

우리나라 주변해역 주요 인공방사성 핵종 분포 특성 (I: 황해)

정창수⁽¹⁾, 김영일, 문덕수, 김석현, 박준건, 서승모, 홍기훈

The distributional characteristics of the major dissolved artificial radionuclides in the adjacent seas of Korea (I: Yellow Sea)

by

Chang Soo Chung⁽¹⁾, Young ill Kim, Deok Soo Moon, Suk Hyun Kim,
Jun Kun Park, Seung Mo Seo and Gi Hoon Hong

요 약

황해의 주요 인공방사성 핵종인 ^{137}Cs , $^{239,240}\text{Pu}$, ^{238}Pu , ^{90}Sr 의 분포 특성을 규명하기 위하여, 동계 및 춘계의 해양 관측을 실시하여 시료를 채집하였다. 표층 시료 (100리터)는 양수 펌프를 이용하였고, 10 m 이하 수심에서는 대용량 해수채수기를 이용하였다. 표층수의 인공방사성 핵종들의 농도 범위는 ^{137}Cs 이 1.78~3.38 mBq kg^{-1} , $^{239,240}\text{Pu}$ 은 2.17~13.35 $\mu\text{Bq kg}^{-1}$, ^{90}Sr 이 1.97~3.96 mBq kg^{-1} 이었다. $^{239,240}\text{Pu}$ 의 경우 양자강 하구 인접 해역 (61~83 $\mu\text{Bq kg}^{-1}$)에 비해서 약 1/10 수준으로 낮았다. 표·저층수간에 수직별 $^{239,240}\text{Pu}$ 농도는 3.0 $\mu\text{Bq kg}^{-1}$ 이내로 작다. 이것은 수심이 얕고, 입자성부유물질 농도가 상대적으로 높은 황해의 경우 $^{239,240}\text{Pu}$ 이 스카벤징에 의해 가라앉아 해저퇴적물에 빨리 축적되기 때문이다. 대기낙진 형태로 입력된 $^{239,240}\text{Pu}$ 중 약 0.7~0.9 % 정도만 해수에 머무른다.

인공방사성 핵종 비는 $^{239,240}\text{Pu}/^{137}\text{Cs}$ 및 $^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$ 비는 각각 0.001-0.005, 0.79~1.65 범위로서, 대기경로가 인공방사성핵종의 유일한 공급원인 대양과 유사함으로서, 황해 해수의 인공방사성 핵종 기원은 대기 낙진이 우세함을 가리킨다.

Abstract

Dissolved ^{137}Cs , $^{239,240}\text{Pu}$, ^{238}Pu and ^{90}Sr contents in winter and spring of the Yellow Sea were determined to describe the distribution of artificial radionuclides. Surface water samples (100 liter) were collected by using a submerged pump, and subsurface samples (>10m depth) were collected using a 10L Niskin water sampler mounted to the Rosette sampler. The levels in the surface water ranged between 1.78~3.38 mBq kg^{-1} for ^{137}Cs , 2.17~13.35 $\mu\text{Bq kg}^{-1}$ for $^{239,240}\text{Pu}$, and 1.97~3.96 mBq kg^{-1} for ^{90}Sr , respectively. In particular, the concentration of $^{239,240}\text{Pu}$ were 1/10 of those in the vicinity of Changjiang estuary (61~83 $\mu\text{Bq kg}^{-1}$). The difference of $^{239,240}\text{Pu}$ concentration between surface and

1) 정회원, 한국해양연구소 해양환경기후본부, cschung@kordi.re.kr

bottom water was $<3.0 \mu\text{Bq kg}^{-1}$ in the Yellow Sea. It suggests that in the Yellow Sea, which has shallow and high suspended sediments, $^{239,240}\text{Pu}$ is preferentially removed from the water column. The water column inventory of $^{239,240}\text{Pu}$ in the Yellow Sea constitute about 0.7~0.9 % of the estimated fallout input to the area. The activity ratios of $^{239,240}\text{Pu}/^{137}\text{Cs}$ and $^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$ ranged between 0.001~0.005, 0.79~1.65, respectively, and similar to those of open ocean which global fallout is the only source of artificial radionuclides. Therefore, it suggests that most of these artificial radionuclides in the Yellow Sea may be controlled by the atmospheric input.

Keywords: Artificial radionuclide, Yellow Sea

1. 서 론

지난 50년동안 상당량의 인공방사성 핵종이 대기 핵실험 또는 핵시설물로부터 환경으로 방출되어 해양에 유입됨으로서, 해양환경 방사능 오염에 대한 문제가 지속적으로 제기되어 오고 있다. 우리나라의 경우에도, 1990년대 초 구소련에 의한 동해 핵폐기물 투기로 인해 전 국민의 우려의 대상이 된 적이 있었다.

해양에 투기된 인공방사성 핵종중 특히 ^{137}Cs , $^{239,240}\text{Pu}$ 및 ^{90}Sr 은 각각의 반감기가 상당히 길고 (^{137}Cs : 30년, ^{239}Pu : 2,400년, ^{240}Pu : 6,570년, ^{90}Sr : 28.8년), 특히 높은 방사독성을 갖고 있어, 이들의 분포 및 거동에 대한 연구가 활발히 진행되어 오고 있다.

일반적으로 해양으로 입력되는 방사성 핵종의 해양에서의 농도는 주요 공급원인 하천 및 대기를 통한 입력량과 해수유동, 입자에 의한 스카벤징 등의 해양과정에 의하여 재분배됨으로서 결정된다. 즉 해양으로 입력된 방사성 핵종들은 수평적으로는 지역해류에 의해, 수직적으로는 부유 퇴적물 및 해저퇴적물에 의해 해수로부터 제거된다. 따라서 이들 방사성 핵종 함량 분포는 시·공간적 차이에 따라 다르다.

외국에서 해양의 주요 인공방사성 핵종에 대한 조사는 1960년대부터 시행되었고, 60년대에 이미 심층수가 인공방사능으로 오염되어 있음을 발견하였다.

우리나라 주변해역과 인접한 북태평양에서 주요 인공방사성 핵종에 대한 조사는 Miyake and Saruhashi [1960]를 시발점으로 하여 Folsom *et al.* [1968], Shirasawa and Schuert [1968],

Nagaya and Nakamura [1976, 1981, 1984]등 많은 연구가 진행되어 오고 있다. 특히 태평양에서의 체계적인 관측은 1973년부터 1974년까지 수행된 “지구화학 해양구분 관측사업 (Geochemical Ocean Section Study; GEOSECS)”의 일환으로 주요 인공방사성 핵종인 ^3H , ^{90}Sr , ^{137}Cs 및 Pu 동위원소의 시·공간적 분포특성이 광범위하게 조사되었다.

그러나 현재까지 황해의 주요 인공방사성 핵종들에 대해서는 몇몇 연구자들에 조사되었으나, 대기를 통한 입력 (이 등[1999]) 및 해수에서는 일부 핵종이나 발해만 등 중국 영해에 국한되었다 (Kim *et al.*[1997]; Nagaya and Nakamura [1992]; Zhu *et al.*[1991]; Li *et al.*[1994]). 특히 최근 대만이 북한에 선박을 통한 핵폐기물 수출을 포기하지 않고 있음에 따라 (조선일보, 2001년 2월 16일자), 황해의 환경관리 차원에서 인공방사성 핵종의 바탕자료와, 이들의 거동을 예측하기 위한 과학적 자료가 절실히 요구되고 있다.

이에따라 본 논문은 황해의 주요 인공방사성 핵종들의 시·공간적 분포를 파악하여 오염평가와 이들의 거동 규명을 위한 기초자료를 제공하고자 하였다.

2. 재료 및 방법

2.1 해양관측

동계 (1999년 2월) 및 춘계 (2000년 4월)에 해양연구소 연구선 이어도호를 이용한 황해 관측을 통해 주요 인공방사성 핵종 분석을 위한 해수 시료를 채집하였다 (Fig. 1).

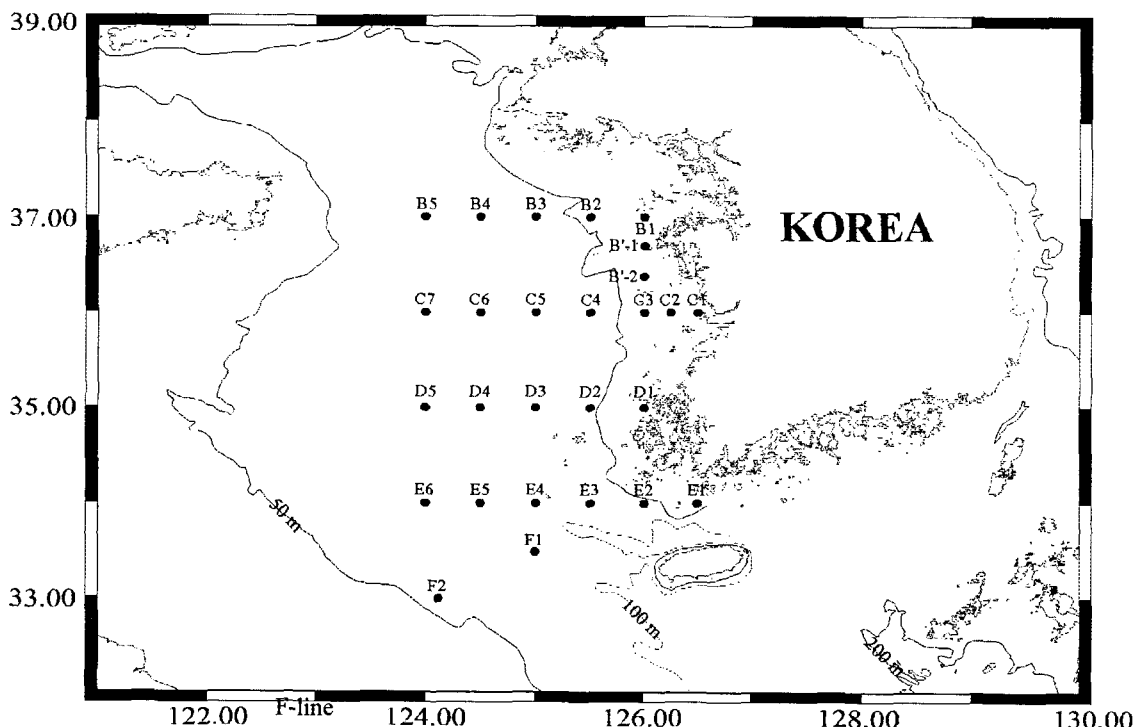


Fig. 1 Map of sampling stations in the Yellow sea.

해수의 경우, 표층수는 선박의 갑판에서 양수펌프를 이용하여 시료를 채취하고 그외의 수심별 해수시료는 정확한 채취 깊이를 알기 위하여 전기전도도, 수온 및 압력을 측정하는 장비인 CTD (Conductivity, Temperature, Depth)가 장착된 대용량 해수채취장비를 이용하여 채수하였다. 채수된 해수시료는 1 μ m 구경의 카트리치형 여과장치로 여과하여 입자성부유물질을 제거하였다. 여과된 해수는 방사성 핵종이 시료 용기벽에 달라붙는 것을 방지하기 위하여 현장에서 산을 첨가하여 보존하였다.

2.2 주요 인공방사성 핵종 분석

실험실로 운반된 해수시료는 Pu, Cs, Sr의 연속분리를 위해 200리터들이 대형 혼합조에서 량을 알고 있는 ^{242}Pu (20~40 mBq), Cs 운반체 및 ^{85}Sr 회수를 추적자를 첨가하여 4시간 동안 20분 간격으로 잘 저어 준 후 1일간 방치시켰다. ^{137}Cs 분석은 AMP (ammonium phosphomolybdate) 공침법을 이용하였고, 측정은 고순도 게르마늄

(+HPGe) 검출기를 이용하였다.

Pu은 Cs 분석을 위한 AMP 공침물을 제거한 후, 포화 KMnO_4 과 0.4N MnCl_2 용액을 첨가하여 Mn 수산화물로 공침시켰다. 침전된 Mn 수산화물은 8N 질산용액을 이용하여 시료를 녹인 후, 음이온 교환수지 (AG 1 \times 8, 100~200 mesh)를 이용하여 분리 및 정제하였다. Pu 용리액을 stainless steel disc를 장착한 electrodeposition cell에 전기장착하고, 건조시켜, α -spectrometry로 계수하였다.

Sr은 oxalate로 공침하였다. oxalate 공침물은 진한 질산으로 $\text{Sr}(\text{NO}_3)_2$ 를 회수한 후, 철 공침으로 정제하고 다시 SrCO_3 로 침전시켜 녹인다음, Y 안정동위원소를 첨가하여 약 20일 이상 보관하여 ^{90}Sr 과 ^{90}Y 을 방사평형시켰다. Y을 수산화물로 침전시켜 Sr으로부터 분리시킨 후, 양이온 교환수지 (Dowex 50 \times 8, 100-200 mexh, H form) 판에서 정제 분리하여 oxalate 침전을 만들어 Low-background 비례계수기로 측정하였다 (Wong *et al.*[1994]).

3. 연구 결과

3.1 황해 주요 인공방사성 핵종의 시·공간적 분포 현황

황해의 계절별 주요 인공방사성 핵종 함량 자료를 Table 1에 나타내었다.

동계 (1999년 2월) 황해 표층수의 ^{137}Cs , $^{239,240}\text{Pu}$ 및 ^{90}Sr 농도는 각각 1.78~3.38 (평균: 2.64) mBq kg^{-1} , 2.17~13.35 (평균: 6.11) $\mu\text{Bq kg}^{-1}$, 1.83~2.78 (평균: 2.34) mBq kg^{-1} 범위로서, 뚜렷한 분포 특성은 보이지 않았으나, 대체적으로 $^{239,240}\text{Pu}$ 과 ^{90}Sr 은 대안반도 부근 해역에서 높았고, 황해 중앙부 해역에서 상대적으로 낮았다 (Fig. 2~4).

수직적으로는 ^{137}Cs 및 ^{90}Sr 은 표·저층간의 차이가 각각 $<1 \text{ mBq kg}^{-1}$, $^{239,240}\text{Pu}$ 은 $3 \mu\text{Bq kg}^{-1}$ 이하로 비교적 균일하였다 (Table 1).

춘계 (2000년 4월) 표층수중 ^{137}Cs 및 ^{90}Sr 농도는 각각 1.62~2.57 (평균: 1.36), 1.83~3.96 (평균: 2.56) mBq kg^{-1} 범위로서 동계와 마찬가지로 뚜렷한 분포 차이는 보이지 않았으나, ^{137}Cs 평균 농도는 동계의 약 절반수준이었다 (Fig. 5, 7). $^{239,240}\text{Pu}$ 농도 또한 3.31~11.33 (평균: 4.14) $\mu\text{Bq kg}^{-1}$ 범위로서 동계보다 낮고, 서남해역 흑산도 인접 정점 (D1)에서 최대값을 보였다 (Fig. 6). 수직적으로는 동계와 마찬가지로 ^{137}Cs 및 ^{90}Sr 은 표·저층간의 차이가 각각 $<1 \text{ mBq kg}^{-1}$, $^{239,240}\text{Pu}$ 은 $3 \mu\text{Bq kg}^{-1}$ 이하로 비교적 균일하였다.

Table 1 Concentrations of dissolved ^{137}Cs , $^{239+240}\text{Pu}$, ^{90}Sr in the Yellow Sea.

Station	Depth (m)	Season	Sampling Depth (m)	Temp. (°C)	Sal. (psu)	^{137}Cs (mBq kg^{-1})	$^{239+240}\text{Pu}$		^{90}Sr (mBq kg^{-1})
							($\mu\text{Bq kg}^{-1}$)		
B1	63	winter	surface	4.22	31.87	2.29 ± 0.18	2.17 ± 0.13	0.43 ± 0.43	2.22 ± 0.07
B'1	64	winter	surface	5.11	32.06	2.50 ± 0.23	13.35 ± 0.78	ND	2.46 ± 0.06
		spring		6.22	31.62	-	4.36 ± 0.36	-	2.18 ± 0.38
B2	43	winter	surface	3.50	31.88	2.36 ± 0.18	8.64 ± 0.50	1.13 ± 0.08	3.00 ± 0.08
			bottom	3.55	31.89	3.18 ± 0.29	3.33 ± 0.19	0.42 ± 0.42	1.79 ± 0.06
B'2	35	winter	surface	5.72	32.17	2.36 ± 0.22	3.54 ± 0.21	1.38 ± 0.07	2.01 ± 0.08
B3	54	winter	surface	6.24	32.50	2.94 ± 0.24	3.31 ± 0.19	0.66 ± 0.23	2.39 ± 0.05
		spring		7.12	32.05	2.06 ± 0.12	2.47 ± 0.20	0.62 ± 0.12	3.59 ± 0.39
B4	80	winter	surface	7.35	32.38	2.75 ± 0.22	6.27 ± 0.37	0.50 ± 0.18	2.37 ± 0.03
		spring		7.89	32.36	-	4.59 ± 0.38	0.26 ± 0.09	2.17 ± 0.31
B5	80	winter	surface	7.88	32.40	2.79 ± 0.18	5.53 ± 0.32	0.53 ± 0.19	2.60 ± 0.10
			bottom	7.89	32.39	3.12 ± 0.22	3.89 ± 0.23	1.73 ± 0.22	1.89 ± 0.04
C1	19	winter	surface	5.30	32.14	3.01 ± 0.21	7.25 ± 0.42	0.60 ± 0.60	2.08 ± 0.07
		spring		10.38	31.30	2.44 ± 0.22	3.31 ± 0.27	-	3.55 ± 0.50
C'1	82	winter	surface	8.67	32.53	2.39 ± 0.14	6.10 ± 0.36	0.41 ± 0.08	1.97 ± 0.12
C2	27	winter	surface	5.74	32.19	2.98 ± 0.21	7.09 ± 0.41	0.62 ± 0.22	2.19 ± 0.12
C3	43	winter	surface	6.41	32.37	2.65 ± 0.19	2.48 ± 0.14	0.50 ± 0.10	2.31 ± 0.08
			bottom	6.33	32.37	2.62 ± 0.37	3.10 ± 0.18	0.72 ± 0.14	1.94 ± 0.11

우리나라 주변해역 주요 인공방사성 핵종 분포 특성(I : 항해)

Station	Depth (m)	Season	Sampling Depth (m)	Temp. (°C)	Sal. (psu)	¹³⁷ Cs (mBq kg ⁻¹)	²³⁹⁺²⁴⁰ Pu	²³⁸ Pu	⁹⁰ Sr (mBq kg ⁻¹)
							(μBq kg ⁻¹)		
C4	55	winter	surface	6.34	32.45	2.52±0.19	4.94±0.29	0.49±0.49	2.58±0.18
C5	80	winter	surface	7.12	32.52	2.65±0.21	3.42±0.20	0.31±0.31	-
C6	85	winter	surface	7.59	32.48	2.94±0.23	6.28±0.37	2.28±0.10	-
			bottom	7.57	32.51	2.47±0.23	4.06±0.24	0.54±0.19	-
		spring	bottom	8.45	32.46	1.62±0.09	3.73±0.31	1.33±0.12	2.63±0.17
C7	77	winter	surface	8.300	32.51	2.64±0.22	3.21±0.19	1.60±0.31	-
D1		winter	surface	8.40	32.13	1.90±0.20	11.33±0.93	0.65±0.04	2.78±0.14
D2		spring	surface	7.66	32.15	1.96±0.14	4.06±0.34	-	2.81±0.13
			20m	7.52	32.24	-	4.64±0.38	0.25±0.09	2.21±0.22
			40m	6.98	32.34	-	7.02±0.58	2.43±0.04	1.98±0.22
D3		winter	surface	8.31	32.60	-	5.93±0.49	-	1.83±0.05
D4	92	spring	surface	8.49	32.60	2.57±0.15	3.35±0.28	0.15±0.15	1.72±0.04
			bottom	8.74	32.54	-	-	-	2.72±0.14
D5	84	winter	surface	8.45	32.55	3.01±0.20	5.68±0.33	0.44±0.44	-
		spring		8.66	32.57	-	5.74±0.47	0.36±0.36	1.74±0.13
E2	80	winter	surface	8.71	32.69	2.84±0.18	5.40±0.31	0.90±0.11	-
			bottom	12.63	34.05	2.50±0.23	6.90±0.40	1.57±0.14	-
E3	64	winter	surface	8.32	32.64	2.83±0.26	5.16±0.30	0.57±0.57	-
E4	98	winter	surface	9.36	32.67	2.41±0.18	7.32±0.43	0.73±0.26	-
E5	82	winter	surface	10.14	32.81	3.38±0.22	8.99±0.52	ND	-
E6	81	winter	surface	10.51	33.04	2.11±0.22	3.85±0.22	0.89±0.17	-
		spring		9.52	32.75	2.45±0.25	3.42±0.28	0.13±0.13	3.96±0.35
F1	89	winter	surface	12.35	33.92	2.69±0.29	7.43±0.42	1.58±0.56	-
			bottom	12.62	34.00	2.67±0.23	5.61±0.33	0.80±0.28	-
F2	65	winter	surface	11.98	33.67	1.78±0.24	8.18±0.48	0.55±0.55	-
		spring		10.94	32.43	1.95±0.12	5.66±0.47	0.49±0.17	2.52±0.12
Average		winter	surface			2.64±0.21	6.11±0.37	0.81±0.28	2.34±0.08
		spring				1.73±0.12	4.14±0.34	0.28±0.08	2.56±0.23

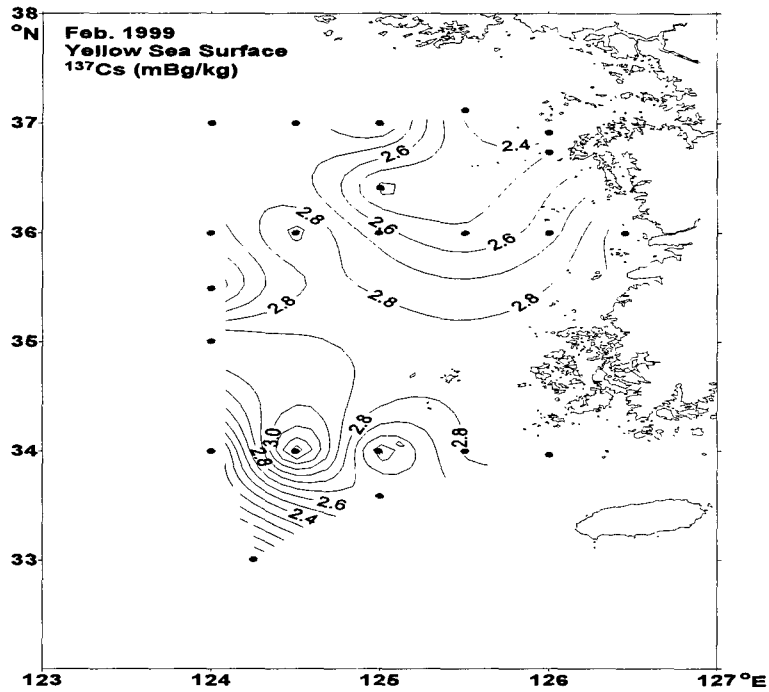


Fig. 2 Horizontal distribution of dissolved ^{137}Cs concentration of surface water in the Yellow Sea (February 1999).

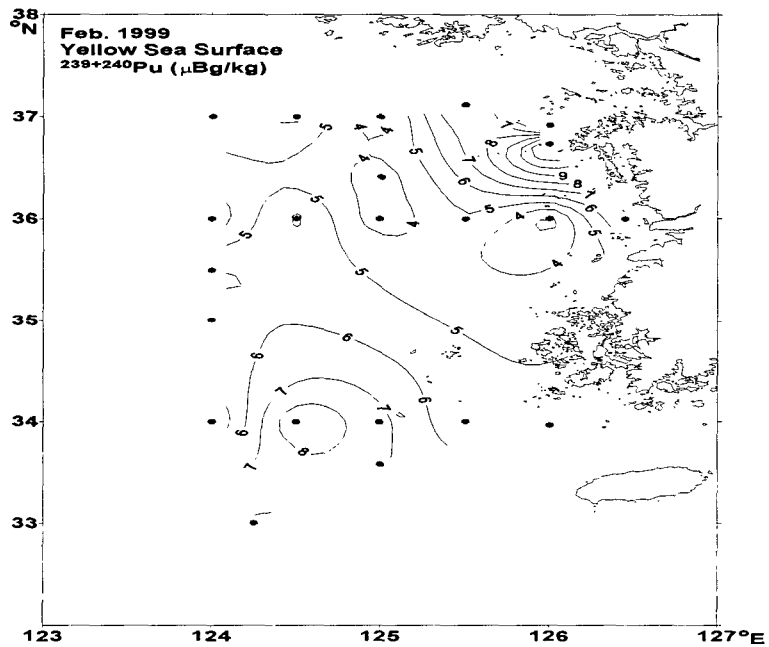


Fig. 3 Horizontal distribution of dissolved $^{239,240}\text{Pu}$ concentration of surface water in the Yellow Sea (February 1999).

우리나라 주변해역 주요 인공방사성 핵종 분포 특성(Ⅰ : 황해)

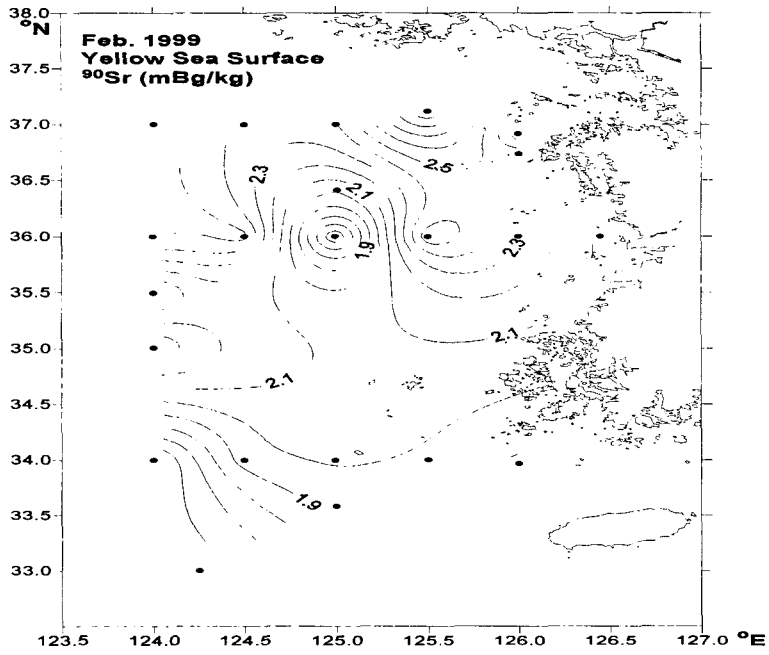


Fig. 4 Horizontal distribution of dissolved ⁹⁰Sr concentration of surface water in the Yellow Sea (February 1999).

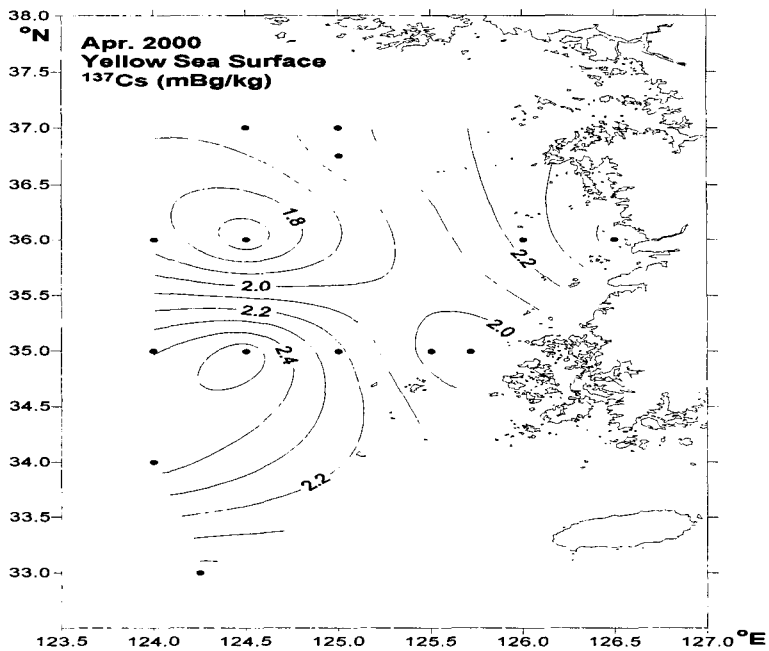


Fig. 5 Horizontal distribution of dissolved ¹³⁷Cs concentration of surface water in the Yellow Sea (April 2000).

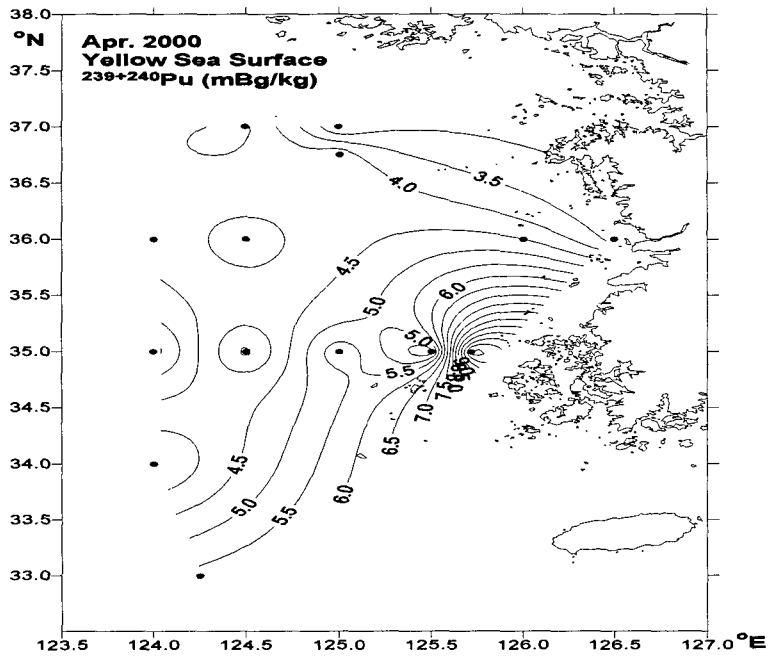


Fig. 6 Horizontal distribution of dissolved $^{239,240}\text{Pu}$ concentration of surface water in the Yellow Sea (April 2000).

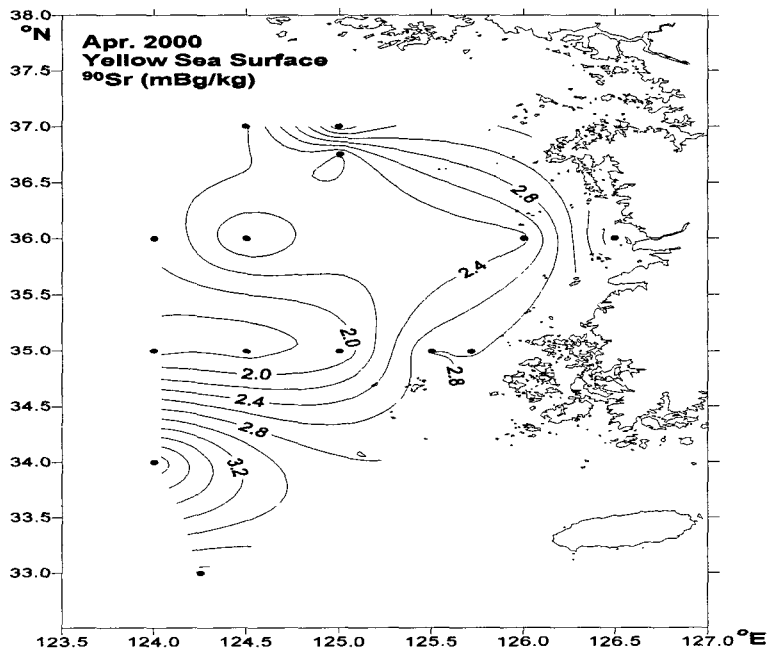


Fig. 7 Horizontal distribution of dissolved ^{90}Sr concentration of surface water in the Yellow Sea (April 2000).

4. 고찰

4.1 황해의 주요 방사성 핵종 시·공간적 분포 특성

해양에서 인공방사성 핵종의 분포를 조절하는 주요 요인들로서는, 공급 및 유입경로, 핵종별 생지화학적 특성, 입자성부유물질 함량, 해류등 다양하다.

이중 특히 연안역은 해수내에 상당량의 입자성 부유물질 함량을 갖고 있어, 입자성부유물질과 관련된 인공방사성 핵종들의 스카벤징 및 해저퇴적물로의 침적이 활발하다 (Koide *et al.*[1979]; Nakamura and Nagaya[1985], [1990]; Carpenter *et al.*[1987]; Sholkovitz and Mann[1987]; Kershaw *et al.*[1988]; Nozaki *et al.*[1989], [1991]). 또한 인공방사성 핵종이 흡착된 미세입자중 일부는 대륙사면을 따라 밖으로 이동하면서 외해쪽으로 재분포 된다 (Biscaye *et al.* [1988]; Narita *et al.*[1990]). 더욱이 하천을 통한 담수 및 입자성물질 입력은 연안역의 인공방사성 핵종 현존량 및 분포에 큰 영향을 준다 (Simpson *et al.* [1975]; Hayes and Sackett[1987]; Donoghue *et al.*[1989]; Olsen *et al.*[1989]; McLean and Summers[1990]; Nakamura and Nagaya[1990]). 따라서 일반 대양과는 달리 수심이 100m 이내로 얇고, 주변 하천으로부터 담수 및 입자성부유물질의 유입이 많은 황해에서는 주요 인공방사성 핵종들에 대한 시·공간적 분포가 지역에 따라 큰 변화를 보인다.

황해에서 2 계열 측정된 표층수중 각각의 인공방사성 핵종들의 평균 농도는 ^{137}Cs 이 2.42 mBq kg^{-1} , $^{239,240}\text{Pu}$ 은 $5.64 \mu\text{Bq kg}^{-1}$, ^{90}Sr 이 2.57 mBq kg^{-1} 로서 우리나라 원자력 발전소 주변해역의 주요 인공방사성 핵종 농도와도 유사하다 (한국원자력안전기술원[1999]). 이것은 현재까지는 원자력발전소 주변해역이 인공방사성 핵종들로부터의 영향은 없다는 것을 의미한다. 그러나 동중국해 및 서태평양에 비해서는 ^{137}Cs 및 ^{90}Sr 은 유사하지만, $^{239,240}\text{Pu}$ 은 양자강 하구 인접 해역 ($61 \sim 83 \mu\text{Bq kg}^{-1}$; Nagaya and Nakamura[1992])에 비해서는 약 1/10 수준으로 낮다. 이것은 중국대륙도양에 잔재된 인공방사성 핵종들이 양자강을 통해 황해 및 동중국해로 입력되기 때문이다. 따라

서 양자강의 영향을 많이 받는 황해는 인공방사성 핵종에 대한 주기적인 관측이 요망된다.

표·저층수간 $^{239,240}\text{Pu}$ 농도 차이는 $3.0 \mu\text{Bq kg}^{-1}$ 이내로서 $36 \mu\text{Bq kg}^{-1}$ 의 큰 차이를 보이는 일반 대양과는 뚜렷히 구분된다 (Nagaya and Nakamura [1992]). 이러한 수직분포 차이는 해수 및 해저퇴적물의 현존량 (Inventory)으로부터 추정할 수 있다.

황해 동일정점 (정점 C5)에서 해수 물기둥의 $^{239,240}\text{Pu}$ 현존량 (Inventory)은 0.44 Bq m^{-2} 이나, 반면에 퇴적물에서는 10.34 Bq m^{-2} (Hong *et al.*[2001])로서 해수에 비해 약 24배 높다. 이것은 황해가 수심이 100m 이내로 얇은 반면에, 입자성 부유물질 농도는 높기때문에, $^{239,240}\text{Pu}$ 이 입자성 부유물질의 스카벤징에 의해 가라앉아 해저퇴적물에 빨리 축적되어 해수에 비해 해저퇴적물의 현존량이 높은 것으로 사료된다.

황해에서 대기로부터 유입되는 $^{239,240}\text{Pu}$ 의 기여도를 추정하기 위해 위도 $40 \sim 60^\circ \text{N}$ 에서 측정된 범지구적 대기낙진 침착량 ($50 \sim 60 \text{ Bq m}^{-2}$; UNSCEAR [1993]) 자료를 인용하면, 황해는 대기낙진 중 약 0.7~0.9 % 정도만 해수에 머무르고 있다는 것을 의미한다.

4.2 황해 해수의 주요 인공방사성 핵종 비

해양에서 인공방사성 핵종들은 대기 핵실험, 체르노빌 원자력발전소 및 인공위성과 같은 핵연료를 사용하는 시설물들의 사고, 해양투기 등을 통해 입력되고 각각 기원별로 인공방사성 핵종 비가 서로 다르다. 예로서 1964년 남반구에 추락한 인공위성 SNAP-9A는 당시 약 ^{238}Pu 1 kg이 모잠비크의 대기상공에서 연소되어 과량의 ^{238}Pu 이 전 지구상으로 퍼짐으로서 북반구에서 약 22 %, 나머지는 남반구에서 관측되었다 (Linsalata *et al.*[1980]). 이로 인한 $^{238}\text{Pu}/^{239,240}\text{Pu}$ 비는 약 0.25로서 핵무기 시험에 의한 대기 낙진비보다 약 10 배 높게 되었다. 이와 같이 해양에 입력된 각각의 공급원별로 고유의 인공방사성 핵종 비를 갖기 때문에 해양에서 인공방사성 핵종의 기원을 추적하는데 유용하게 사용되어오고 있다.

황해 해수의 주요 인공방사성 핵종 기원을 추적하기 위한 $^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$ 비는 0.79~1.65 (평균; 1.23) 범위로서 동해 (1.3~1.9; Hong *et al.*[1999])와 UNSCEAR (1993)에서 관측된 범지

구적 대기낙진 비 (1.6)에 근접함으로서 황해 해수의 인공방사성 핵종 기원은 대기경로가 우세함을 암시한다. 대기분진의 주요인공방사성 핵종들의 비 차이는 황해 해수에서의 이들 인공방사성 핵종들의 생물·화학적 차이에 기인한다.

일반적으로 식물플랑크톤은 ^{137}Cs 을 ^{90}Sr 보다 약 6.8배 더 빨리 흡수하여, 생체축적을 (생체농도/해수농도)이 높아, 생물생산력이 높은 연안역의 해저퇴적물에 ^{90}Sr 보다 더욱 많이 축적된다 (Wahlgren and Marshall[1975]).

또한 $^{239,240}\text{Pu}/^{90}\text{Sr}$ 및 $^{239,240}\text{Pu}/^{137}\text{Cs}$ 비는 각각 0.001~0.004, 0.001~0.005 범위로서 범지구적 대기낙진비 (0.038, 0.024; UNSCEAR[1993])보다는 상당히 작다. 이러한 낮은 방사성 비는 이미 여러 연구자들에 의한 결과와도 일치하는데, 이것은 친입자성 성질을 갖고있는 Pu은 해수에서 Cs 및 Sr에 비해 상대적으로 입자성부유물질에 빨리 스카벤징됨으로서 제거되어지기 때문이다 (Fowler *et al.*[1983]; Hirose *et al.*[1992]; Hong *et al.*[1999]). 표층수에서 입자상 Pu은 총 Pu (용존+입자상)중 1.6~17%를 차지하지만, ^{137}Cs 은 단지 1% 이내에 불과하다 (Hirose *et al.*[1992]). 이러한 Pu 원소의 지화학적 거동은 토양에서 명확하게 보여진다. 우리나라 주변해역의 인공방사성 핵종들의 주요 공급원으로 추정되는 토양에서의 $^{239,240}\text{Pu}/^{137}\text{Cs}$ 비는 0.024 (Lee[1997])로서 Pu이 범지구적 대기낙진비에 근접한다. 그러나 빗물에서는 이보다 훨씬 작은 0.006 (정 등[2000])으로서, Pu이 선택적으로 제거되며, 해수에서는 더욱 감소함으로서, Pu의 지화학적 순환과정을 거치면서, Pu과 Cs이 분화되는 것을 알 수 있다. 황해에서 주요 인공방사성 핵종들의 비를 이용한 기원 및 거동 규명은 이들의 해수/입자성부유물질간의 분배계수를 결정함으로서, 좀더 세련화될 예정이다.

후 기

본 연구는 과학기술부 (PN0042000, PN0142800) 지원에 의해 수행되었습니다. 논문의 수정과 보완에 큰 도움을 주신 익명의 심사위원들께 감사드립니다.

참고 문헌

- [1] 정창수등, 2000. 해양환경방사능 감시기술개발, BSPN99380-00-1254-4. 292pp.
- [2] 이상한, 정창수, 김석현, 이광우, 1999. 최근 한반도 중부 황해안의 Pu 핵종 습식 침착, 한국 대기환경학회지, 15(2): 79-87.
- [3] 한국원자력안전기술원, 1999. 원자력시설 주변 환경조사 및 평가보고서. KINS/Ar-735.
- [4] Carpenter, R., T.M. Beasley, D. Zahnle, B.L.K. Somayajulu, 1987. Cycling of fallout (Pu, ^{241}Am , ^{137}Cs) and natural (U, Th, ^{210}Pb) radionuclides in Washington slope sediments, *Geochim Cosmochim Acta*, 51: 1897-1921.
- [5] Donoghue, J.E., O.P. Bricker and C.R. Olsen, 1989. Particle-borne radionuclides as tracer for sediment in the Susquehanna River and Chesapeake Bay. *Estuarine Coast. Shelf Sci.*, 29: 341-360.
- [6] Fowler S.W., Ballestra S., La Rosa J., Fukai R., 1983. Vertical transport of particle-associated plutonium and americium in the upper water column of the Northeast Pacific. *Deep-Sea Res.*, 1983, 12A, 1221-1233.
- [7] Hayes, D.W., and W.M. Sackett, 1987. Plutonium and Cesium radio-nuclides in sediment of the Savanna River estuary, *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 25: 169-174.
- [8] Hong, G.H., S.H. Lee, C.S. Chung and S.K. Park, 1999. Sedimentary fluxes of ^{90}Sr and $^{239,240}\text{Pu}$, and ^{210}Pb -derived geochronology in the Yellow Sea. *Sci. Total Environ.*, 237/238: 225-240.
- [9] Hong, G.H., S.H. Lee, S.H. Chung, and S.K. Park, 2001. Sedimentary fluxes of ^{90}Sr and $^{239,240}\text{Pu}$ isotopes and ^{210}Pb -derived geochronology in the Yellow Sea. (in preparation).
- [10] Kershaw, P.J., P.A. Gurbutt, A.K. Young and D.J. Allington, 1988. Scavenging and bioturbation in the Irish Sea from measurements of $^{234}\text{Th}/^{238}\text{U}$ and $^{210}\text{Pb}/^{226}\text{Ra}$ disequilibria. p. 131-142. In *Radionuclides: A tool for oceanography*, ed. by J.C. Guary, P. Guegueniat and R.J. Pentreath, Elsevier Sci. Pub. LTD, London.
- [11] Kim, C.K., C.S. Kim, J.Y. Yun, and K.H. Kim, 1997. Distribution of ^3H , ^{137}Cs , and

- $^{239,240}\text{Pu}$ in the surface seawater around Korea. *J. radioanal. Nuclear Chem.*, 218: 33-40.
- [12] Koide, M., R. Michel, E. Goldberg, M.M. Herron, Jr. C.C. Lagway, 1979. Depositional history of artificial radionuclides in the Ross Ice Shelf, Antarctica. *Earth Planet Sci. Lett.*, 44: 205-223.
- [13] Lee, M.H., 1997. Studies on distribution and behavior of fallout plutonium in the environment. Ph.D dissertation, Chungnam Natl. Univ., 178pp.
- [14] Li, P.R., Y.T. Yu and Y. Wu, 1994. The development of marine radiochemistry in China. In Zhou D. (ed.) *Oceanology of China Seas*. pp199-200.
- [15] Linsalata, P., M.E. Wrenn, N. Cohen and N.P. Singh, 1980. $^{239,240}\text{Pu}$ and ^{238}Pu in sediments of Hudson River estuary. *Environ. Sci. Technol.*, 14: 1519-1523.
- [16] McLean, R.I. and J.K. Summers, 1990. Evaluation of transport and storage of Co-60, Cs-134, Cs-137, and Zn-65 by river sediments in the lower Susquehanna River. *Environ. Poll.*, 63: 137-153.
- [17] Miyake, Y., and K. Saruhashi, 1960. Vertical and horizontal mixing rates of radioactive material in the ocean. *Report of the Scientific conference on the disposal of Radioactive Waste*, IAEA and UNESCO, 1959, Monaco, 167-173.
- [18] Nagaya, Y., and K. Nakamura, 1981. Artificial radionuclides in the western north Pacific (I). ^{90}Sr and ^{137}Cs in the deep waters. *J. Oceanogr. Soc. Japan*. 37: 135-144.
- [19] Nozaki Y., V. Kasemsupaya, and H. Tsubota, 1989. Mean residence time of the shelf water in the East China and the Yellow Seas determined by $^{228}\text{Ra}/^{226}\text{Ra}$ measurements. *Geophysic. Res. Lett.*, 16: 1297-1300.
- [20] Nagaya, Y. and K. Nakamura, 1992. $^{239,240}\text{Pu}$ and ^{137}Cs in the East China and the Yellow Seas. *J. Oceanogr.* 48: 23-35.
- [21] Nakamura, K., and Y. Nagaya, 1985. Accumulation of ^{137}Cs and $^{239,240}\text{Pu}$ in sediments of the coastal sea and the North Pacific. p. 171-180. *In Marine and coastal Geochemistry*, ed. by A.C. Sigleo and A. Hattori, Lewis Pub. INC, Chelsea.
- [22] Nakamura, K. and Y. Nagaya, 1990. Distribution of ^{137}Cs and $^{239,240}\text{Pu}$ in the sediment of the Seto Inland Sea. *J. Radioanal. Nucl. Chem.*, Articles, 138: 153-164.
- [23] Nozaki, Y., H. Tsubota, V. Kasemsupaya, M. Yashima, and N. Ikuta, 1991. Residence times of surface water and particle-reactive ^{210}Pb and ^{210}Po in the East China and Yellow seas. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 55:1265-1272.
- [24] Olsen, C.R., M. Thein, I.L. Larsen, P.D. Lowry, P.J. Mulholland, N.H. Cutshall, J.T. Byrd and H.L. Windom, 1989. Plutonium, lead-210 and carbon isotopes in the Savanna estuary: Riverborne versus marine sources. *Environ. Sci. Tech.*, 23: 1475-1481.
- [25] Sholkovitz, E.R. and D.R. Mann, 1987. $^{239,240}\text{Pu}$ in estuarine and shelf waters of the north-eastern United States. *Estuarine Coast. Shelf Sci.*, 25: 413-434.
- [26] Simpson, H.J., and S.C. Williams, 1975. Plutonium and cesium radionuclides in the Hudson River estuary. COO-2529-1, 44pp.
- [27] Wahlgren, M.A., J.M. Marshall, 1975. The behavior of plutonium and other long-lived radionuclides in lake Michigan. *Symposium on impacts of nuclear releases into the aquatic environment*. Vienna: IAEA, 227-243.
- [28] Wong, K.M., T.A. Joekela, and V.E. Noshkin, 1994. Radiochemical procedures for analysis of Pu, Am, Cs, and Sr in water, soil, sediments and biota samples. Report UCRL-ID-116497. Lawrence Livermore National Laboratory, USA.28pp.
- [29] UNSCEAR. 1993. Sources and effects of ionizing radiation. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. UNSCEAR 1993. *Report to the General Assembly with Scientific Annexes*.
- [30] Zhu, H., S. Li, F. Wu, F. Sun, Q. Liu, and W. Yang, 1991. Radioactivity in the coastal waters of the Bohai and Yellow Seas of China. *J. Environ. Radioact.*, 14: 193-209.