Vol. 38(2):139–148
http://dx.doi.org/10.4217/OPR.2016.38.2.139

Ocean and Polar Research

June 2016

Article

제주도 근해 식물플랑크톤-동물플랑크톤-멸치-고등어 영양단계에서 ^{210}Pb과 ^{210}Po의 생물농축

조보은[1,2] · 김석현[1,2*]

[1]한국해양과학기술원 해양환경방사능연구센터
(15627) 경기도 안산시 상록구 해안로 787
[2]한국해양대학교 해양과학기술전문대학원 해양과학기술융합학과
(49112) 부산광역시 영도구 태종로 727

Bio-accumulation of ^{210}Pb and ^{210}Po within the Trophic Level of Phytoplankton-Zooplankton-Anchovy-Mackerel in the Coastal Water of the Jeju Island, Korea

Boeun Cho[1,2] and Suk Hyun Kim[1,2*]

[1]Marine Radionuclide Research Center, KIOST
Ansan 15627, Korea
[2]Department of Convergence Study on the Ocean Science and Technology
Ocean Science and Technology School, Korea Maritime and Ocean University, Busan 49112, Korea

Abstract : The activity concentrations of ^{210}Po and ^{210}Pb within phytoplankton-zooplankton-anchovy-mackerel in the coastal water of the Jeju Island were determined to understand their distribution and bio-accumulation along the trophic level. In the surface water, the total activity concentrations of ^{210}Po and ^{210}Pb were 0.83 ± 0.004 mBq kg^{-1} and 1.27 ± 0.03 mBq kg^{-1}. And the dissolved activity concentration of ^{210}Po and ^{210}Pb were 0.75 ± 0.06 mBq kg^{-1} and 1.22 ± 0.09 mBq kg^{-1} respectively. In the phytoplankton, the concentration factor (CF) of ^{210}Po and ^{210}Pb were 1.5×10^5 and 2.6×10^4 shows ^{210}Po is 5 times higher compared to ^{210}Pb. The similar CF factor in the zooplankton of ^{210}Po was derived as 1.4×10^5. The CF of ^{210}Po in anchovy was increased twice compared to that in plankton. This is the evidence that there is ^{210}Po bio-magnification in the trophic level of plankton-anchovy. However the ^{210}Po activity concentration in the muscle tissue of mackerel was one-hundred times lower than that in anchovy. This reflects that in the trophic level of anchovy-mackerel, the bio-accumulation of ^{210}Po is decreased. The activity concentrations of ^{210}Po in the internal organs of anchovy and mackerel were 8 to 38 times higher than those in muscle tissues. In phytoplankton-zooplankton-anchovy, the CF of ^{210}Pb was decreased five times along the trophic level in order. In anchovy-mackerel it was decreased by 30–70%.

Key words : ^{210}Pb, ^{210}Po, bio-accumulation, Jeju Island, trophic level

*Corresponding author. E-mail : shkim@kiost.ac.kr

1. 서 론

^{210}Pb과 ^{210}Po은 ^{238}U 붕괴사슬에 속하는 자연방사성 핵종이다. 해양환경에서 ^{210}Pb과 ^{210}Po은 해수 중에 존재하는 ^{226}Rn(반감기: 1,600년)의 방사성 붕괴와 지각으로부터 대기로 방출된 불활성기체인 ^{222}Rn(반감기: 3.8일)의 딸핵종들의 낙하에 의하여 생성된다. 대기 중으로 방출된 ^{222}Rn(반감기: 3.8일)은 짧은 반감기를 가진 딸핵종들을 거쳐 비교적 긴 반감기를 가진 ^{210}Pb(반감기: 22.2년), ^{210}Bi (반감기: 5.0일) 및 ^{210}Po(반감기: 138.4일)으로 된다. 금속원소인 ^{210}Pb은 대기 중 에어로졸에 흡착되어 강수 및 낙진을 통하여 육상과 해양표면으로 유입된다. 육상으로 유입된 방사성 핵종들은 식물의 증산작용 등으로 인해 대기로 재 부유 하거나 하천을 통해 해양으로 유입되며, 해양으로 유입된 방사성 핵종들은 해수 중 부유물질에 흡착하여 해저 퇴적물로 유입된다(Karali et al. 1977; Preiss et al. 1996). ^{210}Pb은 생물체에 높은 농축을 보이며 특히 ^{210}Pb의 딸 핵종들인 ^{210}Bi와 ^{210}Po은 해양생물체에 더 높은 농축을 보인다(Holtzman 1996). 생물체에 농축된 방사성 핵종들은 먹이사슬을 따라 상위영양단계로 축적된다 (Cherry and Shannon 1974). ^{238}U의 딸핵종들 중 ^{210}Po은 붕괴할 때 높은 알파선(5.3 MeV)을 방출하며, 해양생물체 내에 내부피폭선량이 되는 원인 물질이다(Carvalho 1988). 수산물 섭취를 통하여 사람에게 피폭이 이루어질 수 있으며, 체중 1 kg당 1 MBq의 ^{210}Po을 매일 섭취할 경우 신장과 신체 여러 기관 및 조혈모세포의 손상으로 인해 28일 이상 생존하기 어렵다(Scott 2007).

^{210}Pb과 ^{210}Po은 해양생물체의 서식환경과 종에 따라 매우 다양한 농도 범위를 보인다(Fowler 2011). 해양생물의 종류에 따라 선호하는 먹이와 섭취 방식 등 차이에 의해 ^{210}Pb과 ^{210}Po 농도가 다르게 나타나며 서식지의 물리 화학적 특징 차이로 인해 ^{210}Pb과 ^{210}Po 농도 차이를 보이게 된다. 대체적으로 저서에 사는 생물이 표층에 사는 생물보다 높은 농축을 보인다(Aközcan and Ugur 2013). 특히 연체동물문은 해양생물분류군 중 가장 높은 ^{210}Po 농도를 가진다(IAEA 2004; Rani et al. 2014). 연체동물문인 굴과 홍합은 중금속과 방사성 핵종을 체내에 많이 축적하는 특성을 가지고 있어, 해양환경상태를 유추해 낼 수 있는 생물인 지표종으로 활용되기도 한다(Connan et al. 2007; Rožmarić et al. 2012). 플랑크톤식성 어류는 육식성 어류보다 높은 ^{210}Po 농도를 보이는데, 서식환경과 분류군이 동일할지라도 상이한 먹이를 섭취하는 경우 서로 다른 ^{210}Pb과 ^{210}Po 농도를 보인다(Aközcan and Ugur 2013; Cherry et al. 1989; Lazorenko et al. 2002).

다양한 해역에서 ^{210}Pb과 ^{210}Po의 농축계수(Concentration Factor, CF)가 측정되었다. 남대서양 심해 및 표층생물에서 보인 ^{210}Po의 CF는 플랑크톤에서 $1\times10^4-1\times10^6$이며 어류에서는 $1\times10^3-7\times10^5$로 플랑크톤이 어류에 비해 높은 범위를 보였다. 특히 플랑크톤식성 어류인 정어리(7×10^5)는 포식자인 참치(5×10^3)보다 높은 ^{210}Po에 대한 CF를 보였다(Carvalho 2011; Carvalho et al. 2011). 국내에서는 동해 영일만에 서식하는 식물플랑크톤(8×10^4), 동물플랑크톤(5×10^5), 어류(4×10^5)로 이어지는 영양단계를 따라 ^{210}Po에 대한 CF가 측정되었다(Suh et al. 1995). 이전 연구에서 ^{210}Pb과 ^{210}Po의 생물농축자료는 영양단계를 따라 생물농축을 비교하기 보다는 해수대비 생물체에 농축된 정도를 측정한 자료가 대부분이다 (Aoun et al. 2015; Musthafa and Krishnamoorthy 2012; Suriyanarayanan et al. 2010). 본 연구는 제주도 서북연안 해역을 대상으로 식물플랑크톤-동물플랑크톤-멸치-고등어 영양단계에서 각 생물들의 ^{210}Pb과 ^{210}Po 농도를 측정하였으며, 이들의 농도로부터 영양단계에 따른 농도 분포 및 생물농축 특성을 파악하였다.

2. 재료 및 방법

시료채취

해수와 생물 시료들의 ^{210}Po과 ^{210}Pb을 분석하기 위하여 2014년 5월 제주도 서북연안 해역에서 시료들을 채취하였다(Fig. 1). 제주도에서 서북쪽으로 1 km 이상 떨어진 해역에서 해수를 채수하였다. 여과하지 않은 해수와 0.45 μm Catridge filter로 여과한 해수시료는 산으로 세척된 플라스틱 용기에 20 kg씩 담았다. 채수 후 20 kg의 해

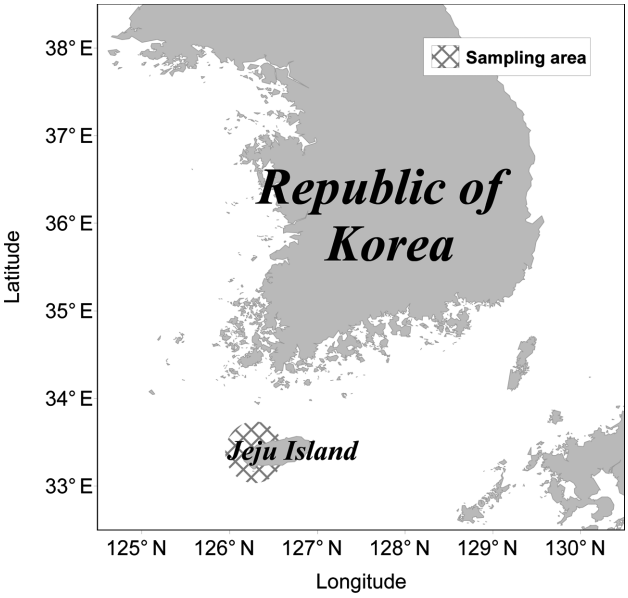

Fig. 1. Cross indicator showing the sampling area in this study

수 당 6 mol L^{-1}의 GR(guaranteed pure)급 염산 50 mL를 넣어 실험실로 이동하였다. 채수지역의 SPM(suspended particulate matter)을 알기 위해 4 L 멸균 채수통에 여과하지 않은 해수시료를 담아 0.4 μm 필터로(Nuclepore Track-Etch Membrane Filtration Products, Whatman®, UK) 채수지역의 SPM을 측정하였다. 식물플랑크톤과 동물플랑크톤은 부유생물채집망을 이용하여 채취하였으며, 20–300 μm 크기는 식물플랑크톤, 300 μm 보다 큰 크기는 동물플랑크톤으로 구분하여 약 5 g씩 채취하였다. 식물플랑크톤과 동물플랑크톤을 크기로 분리하였으므로 작은 크기의 동물플랑크톤이 식물플랑크톤 범위에 일부 혼합되어 있을 가능성이 있다. 멸치와 고등어는 한국수산자원관리공단의 도움을 받아 플랑크톤과 해수를 채취한 장소와 시기가 비교적 가까운 것을 제주도 한림항 위판장에서 구매하였다. 해수를 제외한 모든 시료는 –20ºC로 냉동보관하여 실험실로 운반하였다.

생물의 부위에 따른 ^{210}Po과 ^{210}Pb 농도를 파악하기 위하여 생 시료 상태에서 고등어는 근육, 껍질, 내장, 간으로 분리하였고, 멸치는 머리, 근육, 내장으로 분리하였다. 각 생물의 개체에 따른 분석치 오차를 줄이기 위하여 약 10 kg의 원시료를 분리하였으며, 분리된 각 부위들을 모아 분쇄한 후 고르게 섞이도록 하였다. 이들 각 부위를 3등분으로 분할한 후 분할한 시료들 각각을 취하여 동일한 방법으로 3회 실험하였다. 시료 건조는 시행하지 않았으며 일반적으로 해수대비 생물의 ^{210}Po과 ^{210}Pb 농도가 약 1000배 이상 높은 것을 감안하면(Aoun et al. 2015; Carvalho 2011; Carvalho et al. 2011; Musthafa and Krishnamoorthy 2012; Suriyanarayanan et al. 2010) 생물체내의 수분(해수로 인한 체수분)은 생물체의 ^{210}Po과 ^{210}Pb 농도에 매우 낮은 영향을 끼친다. 또한 건조중량의 분석값을 습중량의 분석값으로 전환할 때 생물체의 건조중량/습중량을 기반으로 계산하므로(Suriyanarayanan et al. 2010) 생물체내의 해수에 의한 방사성동위원소농도는 무시한다.

^{210}Po 분석

해수 20 kg에 ^{210}Po 회수율 추적자인 ^{209}Po 17 mBq과 ^{210}Pb 회수율 추적자인 Stable Pb (Lead(III) Sulfide, 99.9% tracer metal, Sigma-Aldrich chemical, USA) 0.6 mg mL^{-1}을 1 mL 넣었다. 해수시료에 회수율 추적자가 고르게 혼합되도록 유리막대로 3시간 동안 섞어준 뒤, 망간공침을 만들었다. 망간공침을 테플론 비커에 옮긴 후 8 mol L^{-1} 질산을 가해 90ºC에서 분해시켰다. 생물 시료는 테플론 비커에 각각의 생물 시료(플랑크톤: 0.3 g-w.w; 어류의 근육과 껍질시료: 3 g-w.w; 내장시료: 0.1 g-w.w)를 담은 후 회수율 추적자인 17 mBq의 ^{209}Po, 0.6 mg의 Stable Pb을 첨가하여 분석하였다. 시료에 8 mol L^{-1} 질산을 가해 90ºC에서 분해 시켰다. 분해된 시료에 잔존하는 질산을 70ºC에서 천천히 증발시켰고, 잔류물을 6 mol L^{-1} 염산으로 녹여 70ºC에서 증발시키는 과정을 3회 이상 반복하였다. 최종적으로 시료 잔여물은 0.5 mol L^{-1} 염산 100 mL에 완전히 녹였다. 준비된 시료에 아스코르빈산 0.5 g을 넣어 자석교반기로 용해시켰다. 은판(99.9% Ag, Φ 24.1 mm × 0.15 mm)을 준비된 시료에 담고, 실온상태에서 15시간 동안 교반하여 Po을 은판에 정착시켰다(Church et al. 2012; Lee et al. 2014).

은판에 정착된 ^{210}Po과 ^{209}Po은 각각의 계수값이 1000 이상 되도록 PIPS 알파검출기(Canberra series 35 MCA, Canberra corporation, USA)로 계수하였다. 동일한 기기조건에서 시료측정시간과 동일한 시간 동안 계수된 배경농도를 제외하여 순 계수 값을 구하였다. 계측된 ^{210}Po 농도(A^{m}_{Po})는 아래의 식 (1)과 같이 계산하였다(Cutter et al. 2014).

$$A^{m}_{Po} = A^{I}_{Pb} \times [1 - e^{\lambda_{Po} T_1}] + A^{I}_{Po} \times e^{\lambda_{Po} T_1} \quad (1)$$

여기서 A^{m}_{Po} 는 계측된 ^{210}Po 농도이며, A^{I}_{Pb} 는 시료 채취시의 ^{210}Pb 농도이다. A^{I}_{Po} 는 시료 채취시의 ^{210}Po 농도를 말한다. λ_{Po}는 ^{210}Po의 붕괴상수로 ln2/138.4일이다. T_1는 시료채취에서 Po이 은판에 정착하기까지 경과된 시간이다. 본 실험에서 ^{209}Po 회수율은 평균 71 ± 4%(평균 ± 표준편차%)로 나왔다.

^{210}Pb 분석

은판에 ^{210}Po 장착 후 남은 시료를 질산으로 분해한 후 9 mol L^{-1} 염산 용매에서 AG® 1-X8 이온교환수지(100–200 mush chloride form, Bio-Rad Laboratories, Inc., USA)를 이용하여 Po 동위원소들을 완전히 제거하였다. 이온교환수지를 통과한 시료는 6개월 이상 보관한 뒤 ^{210}Pb에서 붕괴되어 생성된 ^{210}Po을 위의 ^{210}Po 분석방법과 동일한 방법으로 분석하였다(Church et al. 2012). 시료 채취 시 ^{210}Pb 농도(A^{I}_{Pb})는 아래의 식 (2)와 같이 계산하였다.

$$A^{I}_{Pb} = \frac{[A^{m}_{Pb} \times e^{\lambda_{Pb} T_2}]}{\eta C [1 - e^{\lambda_{Po} T_3}]} \quad (2)$$

여기서 A^{I}_{Pb} 는 시료 채취시의 ^{210}Pb 농도이며, A^{m}_{Pb} 은 이온교환수지 통과 후 ^{210}Pb이 붕괴하여 생성된 ^{210}Po 농도를 의미한다. λ_{Pb}는 ^{210}Pb의 붕괴상수로 ln2/22.2년이며, λ_{Po}는 ^{210}Po의 붕괴상수로 ln2/138.4일이다. T_2는 시료를 채취한 시기에서 이온교환수지 통과 후까지 흐른 시간을 의미한다. T_3은 이온교환수지를 통해 Po 동위원소를 제거한 시간부터 ^{210}Pb에서 붕괴된 ^{210}Po이 은판에 정착하기까

지 흐른 시간을 의미한다. ηC는 Stable Pb의 회수율을 의미하며 평균 88 ± 24%로 나왔다. 회수율은 이온교환수지 통과 후 남아있는 Stable Pb를 ICP-MS(X Series II ICP-MS, Thermo Fisher Scientific Inco., USA)로 측정하여 구하였다(Cutter et al. 2014).

3. 결과 및 토의

해수와 플랑크톤의 ^{210}Po과 ^{210}Pb 농도 분포

2014년 5월 제주 연안 해역 해수에서 측정된 총 ^{210}Po과 ^{210}Pb 농도는 0.83 ± 0.004 mBq kg^{-1}와 1.27 ± 0.03 mBq kg^{-1}였으며, 용존태의 ^{210}Po과 ^{210}Pb 농도는 0.75 ± 0.06 mBq kg^{-1}와 1.22 ± 0.09 mBq kg^{-1}였다(Table 1). 연구해역의 해수에서 측정한 ^{210}Po과 ^{210}Pb 농도는 이전에 측정되었던 우리나라 동해, 남해 및 서해 해수의 총 ^{210}Po과 ^{210}Pb 농도(^{210}Po: 0.7–3.1 mBq kg^{-1}; ^{210}Pb: 0.9–4.9 mBq kg^{-1})와 용존태의 ^{210}Po과 ^{210}Pb 농도(^{210}Po: 0.3–1.5 mBq kg^{-1}; ^{210}Pb: 0.3–2.4 mBq kg^{-1}) 범위에 포함된다(Hong et al. 2008; Hong et al. 1999; Kim and Kim 2014; Kim and Yang 2004). 또한, 제주도와 근접한 동중국해 해수의 총 ^{210}Po과 ^{210}Pb 농도는 0.65–3.05 mBq kg^{-1}과 0.9–4.85 mBq kg^{-1}이며, 용존태의 ^{210}Po과 ^{210}Pb 농도는 0.26–0.93 mBq kg^{-1}와 1.13–2.38 mBq kg^{-1}로 이 농도 범위는 본 연구결과에서 나온 해수의 총 ^{210}Po과 ^{210}Pb 농도와 용존태의 ^{210}Po과 ^{210}Pb 농도를 포함한다(Nozaki et al. 1991).

연구해역의 해수에서 ^{210}Po/^{210}Pb 농도비는 총 해수에서 0.66, 용존태에서 0.62로 ^{210}Po이 ^{210}Pb에 비하여 상대적으로 낮은 농도를 보였다. 이는 해양에서 생물학적 입자에 대한 높은 분배계수를 가진 ^{210}Po이 ^{210}Pb보다 우선적으로 제거되기 때문이다(Bacon et al. 1988; Sarin et al. 1994). 본 연구에서 측정된 제주 연안 해역 해수의 ^{210}Po/^{210}Pb 농도비는 북서지중해의 0.4보다 높고, 쿠로시오 해류를 따라 흐르는 동중국해 남쪽해역의 0.4–0.7과 북서대서양의 0.6과 비슷하였다(Nozaki et al. 1991; Stewart et al. 2010; Tateda et al. 2003).

제주 연안 해역 해수의 ^{210}Po과 ^{210}Pb 분배계수(K_d)는 연구해역의 총 ^{210}Po(^{210}Pb) 농도, 용존태의 ^{210}Po(^{210}Pb) 농도 그리고 SPM 농도로부터 식 (3)과 같이 계산하였다(IAEA 2004).

$$K_d = \frac{[(A^{T}_{Po(Pb)} - A^{D}_{Po(Pb)})/SPM]}{A^{D}_{Po(Pb)}} \quad (3)$$

여기서, $A^{T}_{Po(Pb)}$은 제주 연안 해역 해수의 총 ^{210}Po(^{210}Pb)

Table 1. The activity concentrations and distribution coefficients (K_d) of ^{210}Po and ^{210}Pb in the surface water at the coastal water of Jeju Island

(unit : mBq kg^{-1})

Seawater	Total	Dissolved	Particulate	K_d
^{210}Po ± STD	0.83 ± 0.004	0.75 ± 0.06	0.08 ± 0.06	$1.9 \times 10^5 \pm 2.6 \times 10^5$
^{210}Pb ± STD	1.27 ± 0.03	1.22 ± 0.09	0.05 ± 0.06	$6.6 \times 10^5 \pm 3.1 \times 10^4$
^{210}Po/^{210}Pb ± STD	0.66 ± 0.02	0.62 ± 0.07	1.79 ± 2.79	

Table 2. The activity concentrations and concentration ratios of ^{210}Po and ^{210}Pb in phytoplankton, zooplankton, anchovy and mackerel at the coastal water of Jeju Island (n = 3)

(unit : Bq kg^{-1}-w.w)

Common name (Species name)	Part	^{210}Po ± STD	^{210}Pb ± STD	^{210}Po/^{210}Pb ± STD
Phytoplankton		116 ± 24	31 ± 7	3.7 ± 1.1
Zooplankton		107 ± 2	6.9 ± 0.9	16 ± 2
Japanese anchovy (*Engraulis japonius*)	Whole body	264 ± 1	1.4 ± 0.5	187 ± 69
	Head	236 ± 19	1.4 ± 0.1	173 ± 22
	Muscle	115 ± 10	0.58 ± 0.18	198 ± 64
	Internal organ	968 ± 160	2.4 ± 0.2	403 ± 78
Chub mackerel (*Scomber japonicus*)	Muscle	0.8 ± 0.03	0.21 ± 0.05	3.7 ± 0.9
	Skin	2.9 ± 0.6	0.73 ± 0.13	3.9 ± 1.1
	Internal organ	30 ± 7	1.8 ± 0.5	17 ± 6
	Liver	66 ± 22	2.5 ± 0.4	27 ± 10

농도를 나타내며, $A^{D}_{Po(Pb)}$는 용존태의 ^{210}Po(^{210}Pb) 농도를 나타낸다. 연구해역 해수의 SPM 농도는 0.56 mg kg^{-1}였다. 식 (3)을 통해 계산된 제주해수의 ^{210}Po과 ^{210}Pb 분배계수(K_d)는 각각 1.9×10^5과 6.6×10^5으로 ^{210}Po이 약 3배 높은 값을 보였다(Table 1). IAEA (2004)에 의하면, 대양에서 해수의 ^{210}Po과 ^{210}Pb에 대한 K_d 값은 각각 2.0×10^7과 1.0×10^7이며, 연해(Marginal Sea)에서 ^{210}Po과 ^{210}Pb에 대한 K_d 값은 각각 2.0×10^7과 1.0×10^5로 보고된 바 있다. 본 연구에서 구한 제주해수의 ^{210}Po에 대한 K_d 값은 IAEA (2004) 보고서에서 제시된 연해에서의 값에 비하여 약 100배 낮았으나, ^{210}Pb에 대한 K_d 값은 비슷하였다. 동해 남부에 위치한 대한해협 근처에서 5월과 7월에 조사된 ^{210}Po에 대한 K_d 값은 $2.5\times10^5-4.1\times10^6$로 보고된 값에 비해 낮은 범위이다(Hong et al. 2008).

본 연구지역에서 식물플랑크톤의 ^{210}Po과 ^{210}Pb 농도는 각각 116 ± 24 Bq kg^{-1}-w.w과 31 ± 7 Bq kg^{-1}-w.w이며, 동물플랑크톤의 ^{210}Po과 ^{210}Pb 농도는 각각 107 ± 2 Bq kg^{-1}-w.w와 6.9 ± 0.9 Bq kg^{-1}-w.w이다(Table 2). 해수 중 ^{210}Po과 ^{210}Pb 농도로부터 식 (4)를 이용하여 ^{210}Po과 ^{210}Pb 농축계수(Concentration factor, CF)를 구하였다(IAEA 2004).

$$CF = \frac{A^{sample}_{Po(Pb)}}{A^{D}_{Po(Pb)}} \quad (4)$$

여기서, $A^{sample}_{Po(Pb)}$는 각 시료들의 ^{210}Po(^{210}Pb) 농도를 나타내며, $A^{D}_{Po(Pb)}$는 해수 용존태의 ^{210}Po(^{210}Pb) 농도를 나타낸다. 크기로 분류한 식물플랑크톤과 동물플랑크톤의 ^{210}Po과 ^{210}Pb에 대한 CF는 식물플랑크톤이 1.5×10^5와 2.6×10^4였으며, 동물플랑크톤은 1.4×10^5와 5.7×10^3였다. 동물플랑크톤의 ^{210}Po에 대한 CF는 식물플랑크톤과 비슷하였으며, ^{210}Pb에 대한 CF는 식물플랑크톤이 동물플랑크톤에 비해 약 5배 높았다. 진해만에서 측정된 식물플랑크톤의 ^{210}Po 농도는 99.5–139 Bq kg^{-1}-w.w였으며, CF는 1×10^5로(Kim and Yang 2004) 제주해역 식물플랑크톤과 비슷하였다. 플랑크톤 크기별 ^{210}Po과 ^{210}Pb 농도변화에 대하여 조사한 자료에 의하면, ^{210}Po의 경우 플랑크톤 크기에 따라 농도 차이가 관찰되지 않은 반면에 ^{210}Pb의 경우 60–200 μm 크기의 플랑크톤에서 200 μm보다 큰 크기의 플랑크톤보다 높은 농도를 보였다(Strady et al. 2015). 이와 같이 본 연구에서도 식물플랑크톤(20–300 μm 크기 부분)과 동물플랑크톤(300 μm 보다 큰 크기 부분)의 ^{210}Po에 대한 CF는 비슷한 값을 보였지만, ^{210}Pb에 대한 CF는 동물플랑크톤이 더 높게 나타났다.

멸치와 고등어의 ^{210}Po과 ^{210}Pb 농도 분포

제주 서북지역에 많이 출현하는 어류는 멸치와 고등어로 사계절 동안 출현한 전체 51종의 어류 가운데 멸치(*Engraulis japonius*)는 28%, 고등어(*Scomber japonicas*)는 18% 였다(KIOST 2005). 본 연구해역에서는 규조류가 높은 점유율을 보이는 식물플랑크톤이며, 동물플랑크톤의 경우, 쿠로시오 난류역에서 보이는 요각류가 높은 점유율을 보이는 것으로 알려져 있다(Kim et al. 2013; KIOST 2005). 동물플랑크톤은 식물플랑크톤을 섭이하며 상위영양단계에 있는 생물들에게 일차생산물을 전달해 준다(Kim et al. 2013). 멸치는 한국 전 해안에 분포하며, 3월 하순경에 남해와 대마도 사이에 어군이 밀집한다. 4월부터 이동하여 5–7월경에는 강원도연안까지 북상한다. 서해로 북상하는 어군은 5–6월이며 경기만 일대까지 도달한다. 수온이 낮아지면 남해지역에서 월동하며 제주도 북서해역과 남해 동부해역에서 높은 분포밀도를 보였다(NFRDI 2010). 남해안 멸치의 먹이생물 조사에 의하면, 멸치는 식물플랑크톤과 동물플랑크톤을 모두 섭이하면서 먹이생물에 대한 선택성을 가지는데, 하계에는 요각류를 높게 선택하는 것으로 나타났다(Kim et al. 2013). 고등어는 계절적 회유를 하며 한국 주변의 대마난류와 동중국해 난류를 따라 이동한다. 대마난류를 따라 이동하는 고등어는 동해로 분산되고 산란기에 대마도 근해로 이동하며, 주 산란기는 4–5월이다(NFRDI 2010). 고등어는 제주지역에 많이 출현하는 종인 멸치를 섭취하며 이전 조사에 따르면 남해에서 잡힌 고등어의 위 내용물 중 멸치가 전체의 37%로 고등어 먹이에서 매우 높은 부분을 차지하였다(Yoon et al. 2008).

국립수산과학원에서 운영하는 해양수산 연구정보 포털을 바탕으로 제주 서북연안 해역에서 잡은 멸치(*Engraulis japonius*)는 크기가 10 cm 이상으로 1살을 지난 성어기이며, 이 멸치는 해류의 영향을 받아 남해로 왔을 것으로 추정된다. 멸치에서의 ^{210}Po와 ^{210}Pb 농도는 264 ± 1 Bq kg^{-1}-w.w와 1.4 ± 0.5 Bq kg^{-1}-w.w였으며 ^{210}Pb에 비하여 ^{210}Po이 약 200배 높은 농도를 보였다(Table 2). 기존 연구들은 멸치의 ^{210}Po와 ^{210}Pb에 대하여 각각 25–281 Bq kg^{-1}-w.w과 0.18–28 Bq kg^{-1}-w.w로 매우 다양한 농도범위를 보였다(Aközcan 2013; Çatal et al. 2012; Khan and Wesley 2012; Lazorenko et al. 2002; Štrok and Smodiš 2011). 제주 연안 멸치의 부위별 ^{210}Po과 ^{210}Pb 농도는 근육에서 115 ± 10 Bq kg^{-1}-w.w과 0.58 ± 0.18 Bq kg^{-1}-w.w이며, 내장에서 968 ± 160 B Bq kg^{-1}-w.w와 2.4 ± 0.2 Bq kg^{-1}-w.w였다(Table 2). 멸치의 ^{210}Po 농도는 멸치의 주먹이 생물인 플랑크톤 대비 약 2배가 넘는 농도를 보여 먹이섭취를 통한 생물농축이 증가하는 것으로 나타났다. 멸치 근육은 플랑크톤과 비슷한 ^{210}Po 농도를 보였으나 멸치 내장은 플랑크톤의 약 8배가 넘는 ^{210}Po 농도를 보였다. 이는 먹이를 통하여 체내로 유입된 ^{210}Po이 내장 부위에 더 높게

농축된다는 것을 나타낸다. 반면에 ^{210}Pb의 경우, 멸치는 플랑크톤의 약 5분의 1에서 22분의 1 농도를 보였다. ^{210}Pb은 ^{210}Po과 달리 플랑크톤에서 멸치로 가는 영양 단계를 거치면서 생물농축이 감소한다는 것을 알 수 있다.

기존에 조사된 슬로베니아, 터키, 인도 해역에서 고등어의 ^{210}Po은 3.6–30.2 Bq kg^{-1}-w.w이며, ^{210}Pb의 농도범위는 0.56–9.5 Bq kg^{-1}-w.w로 넓은 농도 분포를 보여 준다(Aközcan and Ugur 2013; Aoun et al. 2015; Khan and Wesley 2012). 해양수산 연구정보 포털을 바탕으로 제주 북서 연안에서 잡힌 고등어(*Scomber japonicas*)는 전장이 30 cm, 체중이 330 g로 약 2살이며, 봄과 여름철 산란을 위해 남해로 온 것 추정된다. 앞서 Yoon et al. (2008)의 연구에 따르면 고등어의 전체 먹이생물 중 멸치는 37%를 차지하며, 단각류는 20%를 차지한다. 하지만 실제 남해안에서 동물플랑크톤 우점종은 요각류인 점을 감안한다면 고등어가 선택적으로 섭취하는 것으로 볼 수 있다(Kim et al. 2013). 본 연구에서는 고등어를 근육, 껍질, 내장, 간으로 분리하고, 각각 부위별 ^{210}Po과 ^{210}Pb 농도를 분석하였다. 고등어 부위들 중 간에서 ^{210}Po과 ^{210}Pb 농도가 66 ± 22 Bq kg^{-1}-w.w과 2.5 ± 0.4 Bq kg^{-1}-w.w로 가장 높았으며, 근육에서 가장 낮은 농도인 0.80 ± 0.03 Bq kg^{-1}-w.w과 0.21 ± 0.05 Bq kg^{-1}-w.w를 보였다(Table 2). 간을 포함한 내장 부위에서 ^{210}Po 농도는 30 ± 7 Bq kg^{-1}-w.w로 간의 약 50% 농도를 보였으며, ^{210}Pb 농도는 1.8 ± 0.5 Bq kg^{-1}-w.w로 간의 약 70% 농도를 보였다. 껍질에서 ^{210}Po과 ^{210}Pb 농도는 2.9 ± 0.6 Bq kg^{-1}-w.w와 0.73 ± 0.13 Bq kg^{-1}-w.w로 모두 근육보다 약 3.5배 높았다. 고등어 근육에서 ^{210}Po 농도는 고등어의 주요 먹이생물 중 하나인 멸치의 ^{210}Po 농도에 비해 약 300분의 1 낮았으며, ^{210}Pb 농도는 약 7분의 1 이었다. 고등어의 부위들 중 ^{210}Po 농도가 가장 높게 나온 간과 내장은 멸치 전체의 ^{210}Po 농도에 비해 수 배 낮은 농도를 보였다. 멸치보다 고등어 체내에 농축된 ^{210}Po 농도가 더 낮은 것으로 보아 ^{210}Po 생물농축은 멸치에서 고등어로 감소하는 것으로 보인다.

해양생물에서 ^{210}Po과 ^{210}Pb 농도는 서식 환경 및 섭취하는 먹이 등에 따라 매우 다양한 범위를 보일 수 있다(Aközcan and Ugur 2013). 섭취하는 먹이에 따라 동일한 서식지의 어류들을 분류·비교하였을 때, 플랑크톤을 섭취하는 어류의 ^{210}Po과 ^{210}Pb 농도범위는 23–190(근육) Bq kg^{-1}-w.w과 0.6(근육)–99 Bq kg^{-1}-w.w이며, 멸치보다 상위 영양단계에 있는 육식성 어류의 ^{210}Po과 ^{210}Pb 농도범위는 0.8(근육)–116(근육) Bq kg^{-1}-w.w과 0.2(근육)–1.6 Bq kg^{-1}-w.w로 조사된 바 있다(Table 3) (Aoun et al. 2015; Musthafa and Krishnamoorthy 2012; Štrok and Smodiš 2011; Suriyanarayanan et al. 2010; This study). 이전 조사에서 플랑크톤을 먹이로 하는 어류는 상위 영양단계에 있는 어류에 비해 더 높은 ^{210}Po과 ^{210}Pb 농축을 보였다. 같은 조건의 어류실험에서 동일한 ^{210}Po 농도를 가지는 두 종류의 먹이(플랑크톤과 어류)를 주었을 때 플랑크톤을 섭취했던 어류가 그렇지 않은 어류 보다 더 높은 ^{210}Po 농도를 보인 연구결과가 있었다(Cherry et al. 1989).

영양단계에 따른 ^{210}Po과 ^{210}Pb의 생물농축

제주 연안 해역에서 식물플랑크톤-동물플랑크톤-멸치-고등어로 이어지는 영양단계에서 ^{210}Po과 ^{210}Pb에 대한 생물농축을 비교하였다. 식물플랑크톤에서 ^{210}Po의 CF는 1.5×10^5로 해수 대비 높은 농축계수를 보이며 동물플랑크톤에서 ^{210}Po의 CF는 식물플랑크톤과 비슷한 1.4×10^5를 보였다. 플랑크톤을 주 먹이로 하는 멸치에서 ^{210}Po의

Table 3. Comparison of the activity concentrations and concentration ratios of ^{210}Po and ^{210}Pb in the planktivorous and carnivorous fishes in this study with those in other studies (*: muscle)

(unit : Bq kg^{-1}-ww)

Site	Common name	Species name	Type of feeding	^{210}Po ± STD	^{210}Pb ± STD	^{210}Po/^{210}Pb ± STD	Ref.
Lebanese coastal	Marbled spinefoot	*Siganus Rivulatus*	Planktivore	140 ± 10	99 ± 4	1.42 ± 0.1	Aoun et al. (2015)
	Common Pandora	*Pagellus Erythrinus*	Carnivore	4.6 ± 0.8	1.6 ± 0.1	2.9 ± 0.5	
East coast of India	Mozambique tilapia	*Oreochromis mossambicus*	Planktivore	82 ± 7	2 ± 1	4.1 ± 1.3	Musthafa and Krishnamoorthy (2011)
	Fringescale sardinella	*Sarcinella fumbriata*	Carnivore	41 ± 3	0.7 ± 0.4	57 ± 3	
Slovenian coastal	European pilchard	*Sardina pilchardus*	Planktivore	23 ± 1	1.1 ± 0.1	22 ± 3	Štrok and Smodiš (2011)
	Flathead grey mullet	*Mugil cephalus*	Carnivore	8.2 ± 0.5	0.3 ± 0.1	33 ± 17	
South coast of India	Indian oil sardine*	*Sardinella longiceps*	Planktivore	190 ± 5	13 ± 1	15 ± 1	Suriyanarayanan et al. (2010)
	Indian salmon*	*Eleutheronema tetradactylum*	Carnivore	116 ± 7	1.0 ± 0.5	116 ± 58	
Jeju Island of Korea	Japanese anchovy*	*Engraulis japonicus*	Planktivore	115 ± 10	0.6 ± 0.2	198 ± 64	This study
	Chub mackerel*	*Scomber japonicus*	Carnivore	0.8 ± 0.03	0.2 ± 0.1	3.7 ± 0.9	

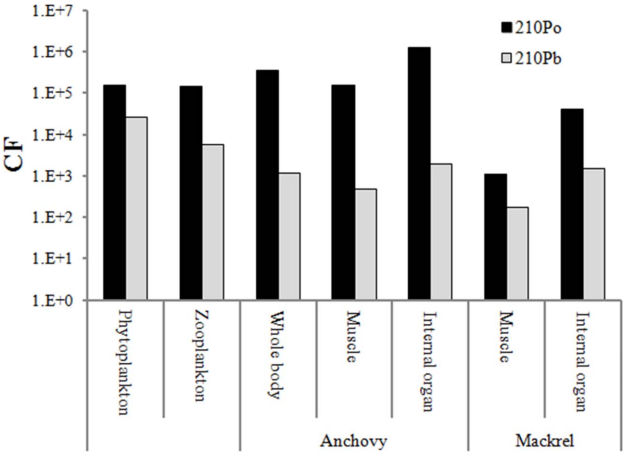

Fig. 2. The concentration factors of ^{210}Po and ^{210}Pb in phytoplankton, zooplankton, anchovy and mackerel at the coastal water of Jeju Island

CF는 3.5×10^5으로 먹이생물인 플랑크톤보다 수 배 높은 CF를 보였다. 플랑크톤-멸치 영양단계에서는 ^{210}Po의 CF가 상위 영양단계로 가면서 증가하는 것을 보여주었다(Fig. 2; Table 4). 멸치 근육에서 ^{210}Po에 대한 CF는 1.5×10^5로 플랑크톤과 비교적 비슷한 CF를 보였고, 멸치 내장은 1.3×10^6로 플랑크톤보다 약 8–9배 높았다. 멸치보다 상위 영양단계에 있는 고등어에서 ^{210}Po에 대한 CF는 근육과 내장부위에서 각각 1.1×10^3과 4.0×10^4으로 멸치에 비하여 10분의 1에서 100분의 1로 감소하였다. 이전연구에서 플랑크톤을 섭식하는 어류가 다른 어류보다 높은 ^{210}Po에 대한 CF를 보였으며 본 연구에서 또한 플랑크톤섭식자인 멸치가 높게 나왔다(Fowler 2011; Suriyanarayanan et al. 2010). 식물플랑크톤과 동물플랑크톤에서 ^{210}Pb에 대한 CF는 각각 2.6×10^4와 5.7×10^3로 ^{210}Po에 비하여 약 5분의 1과 25분의 1 낮았다. 동물플랑크톤은 식물플랑크톤에 비해 ^{210}Po보다 ^{210}Pb을 상대적으로 적게 농축하는 것으로 보였다. 동물플랑크톤인 난바다곤쟁이류(*Meganyctiphanes norvegica*)의 배양 실험에서 먹이섭취 후 체내에 남은 ^{210}Po과 ^{210}Pb의 농도를 비교하였는데, 동물플랑크톤의 체내에 남아있는 ^{210}Po 양이 전체의 44%이며 배설물로 나온 ^{210}Po 양은 26%였다. 반면에 ^{210}Pb의 경우, 체내에 남은 양은 전체의 3.5%이며 배설물로 나온 양은 전체의 84%로 ^{210}Po에 비해 ^{210}Pb이 더 많이 배출된다는 것을 볼 수 있다(Stewart et al. 2005). 멸치의 전체 몸통에서 ^{210}Pb의 CF는 1.2×10^3로 플랑크톤에서보다 낮았지만, ^{210}Po의 경우에는 반대로 멸치에서 더 높았다. 이것은 멸치에서는 영양단계를 따라 ^{210}Po의 생물농축이 증가하지만 ^{210}Pb은 오히려 감소한다는 것을 나타낸다. 고등어 근육과 내장에서 ^{210}Pb의 CF는 1.7×10^2과 1.5×10^3였다. 고등어 근육에서 ^{210}Pb의 CF는 멸치 근육에 비해 약 2분의 1로 낮았으며, 고등어내장에서 ^{210}Pb의 CF는 멸치내장과 비슷한 값을 보였다(Table 4).

4. 결 론

2014년 5월제주 북서 연안의 식물플랑크톤-동물플랑크톤-멸치-고등어로 이어지는 영양단계에서 각 생물들의 ^{210}Po과 ^{210}Pb 농도 분석을 통하여 이들 방사성 핵종들의 분포와 생물농축 특성을 파악하였다. 제주 연안 해수에서 측정된 총 ^{210}Po과 ^{210}Pb 농도는 0.83 ± 0.004 mBq kg^{-1}와 1.27 ± 0.03 mBq kg^{-1}였으며, 용존태의 ^{210}Po과 ^{210}Pb 농도는 0.75 ± 0.06 mBq kg^{-1}와 1.22 ± 0.09 mBq kg^{-1}로 ^{210}Pb이 ^{210}Po에 비하여 약 1.5배 높은 농도를 보였다. 식물플랑크톤에서 ^{210}Po과 ^{210}Pb의 CF는 각각 1.5×10^5와 2.6×10^4으로 ^{210}Po이 약 5배 더 높은 생물농축을 보였다. 동물플랑크톤에서 ^{210}Po의 CF는 식물플랑크톤과 비슷한 값을 보인 반면에 ^{210}Pb는 식물플랑크톤의 약 5분의 1배 낮았다. 멸치에서 ^{210}Po의 CF는 플랑크톤에 비하여

Table 4. The concentration factors of ^{210}Po and ^{210}Pb in phytoplankton, zooplankton, anchovy and mackerel at the coastal water of Jeju Island

Common name (Species name)	Part	CF	
		^{210}Po ± STD	^{210}Pb ± STD
Phytoplankton		$1.5 \times 10^5 \pm 3.5 \times 10^4$	$2.6 \times 10^4 \pm 5.8 \times 10^3$
Zooplankton		$1.4 \times 10^5 \pm 1.2 \times 10^4$	$5.7 \times 10^3 \pm 8.8 \times 10^2$
Japanese anchovy (*Engraulis japonius*)	Whole body	$3.5 \times 10^5 \pm 2.8 \times 10^4$	$1.2 \times 10^3 \pm 4.3 \times 10^2$
	Head	$3.1 \times 10^5 \pm 3.5 \times 10^4$	$1.1 \times 10^3 \pm 1.4 \times 10^2$
	Muscle	$1.5 \times 10^5 \pm 1.8 \times 10^4$	$4.8 \times 10^2 \pm 1.5 \times 10^2$
	Internal organ	$1.3 \times 10^6 \pm 2.4 \times 10^5$	$2.0 \times 10^3 \pm 2.5 \times 10^2$
Chub mackerel (*Scomber japonicus*)	Muscle	$1.1 \times 10^3 \pm 9.5 \times 10^1$	$1.7 \times 10^2 \pm 4.4 \times 10^1$
	Skin	$3.8 \times 10^3 \pm 8.8 \times 10^2$	$6.0 \times 10^2 \pm 1.1 \times 10^2$
	Internal organ	$4.0 \times 10^4 \pm 9.1 \times 10^3$	$1.5 \times 10^3 \pm 4.3 \times 10^2$

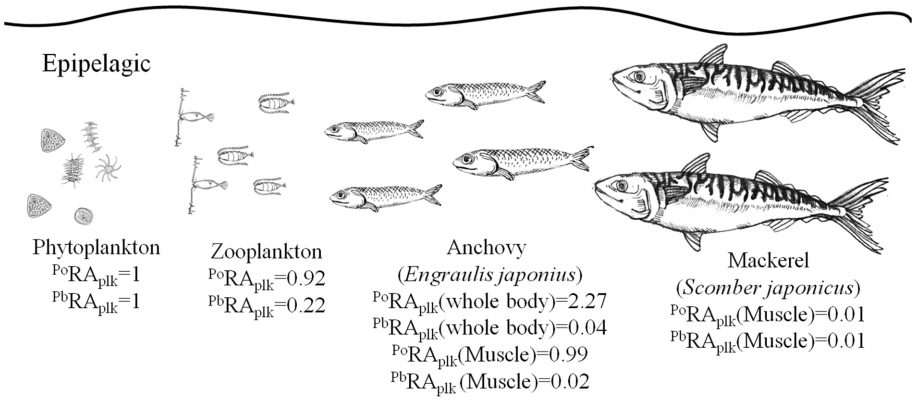

Fig. 3. The relative concentration factors in zooplankton, anchovy and mackerel to the concentration factors of ^{210}Po and ^{210}Pb in phytoplankton at the coastal water of Jeju Island. Relative concentration factor: [$^{Po(Pb)}RA_{plk}$ = (CF of ^{210}Po(Pb) in marine biota) (CF of ^{210}Po(Pb) in phytoplankton)$^{-1}$]

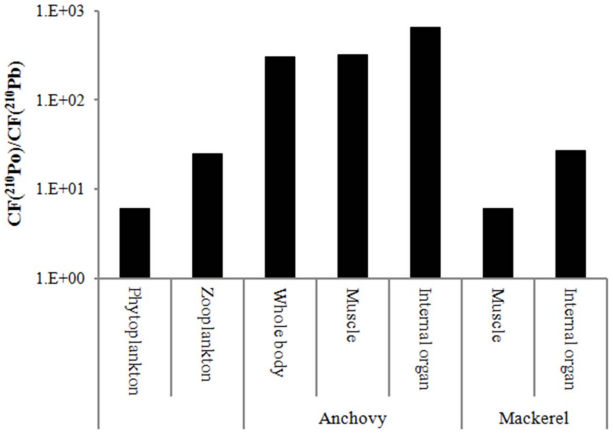

Fig. 4. The ratios of ^{210}Po and ^{210}Pb concentration factors in phytoplankton, zooplankton, anchovy and mackerel at the coastal water of Jeju Island

수 배 더 높았으며, 플랑크톤-멸치로 이어지는 영양단계에서는 ^{210}Po의 생물농축이 증가한다는 것을 보여주었다. 반면에, 멸치보다 높은 영양단계에 위치한 고등어의 근육에서 ^{210}Po에 대한 CF가 멸치의 약 100분의 1로 멸치-고등어 영양단계에서 ^{210}Po의 생물농축이 오히려 크게 감소한다는 것을 보여주었다. 멸치와 고등어의 내장은 근육보다 ^{210}Po에 대한 CF가 8–38배 높았고, 따라서 이 영양단계에서 ^{210}Po은 내장 부위에 더 높게 농축된다는 것을 보여주었다. ^{210}Pb의 CF는 식물플랑크톤-동물플랑크톤-멸치 영양단계를 거치면서 각 단계별로 약 5배씩 감소하는 경향을 보였다. 이후 멸치-고등어 영양단계에서 ^{210}Pb의 CF는 30–70% 감소하였으며 이는 이전 영양단계인 식물플랑크톤-동물플랑크톤-멸치 영양단계에 비하여 매우 적은 감소폭을 보였다(Fig. 3). ^{210}Po과 ^{210}Pb의 농축계수비(CF(^{210}Po)/CF(^{210}Pb))는 식물플랑크톤-동물플랑크톤-멸치 영양단계를 거치는 과정에서 각 단계마다 5–12배 증가하였으나, 이와 달리 멸치에서 고등어로 넘어가는 단계에서는 수십분의 1로 감소하였다(Fig. 4).

사 사

본 연구는 한국해양과학기술원의 '방사능 물질 해양 유입 사고 대응 해양 확산 및 생물영향 연구(PE99403)' 지원을 받아 수행하였습니다.

참고문헌

Aközcan S (2013) Levels of ^{210}Po in some commercial fish species consumed in the Aegean Sea coast of Turkey and the related dose assessment to the coastal population. J Environ Radioactiv **118**:93–95

Aközcan S, Ugur A (2013) Activity levels of ^{210}Po and ^{210}Pb in some fish species of the Izmir Bay (Aegean Sea). Mar Pollut Bull **66**:234–238

Aoun M, Samad OE, Khozam RB, Lobinski R (2015) Assessment of committed effective dose due to the ingestion of ^{210}Po and ^{210}Pb in consumed Lebanese fish affected by a phosphate fertilizer plant. J Environ Radioactiv **140**:25–29

Bacon MP, Belastock RA, Tecotzky M, Turekian KK, Spencer DW (1988) Lead-210 and polonium-210 in ocean water profiles of the continental shelf and slope south of New England. Cont Shelf Res **8**:841–853

Carvalho FP (1988) ^{210}Po in marine organisms: a wide range of natural radiation dose domains. Radiat Prot Dosim **24**:113–117

Carvalho FP (2011) Polonium (^{210}Po) and lead (^{210}Pb) in

marine organisms and their transfer in marine food chains. J Environ Radioactiv **102**:462–472

Carvalho FP, Oliveira JM, Malta M (2011) Radionuclides in deep-sea fish and other organisms from the North Atlantic Ocean. ICES J Mar Sci **68**(2):333–340

Çatal EM, Ugur A, Özden B, Filizok I (2012) ^{210}Po and ^{210}Pb variations in fish species from the Aegean Sea and the contribution of ^{210}Po to the radiation dose. Mar Pollut Bull **64**:801–806

Cherry RD, Heyraud M, James AG (1989) Diet Prediction in Common Clupeoid Fish Using Polonium-210 Data. J Environ Radioactiv **10**:47–65

Cherry RD, Shannon LV (1974) The alpha radioactivity of marine organisms. Atom Energy Rev **12**:45

Church T, Rigaud S, Baskaran M, Kumar A, Friedrich J, Masque P, Puigcorbé V, Kim G, Radakovitch O, Hong G, Choi H, Stewart G (2012) Intercalibration studies of ^{210}Po and ^{210}Pb in dissolved and particulate seawater samples. Limnol Oceanogr-Meth **10**:776–789

Connan O, Germain P, Solier L, Gouret G (2007) Variations of ^{210}Po and ^{210}Pb in various marine organisms from Western English Channel: contribution of ^{210}Po to the radiation dose. J Environ Radioactiv **97**:168–188

Cutter G, Andersson P, Codispoti L, Croot P, Francois R, Lohan M, Obata H, Loeff MR (2014) Sampling and sample-handling Protocols for GEOTRACES Cruises. In: GEOTRACES, London, pp 28–36

Fowler SW (2011) ^{210}Po in the marine environment with emphasis on its behavior within the biosphere. J Environ Radioactiv **102**:448–461

Holtzman RB (1996) Natural levels of lead-210, polonium-210 and radium-226 in humans and biota of the Arctic. Nature **210**:1094–1097

Hong G-H, Kim Y-I, Baskaran M, Kim S-H, Chung C-S (2008) Distribution of ^{210}Po and export of organic carbon from the euphotic zone in the Southwestern East Sea (Sea of Japan). J Oceanogr **64**:277–292

Hong G-H, Park S-K, Baskaran M, Kim S-H, Chung C-S, Lee S-H (1999) Lead-210 and Polonium-210 in the winter well-mixed turbid waters in the mouth of the Yellow Sea. Cont Shelf Res **19**:1049–1064

IAEA (2004) Sediment Distribution Coefficients and Concentration Factors for Biota in the Marine Environment. International Atomic Energy Agency (IAEA), Vienna, Technical Reports Series No. 422, 92 p

Karali T, Nozaki Y, Benninger LK (1977) Geochemistry of atmospheric radon and radon products. Annu Rev Earth Pl Sc **5**:227–255

Khan MF, Wesley SG (2012) Radionuclides in resident and migratory fishes of a wedgy bank region: Estimation of dose to human beings, South India. Mar Pollut Bull **64**:2224–2232

Kim T-H, Kim I (2014) Importance of colloidal ^{210}Pb and ^{210}Po in groundwater of subterranean estuary. The Sea **19**(2):125–130 (in Korean)

Kim Y, Yang H-S (2004) Scavenging of ^{234}Th and ^{210}Po in surface water of Jinhae Bay, Korea during a red tide. Geochem J **38**:505–513

Kim MJ, Youn SH, Kim J-Y, Oh C-W (2013) Feeding characteristics of the Japanese Anchovy, *Engraulis japonicas* according to the distribution of Zooplankton in the coastal waters of Southern Korea. Korean J Environ Biol **31**(4):275–287 (in Korean)

KIOST (2005) Studies on the development of marine ranching program in the East, West and Jeju Coast of Korea: Buk-Jeju marine ranching. KIOST (Korea Institute of Ocean Science and Technology), Korea, BSPM33000-1710-3, 42–114 p (in Korean)

Lazorenko GE, Polikarpov GG, Boltachev AR (2002) Natural radioelement polonium in primary ecological groups of black sea fishes. Russ J Mar Biol **28**(1):52–56

Lee HM, Hong GH, Baskaran M, Kim SH, Kim YI (2014) Evaluation of plating condition for the recovery of ^{210}Po on a Ag planchet. Appl Radiat Isotopes **90**:170–176

Musthafa MS, Krishnamoorthy R (2012) Estimation of ^{210}Po and ^{210}Pb and its dose to human beings due to consumption of marine species of Ennore Creek, South India. Environ Monit Assess **184**:6253–6260

NFRDI (2010) Korean Coastal and Offshore Fishery Census. NFRDI (Natioanl Fisheries Research and Development Institute), Korea, 328 p (in Korean)

Nozaki Y, Tsubota H, Kasemsupaya V, Yashima M, Ikuta N (1991) Residence times of surface water and particle-reactive ^{210}Pb and ^{210}Po in the East China and Yellow seas. Geochim Cosmochim Ac **55**:1265–1272

Preiss N, Melieres M-A, Pourchet M (1996) A compilation of data on lead-210 concentration in surface air and fluxes at the air-surface and water-sediment interfaces. J Geophys Res **12**:75–143

Rani LM, Jeevanram RK, Kannan V, Govindaraju M (2014) Estimation of Polonium-210 activity in marine and terrestrial samples and computation of ingestion dose to the public in and around Kanyakumari coast, India. J Radiat Res Appl Sci **7**:207–213

Rožmarić AM, Rogić M, Benedik L, Strok M, Barisic D, Ivsic AG (2012) ^{210}Po and ^{210}Pb activity concentrations in *Mytilus galloprovinvialis* from Croatian Adriatic coast with the related dose assessment to the coastal

population. Chemosphere **87**:1295−1300

Sarin MM, Krishnaswami S, Ramesh R, Somayajulu BLK (1994) ^{238}U decay series nuclides in the northeastern Arabian Sea: scavenging rates and cycling processes. Cont Shelf Res **14**:251−265

Scott BR (2007) Health risk evaluations for ingestion exposure of humans to Polonium-210. Dose-Response **5**:94−122

Stewart GM, Fowler SW, Teyssie J-L, Cotret O, Cochran JK, Fisher NS (2005) Contrasting transfer of polonium-210 and lead-210 across three trophic levels in marine plankton. Mar Ecol-Prog Ser **209**:27−33

Stewart GM, Moran SB, Lomas MW (2010) Seasonal POC fluxes at BATS estimated from ^{210}Po deficits. Deep-Sea Res Pt I **157**:113−124

Strady E, Harmelin-Vivien M, Chiffoleau JF, Veron A, Tronczynski J, Radakovitch O (2015) ^{210}Po and ^{210}Pb trophic transfer within the phytoplankton-zooplankton-anchovy/sardine food web: a case study from the Gulf of Lion (NW Mediterranean Sea). J Environ Radioactiv **143**:141−151

Štrok M, Smodiš B (2011) Levels of ^{210}Po and ^{210}Pb in fish and molluscs in Slovenia and the related dose assessment to the population. Chemosphere **82**:970−976

Suh H-L, Kim S-S, Go Y-B, Nam K-W, Yun SG, Yoon Y-H, Jo S-G, Hong J-S (1995) ^{210}Po Accumulation in the Pelagic Community of Yongil Bay, Korea. J Korean Fish Soc **28**(2):219−226 (in Korean)

Suriyanarayanan S, Brahmanandhan GM, Samivel K, Ravikumar S, Hameed PS (2010) Assessment of ^{210}Po and ^{210}Pb in marine biota of the Mallipattinam ecosystem of Tamil Nadu, India. J Environ Radioactiv **101**:1007−1010

Tateda Y, Carvalho FP, Fowler SW, Miquel J-C (2003) Fractionation of ^{210}Po and ^{210}Pb in coastal waters of the NW Mediterranean continental margin. Cont Shelf Res **23**:295−316

Yoon S-J, Kim D-H, Baeck G-W, Kim J-W (2008) Feeding habits of Chub Mackerel (*Scomber japonicas*) in the South Sea of Korea. J Korean Fish Soc **41**(1):26−31 (in Korean)

Received Apr. 7, 2016
Revised Jun. 3, 2016
Accepted Jun. 14, 2016