\text{Pu}$ stwierdzono w osadzie w roku 2013. Odbiegającą wartość odnotowano w próbce pobranej wiosną, gdzie oznaczono stężenie promieniotwórcze izotopów plutonu na poziomie $192,73 \text{ mBq kg}^{-1}$. W próbce jesiennej nie odnotowano jednak już tak dużej wartości. Podobna sytuacja powtórzyła się w roku 2015, gdzie średnie roczne stężenie promieniotwórcze izotopów plutonu osiągnęło wartość $78,51 \text{ mBq kg}^{-1}$. Jednak kolejne trzy lata badań nie potwierdziły stałości tej zmiany.



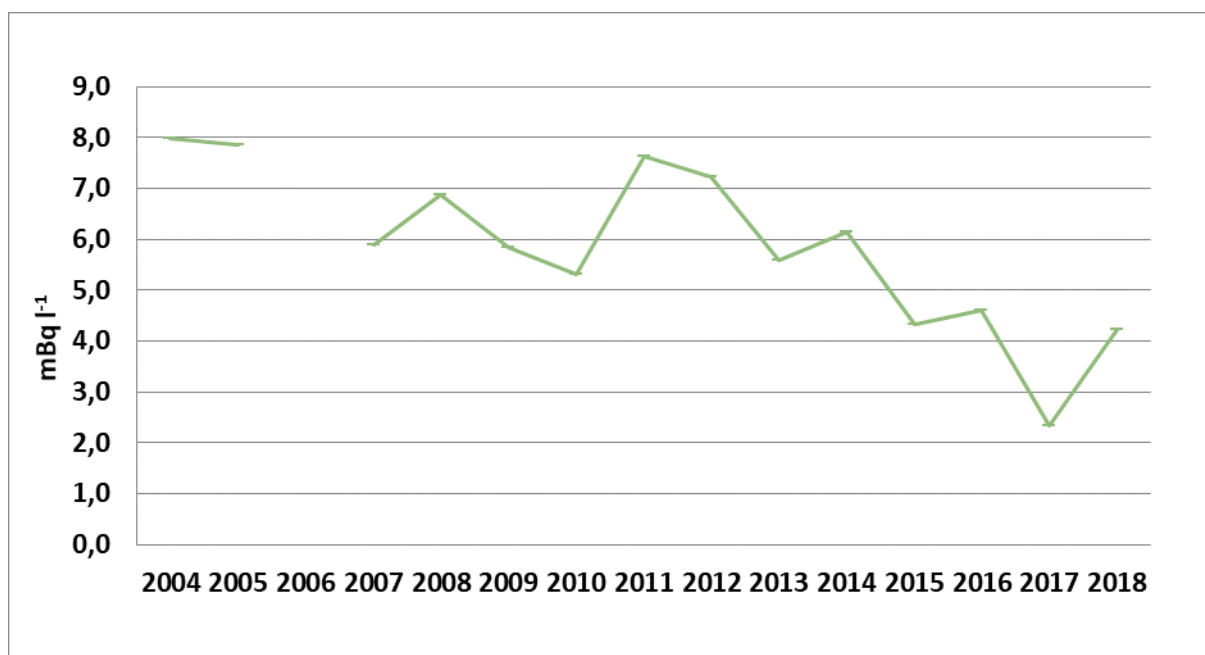
Rys. 22. Zawartość $^{239,240}\text{Pu}$ w osadach z jeziora Niesłysz pobranych w latach 2004-2018.

5.6. Zmiany warunków radiologicznych na przestrzeni lat dla jeziora Rogóźno.

5.6.1.1. Analiza zawartości ^{137}Cs w wodzie pobranej z jeziora Rogóźno na przestrzeni dostępnych lat pomiarowych.

Przebieg czasowy średnich rocznych stężeń promieniotwórczych ^{137}Cs w wodach jeziora Rogóźno w latach 2004 – 2018 przedstawiono na Rysunku 23. W roku 2006 nie były prowadzone badania dla jezior stąd brak wyników na pokazanych wykresach.

Z przedstawionej zależności wynika, że w przeciągu 14 lat obserwujemy ogólną tendencję spadkową zawartości ^{137}Cs . Na ogół w jeziorze Rogóźno obserwowane są większe wartości stężenia promieniotwórczo ^{137}Cs (jak i pozostałych badanych izotopów). Wpływ na poziom badanych pierwiastków może mieć ilość i rodzaj cieków wodnych wpływających do jeziora, tym bardziej, że jezioro Rogóźno nie jest jeziorem przepływowym lecz jest pochodzenia krasowego, a takie jeziora często charakteryzują się obecnością osadów nieprzepuszczalnych. Mogą być to powody kumulacji badanych nuklidów.

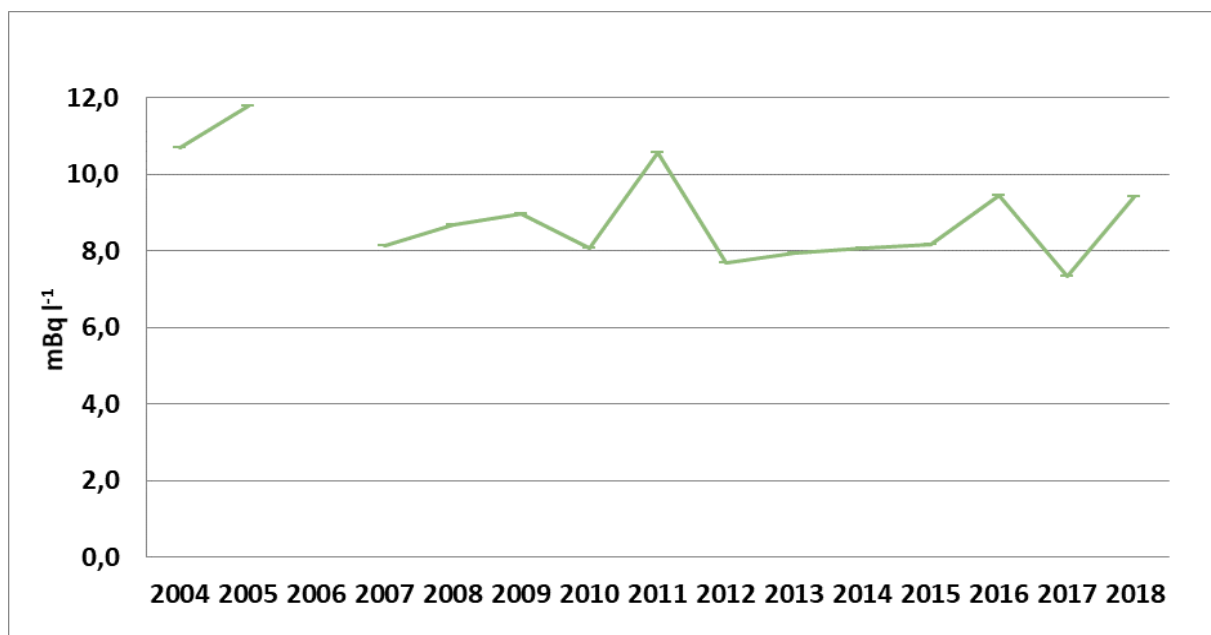


Rys. 23. Zawartość ^{137}Cs w wodzie z jeziora Rogóźno w latach 2004-2018.

5.6.2. Analiza zawartości ^{90}Sr w wodzie pobranej z jeziora Rogóźno na przestrzeni dostępnych lat pomiarowych.

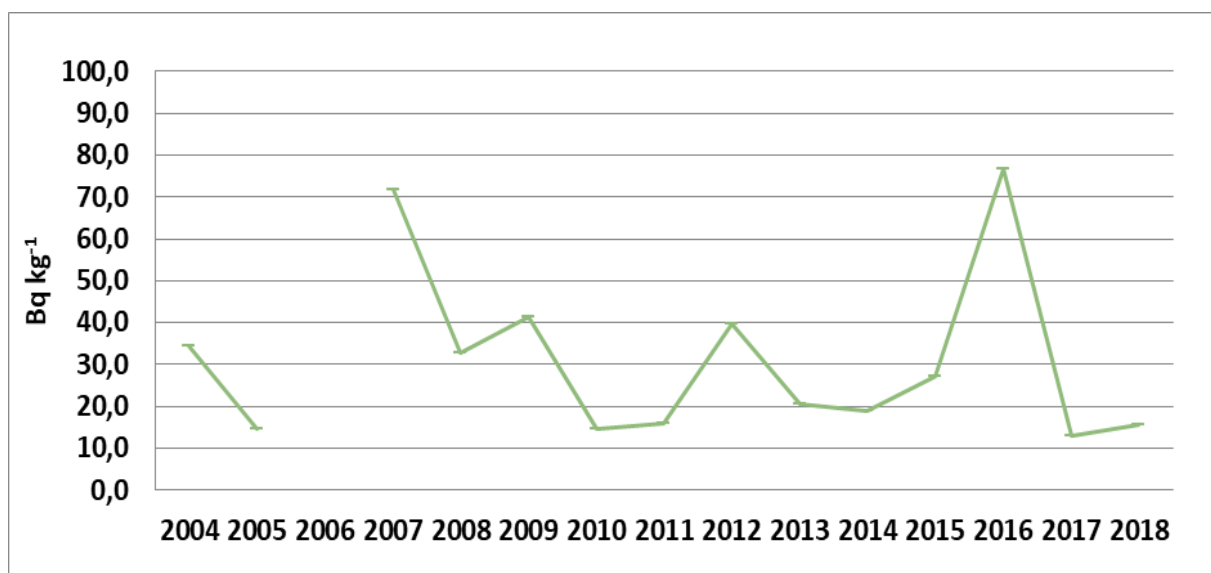
Jak widać na Rys. 24. w kolejnych latach badań dla punktu pomiarowego na jeziorze Rogóźno zawartość ^{90}Sr w wodzie zmieniała się nieznacznie i zawierała się w granicach od 7,33 mBq l⁻¹ (2017 rok) do 11,80 mBq l⁻¹ (2005 rok). Jak widać zmiany zawartości ^{90}Sr na

przestrzeni lat mieszczą się w zakresie kilku mBq l^{-1} . Należy jednak zauważyć, że stężenie tego izotopu w jeziorze Rogóźno jest wyższe niż w pozostałych jeziorach. Analogicznie jak w przypadku izotopu ^{137}Cs .



Rys. 24. Zawartość ^{90}Sr w wodach jeziora Rogóźno w latach 2004-2018.

5.6.3. Analiza zawartości ^{137}Cs w osadach pobranych z jeziora Rogóźno na przestrzeni dostępnych lat pomiarowych.



Rys. 25. Zawartość ^{137}Cs w osadach jeziora Rogóźno pobranych w latach 2004-2018.

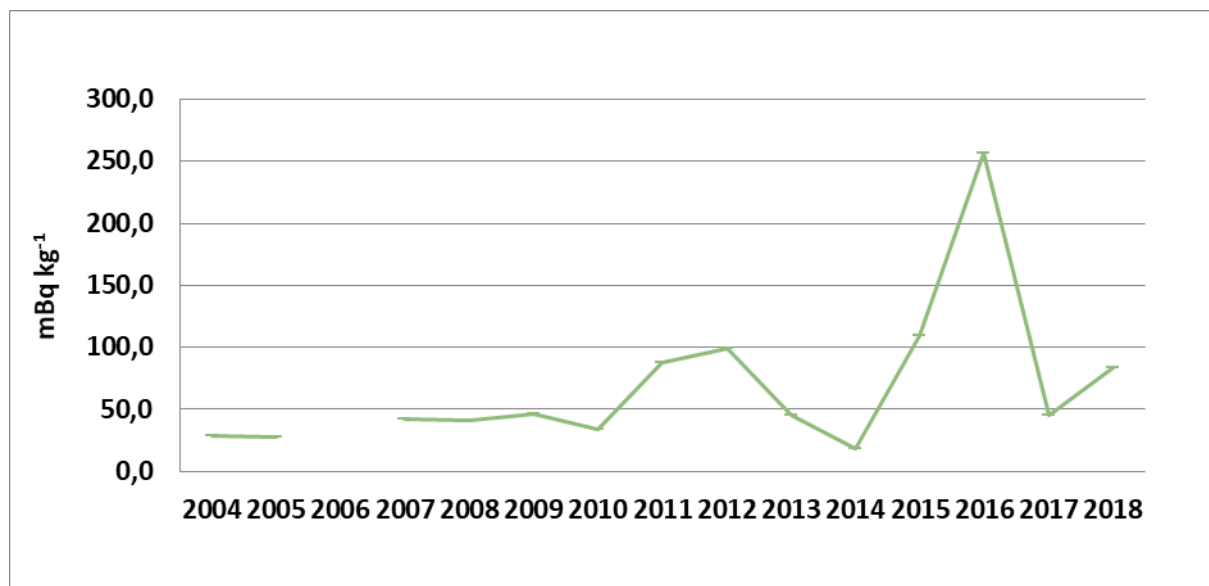
Na Rysunek 25. pokazano przebieg czasowy średnich rocznych stężeń promieniotwórczych ^{137}Cs w osadach pobranych z jeziora Rogóźno w latach 2004 – 2018.

Najwyższe wartości średnich stężeń promieniotwórczych ^{137}Cs odnotowano w latach 2007 i 2016, wynosiły one odpowiednio: $71,9 \text{ Bq kg}^{-1}$ i $76,7 \text{ Bq kg}^{-1}$. Natomiast w badania z ostatnich dwóch lat oznaczono jedne z niższych zawartości tego izotopu cezu.

W przypadku tego punktu poboru występują znaczne zmiany zawartości izotopu ^{137}Cs w poszczególnych latach obserwacji. Poza tym podobnie jak w przypadku pozostałych badanych izotopów zawartość ^{137}Cs jest na wyższym poziomie w stosunku do pozostałych punktów poboru prób.

5.6.4. Analiza zawartości $^{239,240}\text{Pu}$ w osadach pobranych z jeziora Rogóźno na przestrzeni dostępnych lat pomiarowych.

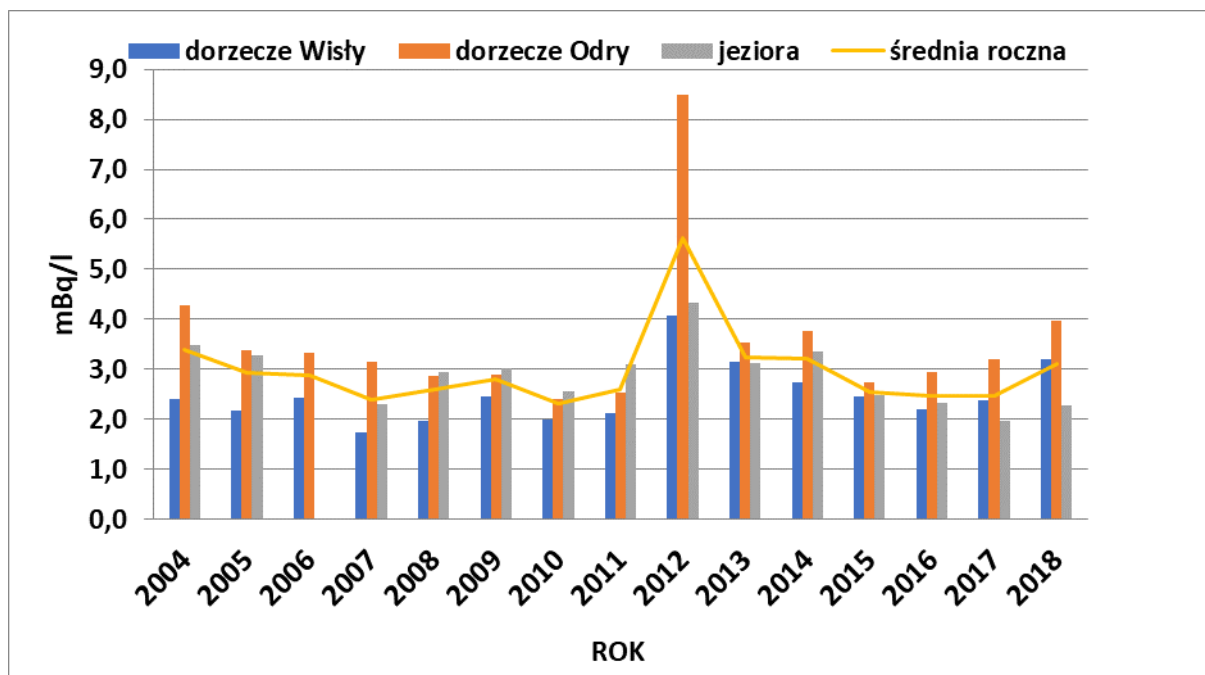
Z przedstawionej na Rysunku 26 zależności wynika, że w latach 2004 – 2010 zawartość $^{239,240}\text{Pu}$ w osadach pobranych z jeziora Rogóźno była na wyrównanym poziomie. W pozostałym okresie badawczym obserwujemy znacznie większe fluktuacje. Mieszczą się one w zakresie od około 20 do około 250 mBq/kg . Najwyższa średnia roczna zawartość izotopów plutonu uzyskana w 2016 roku spowodowana była jednokrotnym wysokim oznaczeniem zawartości $^{239,240}\text{Pu}$ w osadzie jesiennym i wynosiła - $418,75 \text{ mBq kg}^{-1}$. Analizy w kolejnych latach nie potwierdziły utrzymania się wysokiej zawartości izotopów $^{239,240}\text{Pu}$.



Rys. 26. Zawartość $^{239,240}\text{Pu}$ w osadach z jeziora Rogóźno pobranych w latach 2004-2018.

5.7 Analiza zawartości poszczególnych parametrów w wodach rzecznych w układzie dorzeczy oraz ich porównanie do wód jeziornych na przestrzeni dostępnych lat pomiarowych.

5.7.1 Analiza zawartości ^{137}Cs w wodach rzecznych w układzie dorzeczy oraz ich porównanie do wód jeziornych na przestrzeni dostępnych lat pomiarowych.

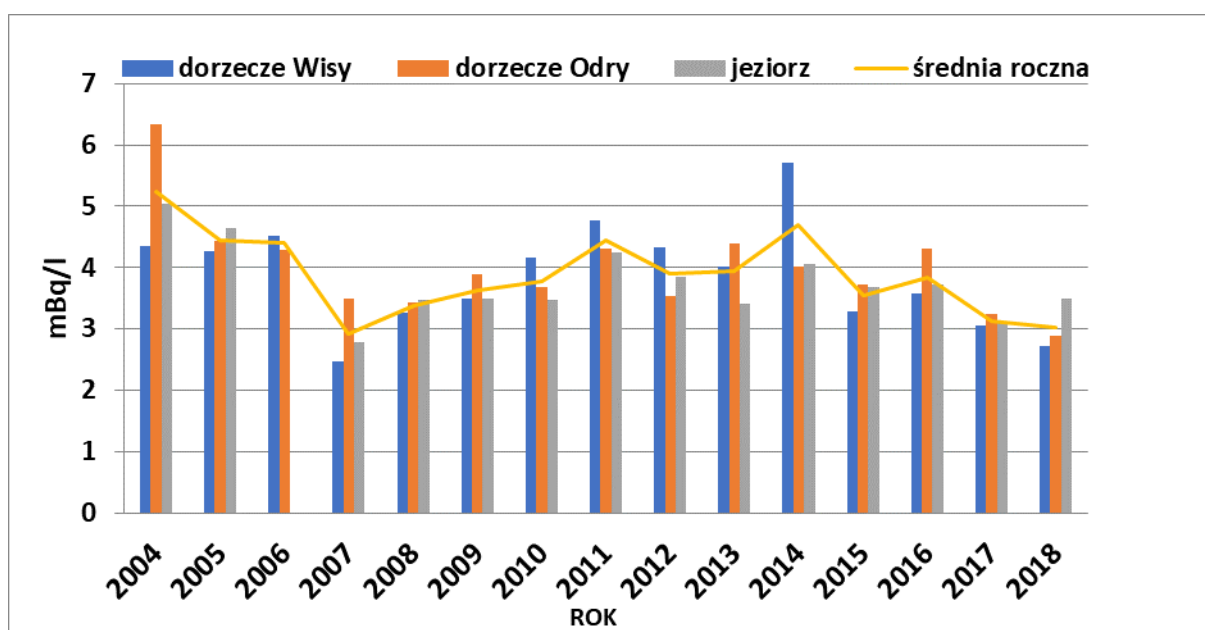


Rys. 27. Średnie roczne stężenia promieniotwórcze ^{137}Cs w wodach dorzecza Wisły, Odry i jezior w latach 2004-2018.

Rysunek 27. przedstawia wykres obrazujący średnie roczne stężenia promieniotwórcze ^{137}Cs w wodzie dla dorzecza Wisły, Odry i jezior w odniesieniu do ogólnej średniej rocznej w latach 2004-2018. Najniższe wartości średniego rocznego stężenia promieniotwórczego ^{137}Cs w latach 2004-2015 obserwujemy dla dorzecza Wisły. Natomiast w dwóch ostatnich latach najniższą wartość odnotowano dla wód jeziornych. Zawartości ^{137}Cs w dorzeczu Odry i jeziorach są zazwyczaj bardziej porównywalne ze sobą. Wyjątek stanowi rok 2012, kiedy odnotowano najwyższe średnie roczne stężenia promieniotwórcze ^{137}Cs . Prawdopodobnie było to spowodowane niskim poziomem wód, jaki miał miejsce w tym roku, mogło to być przyczyną kumulacji badanego izotopu. Szczególnie podwyższony poziom był widoczny dla dorzecza Odry (średnia - mBq l^{-1}). Wpływ na podwyższenie wartości średniej miał również otrzymany wynik dla próbki osadu pobranego wiosną w Chałupkach ($40,72 \text{ mBq l}^{-1}$). Jesienią oznaczona zawartość ^{137}Cs była już dziesięciokrotnie niższa. W przedziałach czasowych 2013-2014 i 2015-2017 obserwujemy wyrównany poziom stężenia promieniotwórczego ^{137}Cs . W 2016 roku zawartość izotopu cezu w wodzie dla dorzecza Wisły i jezior była

wyrównana i niższa niż w ostatnich latach. Natomiast zawartość izotopu cezu w wodzie dorzecza Odry była nieznacznie wyższa niż w 2015 roku. W roku 2018 nastąpił wzrost średnich rocznych zawartości ^{137}Cs dla dorzeczy i jezior w stosunku do trzech wcześniejszych lat. Biorąc pod uwagę ok.15% błąd oznaczenia można stwierdzić, że średnia zawartość ^{137}Cs w wodach rzek i jezior zarówno w 2018 roku jak i dwóch ubiegłych latach jest na zbliżonym poziomie.

5.7.2 Analiza zawartości ^{90}Sr w wodach rzecznych w układzie dorzeczy oraz ich porównanie do wód jeziornych na przestrzeni dostępnych lat pomiarowych.

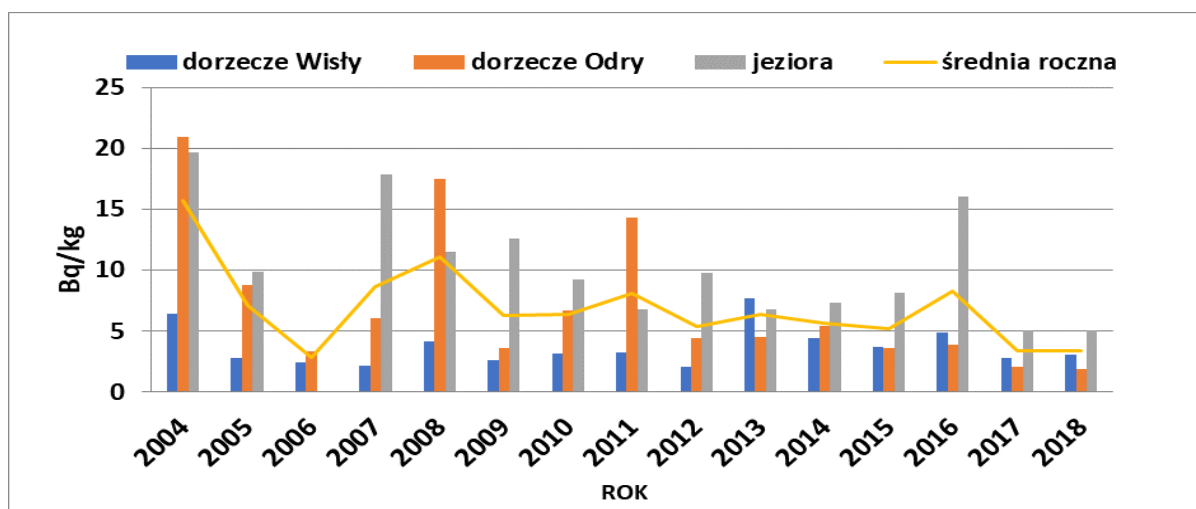


Rys. 28. Średnie roczne stężenia promieniotwórcze ^{90}Sr w wodach dorzecza Wisły, Odry i jezior w latach 2004-2018.

Na Rysunku 28. przedstawiono średnie roczne stężenia promieniotwórcze ^{90}Sr w wodzie dla dorzeczy Wisły, Odry i jezior w odniesieniu do ogólnej średniej rocznej z lat 2004-2018. W przypadku ^{90}Sr na przestrzeni czternastu lat monitoringu nie widać wyraźnie powtarzających się zależności. Średnie roczne stężenia promieniotwórcze ^{90}Sr w poszczególnych latach dla dorzeczy Wisły i Odry jak i jezior są bardziej wyrównane niż w przypadku analogicznych średnich rocznych stężeń promieniotwórczych ^{137}Cs . Najwyższą wartość otrzymano w pierwszym roku badań ($5,2 \text{ mBq l}^{-1}$) Przez kolejne trzy lata obserwowano spadek ogólnego średniego rocznego stężenia promieniotwórczego ^{90}Sr do roku 2007, w którym to roku odnotowano najniższą wartość – $2,9 \text{ mBq l}^{-1}$. Przez kolejne dziewięć lat zawartość ^{90}Sr w analizowanych wodach utrzymywała się na zbliżonym poziomie. Zarejestrowane zmiany mieściły się w zakresie $1,5 \text{ mBq l}^{-1}$. Poszczególne podwyższone

wartości średnich rocznych dla dorzeczy i jezior zazwyczaj spowodowane były jednokrotnym oznaczeniem wyższej zawartości ^{90}Sr w pojedynczych próbkach, które nie znajdowały potwierdzenia stabilności zmiany w kolejnych analizach. Na przykład w 2014 roku na wyższą wartość ogólnej średniej rocznej stężenia promieniotwórcze ^{90}Sr dla dorzecza Wisły w stosunku do pozostałych lat, miał wpływ wynik otrzymany dla próbki osadu pobranego jesienią w Płocku. Stężenie wynosiło $16,15 \text{ mBq l}^{-1}$ i było od 3 do 5 razy wyższe od wartości uzyskanych dla próbek pobranych w innych lokalizacjach. W ubiegłym roku odnotowano najbardziej zbliżone wartości średniego rocznego stężenia promieniotwórczego ^{90}Sr w wodach dorzecza Wisły, Odry i jezior i nieznacznie niższą wartość średniej rocznej w stosunku do kilku ubiegłych lat. W roku 2018 wyniki dla dorzeczy i jezior nie były tak bardzo zbliżone jak rok wcześniej, ale wartość średniego rocznego stężenia izotopu strontu pozostała na tym samym poziomie.

5.7.3 Analiza zawartości ^{137}Cs w osadach dennych rzecznych w układzie dorzeczy oraz ich porównanie do wód jeziornych na przestrzeni dostępnych lat pomiarowych.



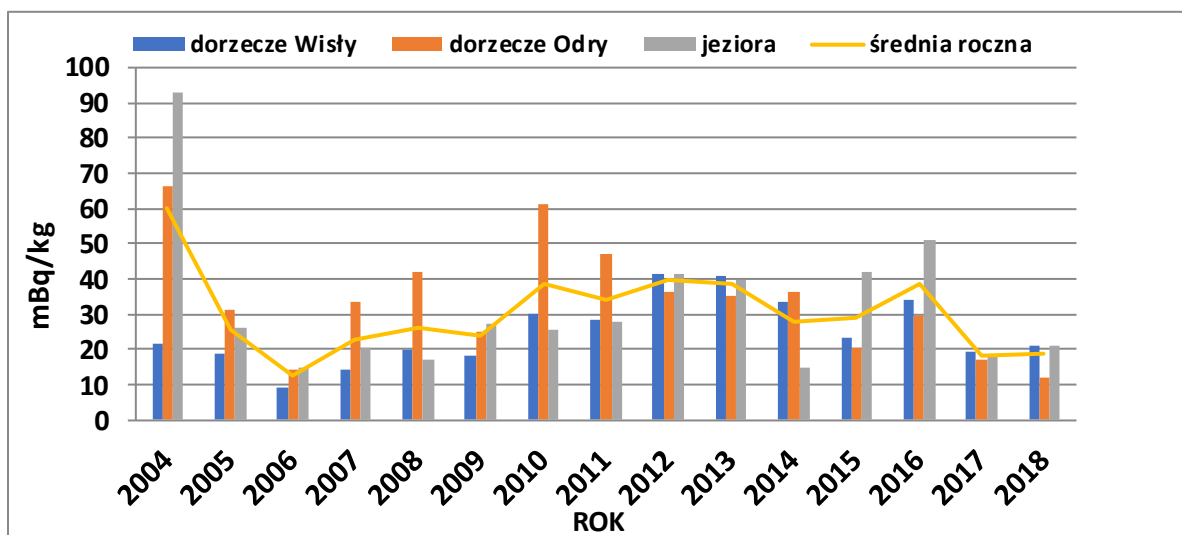
Rys. 29. Średnie roczne stężenia promieniotwórcze ^{137}Cs w osadach dorzecza Wisły, Odry i jezior w latach 2004-2018.

Rysunek 29. przedstawia wykres obrazujący średnie roczne stężenia promieniotwórcze ^{137}Cs w osadach dennych dla dorzeczy Wisły, Odry i jezior w odniesieniu do ogólnej średniej rocznej w latach 2004-2018.

W ocenie ogólnej średniej rocznej zawartości ^{137}Cs w osadach dennych pomijamy rok 2006, ponieważ w tym roku nie były monitorowane jeziora.

Najwyższe ogólne średnie roczne stężenie promieniotwórcze ^{137}Cs w osadach dennych zanotowano w roku 2004. Średnie roczne stężenia wynosiły wówczas odpowiednio: dla dorzecza Wisły – $6,4 \text{ Bq kg}^{-1}$, dla dorzecza Odry - $20,9 \text{ Bq kg}^{-1}$ i dla jezior – $19,7 \text{ Bq kg}^{-1}$. Najbardziej zbliżone ośrednie roczne stężenia promieniotwórcze ^{137}Cs zanotowano jeszcze kilkakrotnie; dla jezior w roku 2007 ($12,6 \text{ Bq kg}^{-1}$) i 2016 ($16,0 \text{ Bq kg}^{-1}$), dla dorzecza Wisły w 2013 ($7,7 \text{ Bq kg}^{-1}$), a dla dorzecza Odry w roku 2008 ($17,5 \text{ Bq kg}^{-1}$). Prawie we wszystkich latach monitoringu zawartość ^{137}Cs była znacznie niższa dla dorzecza Wisły niż dorzecza Odry i jezior. Jedynie w rok 2013 nie obserwuje się tej zależności. W tym roku na wyższą wartość średniej rocznej stężenia promieniotwórcze ^{137}Cs dla dorzecza Wisły w stosunku do pozostałych lat, miał wpływ wynik otrzymany dla próbki osadu pobranego wiosną w Krakowie Tyńcu ($63,75 \text{ Bq kg}^{-1}$). Wszystkie wartości średnich rocznych stężeń ^{137}Cs są najbardziej zbliżone w roku 2014. Natomiast ogólna średnia roczna zawartości ^{137}Cs w osadach dennych osiągnęła najniższą, niemal identyczną wartość w dwóch ostatnich latach i wynosi odpowiednio w roku 2017 – $3,35 \text{ Bq kg}^{-1}$ i w roku 2018 - $3,40 \text{ Bq kg}^{-1}$ (z pominięciem roku 2006, w którym nie były monitorowane jeziora).

5.7.4 Analiza zawartości ^{238}Pu i $^{239,240}\text{Pu}$ w osadach dennych rzecznych w układzie dorzeczy oraz ich porównanie do wód jeziornych na przestrzeni dostępnych lat pomiarowych.



Rys. 30. Średnie roczne stężenia promieniotwórcze $^{239,240}\text{Pu}$ w osadach dorzecza Wisły, Odry i jezior w latach 2004-2018.

Rysunek 30. przedstawia wykres obrazujący średnie roczne stężenia promieniotwórcze $^{239,240}\text{Pu}$ w osadach dennych dla dorzeczy Wisły, Odry i jezior w odniesieniu do ogólnej średniej rocznej w latach 2004-2018.

Podobnie jak w przypadku izotopu ^{137}Cs w ocenie ogólnej średniej rocznej zawartości $^{239,240}\text{Pu}$ w osadach dennych nie bierzemy pod uwagę roku 2006, w którym nie były monitorowane jeziora.

Z pominięciem pierwszego roku badań i roku 2006 widzimy, że zmiany zawartości izotopów $^{239,240}\text{Pu}$ na przestrzeni czternastu lat obserwacji mieszczą się w zakresie 20 mBq kg^{-1} .

Najwyższe średnie stężenia $^{239,240}\text{Pu}$ w osadach dennych obserwowano w roku 2004 dla jezior ($93,0 \text{ mBq kg}^{-1}$) i w 2010 dla dorzecza Odry ($61,1 \text{ mBq kg}^{-1}$).

Z obserwacji średnich rocznych zawartości $^{239,240}\text{Pu}$ w osadach dennych wynika, że w latach 2012 i 2013 poziom jego stężenia w dorzeczach Wisły, Odry i w jeziorach jest najbardziej zbliżony i wynosi ok. 40 mBq/kg . Taka sytuacja miała miejsce jeszcze w roku 2017, z tym, że wartości średnich rocznych dla dorzeczy i jezior były dwukrotnie niższe i wynosiły ok. 20 mBq kg^{-1} . W roku 2014 i 2015 odnotowano spadek ogólnej rocznej zawartości $^{239,240}\text{Pu}$ w stosunku do kilku wcześniejszych lat (2010-2013). Pomimo podwyższonej zawartości izotopów plutonu w 2015 roku w jeziorach wartość ogólnej średniej rocznej pozostała na tym samym poziomie co w roku 2014 (ok. 28 mBq kg^{-1}).

W roku 2016 zaobserwowaliśmy niewielki wzrost stężeń izotopów plutonu w dorzeczach Wisły, Odry i w jeziorach w stosunku do roku 2015. Odnotowane wyższe wartości nie świadczą o zmianie warunków radiologicznych obserwowanych od wielu lat, są wynikiem oznaczenia większej ilości $^{239,240}\text{Pu}$ dla pojedynczych próbek (Tabela 11.). Kilkakrotnie większe wartości mogą jednak sugerować zmianę składu osadów nanoszonych w miejscach poboru prób w poszczególnych okresach badań

Osady denne charakteryzują się bardzo niskimi zawartościami izotopów plutonu. Na wartość oznaczonego stężenia duży wpływ ma skład granulometryczny (typ) osadu, który może zmieniać się w poszczególnych latach wskutek np. prądów rzecznych lub nawet niewielkich różnic miejsc poboru próbki. Niskie stężenia obarczone są również większym błędem pomiarowym.

W roku 2017 i 2018 odnotowano najniższe wartości ogólnej średniej rocznej izotopów $^{239,240}\text{Pu}$ w osadach dennych, a wynosiły one odpowiednio: $18,47 \text{ mBq kg}^{-1}$ i $18,61 \text{ mBq kg}^{-1}$ (z pominięciem roku 2006, w którym nie były monitorowane jeziora).

6. PODSUMOWANIE.

Monitoring skażeń promieniotwórczych wód powierzchniowych i osadów dennych w 2018 roku obejmował próbki wody i osadów dennych pobrane dwukrotnie (wiosną i jesienią) w 18 punktach, zlokalizowanych w dorzeczu Wisły (7 punktów poboru), w dorzeczu Odry (5 punktów poboru) i w wybranych jeziorach (6 jezior).

Próbki wody z rzek pobierano z głównego nurtu, natomiast wodę z jezior pobierano z pomostów. Objętość próbki wynosiła 20 litrów. Próbki osadów pobierano z trzech miejsc, oddalonych od siebie o ok. 30-50 m i z nich sporządzano próbkę zbiorczą o masie ok. 1 kg.

Stężenie promieniotwórcze ^{137}Cs i ^{90}Sr w wodach oraz izotopów plutonu w osadach dennych oznaczano metodami radiochemicznymi, natomiast stężenie promieniotwórcze ^{137}Cs w osadach dennych oznaczano metodą spektrometrii gamma.

Ogólną ocenę sytuacji radiologicznej powierzchniowych wód w Polsce przeprowadzono na podstawie średnich stężeń izotopów promieniotwórczych w badanych komponentach środowiska wodnego. Porównanie poszczególnych wyników oznaczeń izotopów wiosną i jesienią przysparza trudności, wynikające przede wszystkim z różnych warunków atmosferycznych w jakich dokonywany jest pobór prób. W przypadku osadów dennych różnice te wynikają dodatkowo z różnic w składzie osadów nanoszonych w miejscach poboru próbek (od typowo piaszczystych do ilasto gliniastych), w poszczególnych okresach badań.

Średnie roczne stężenia promieniotwórcze ^{137}Cs w wodach dorzecza Wisły i Odry były na zbliżonym poziomie i wynosiły odpowiednio 3,21 i 3,98 mBq l⁻¹. Niższą wartość oznaczono dla jezior 2,29 mBq l⁻¹. Średnie roczne stężenia promieniotwórcze ^{90}Sr zawierały się w granicach 2,71 mBq l⁻¹ dla dorzecza Wisły – 3,50 mBq l⁻¹ dla jezior.

W osadach dennych rzek i jezior obserwuje się duże różnice w stężeniach promieniotwórczych ^{137}Cs i $^{239,240}\text{Pu}$. Największe zróżnicowanie dla wszystkich oznaczanych izotopów obserwowano dla jezior. Najmniejsze różnice w stężeniach ^{137}Cs obserwowano w osadach dennych dorzecza Wisły, a w stężeniach $^{239,240}\text{Pu}$ w osadach dennych dorzecza Odry. Średnie roczne stężenie promieniotwórcze ^{137}Cs w osadach dennych były także zróżnicowane: najniższe w dorzeczu Odry 1,90 Bq kg⁻¹, a najwyższe dla jezior 5,07 Bq kg⁻¹.

W przypadku $^{239,240}\text{Pu}$ wartości średnich rocznych stężeń promieniotwórczych były zbliżone dla osadów dorzecza Wisły i osadów jeziornych, a zdecydowanie niższe dla dorzecza Odry wynosiły odpowiednio: dla dorzecza Wisły – $21,7 \text{ mBq kg}^{-1}$, dla jezior – $21,22 \text{ mBq kg}^{-1}$ i dla dorzecza Odry – $12,04 \text{ mBq kg}^{-1}$.

Dla izotopu ^{238}Pu nie przeprowadzono analizy wyników tak jak dla pozostałych pierwiastków, ponieważ od kilku lat w większości przypadków zawartość ^{238}Pu w analizowanych próbkach jest mniejsza od granicy detekcji (2 mBq kg^{-1}).

Głównym źródłem izotopów plutonu na terenie Polski był opad promieniotwórczy po próbnym wybuchach jądrowych (maksimum w latach 60-tych), gdzie stosunek izotopu ^{238}Pu do sumy izotopów $^{239,240}\text{Pu}$ wynosił 0,03-0,05.

Wartości średnich rocznych stężeń promieniotwórcze wszystkich analizowanych nuklidów jak i oznaczenia uzyskane dla pojedynczych próbek badanej wody i osadów dennych nie odbiegają od wyników uzyskiwanych w poprzednich latach.

7. WNIOSKI

Monitoring skażeń promieniotwórczych wód powierzchniowych i osadów dennych pozwala na stwierdzenie, że skażenie wód powierzchniowych takimi nuklidami jak ^{137}Cs i ^{90}Sr jest niewielkie. Podobnie stężenia promieniotwórcze ^{137}Cs i $^{239,240}\text{Pu}$ w osadach dennych rzek i jezior pozostaje na niskim poziomie.

Uzyskane wyniki potwierdzają, że nie wystąpiły nowe uwolnienia izotopów promieniotwórczych do środowiska.