

국내산 수산물 내 자연 및 인공방사능 축적 연구 현황 및 향후 연구 방향

이희수* · 김인태**†

* 한국해양과학기술원 해양환경연구센터 연구원, ** 한국해양과학기술원 해양환경연구센터 선임연구원

Accumulation of Natural and Artificial Radionuclides in Marine Products around the Korean Peninsula: Current Studies and Future Direction

Huisu Lee* · Intae Kim**†

* Researcher, Division of Marine Environmental Research Center, Korea Institute of Ocean Science and Technology (KIOST), Busan 49111, Korea

** Senior Researcher, Division of Marine Environmental Research Center, Korea Institute of Ocean Science and Technology (KIOST), Busan 49111, Korea

요 약 : 2011년 동일본대지진에 의해 발생한 후쿠시마 원자력 발전소 사고와 최근 국내 지진 발생 빈도의 증가는 원자력 발전소의 지진 안전성에 대한 불안감을 야기하였다. 더불어 최근(2021년) 일본 동경전력은 후쿠시마 원전 오염수의 태평양 방류를 결정하였으며, 이로 인해 국내의 수산물을 통한 방사능 오염 가능성이 높아지면서 국민들의 우려가 급증하고 있다. 후쿠시마 원전사고 이후 해양으로의 인공방사능 유입에 관한 연구는 국제적으로 많이 이루어졌으나, 한국인의 주요 식재료인 동아시아 연근해의 수산물에서 인공방사능의 분포 현황 및 축적에 대한 연구는 상대적으로 부족한 실정이다. 따라서 이 논문에서는 후쿠시마 원전사고 이후, 국내산 수산물에서의 원전 기원 인공방사능(예, ^{137}Cs , $^{239,240}\text{Pu}$, ^{90}Sr 등)의 분포 특성과 관련한 최근 연구 사례들을 소개하고자 한다. 또한, 후쿠시마 원전 오염수의 방류와 더불어 2030년까지 계획된 중국의 신규 원전 시설로 인한 향후 한반도 주변해역의 방사능 유출 영향에 대한 대비 및 사전 연구가 필요한 시점이기에 향후 연구 방향들을 제안하고자 한다.

핵심용어 : 인공방사능, ^{137}Cs , $^{239+240}\text{Pu}$, ^{90}Sr , 수산물, 해양방사능 오염

Abstract : The Fukushima nuclear power plant (NPP) accident caused by the East Japan Earthquake in 2011 and the recent increase in the frequency of earthquakes in Korea have caused safety concerns regarding radionuclide exposure. In addition, the Tokyo Electric Power Company (TEPCO) in Japan recently decided to release radionuclide-contaminated water from Fukushima's NPP into the Pacific Ocean, raising public concerns that the possibility of radionuclide contamination through both domestic- and foreign fishery products is increasing. Although many studies have been conducted on the input of artificial radionuclides into the Pacific after the Fukushima NPP accident, studies on the distribution and accumulation of artificial radionuclides in marine products from East Asia are lacking. Therefore, in this study, we attempted to explore recent research on the distribution of artificial radionuclides (e.g., ^{137}Cs , $^{239+240}\text{Pu}$, ^{90}Sr ; and etc.) in marine products from Korean seas after the Fukushima NPP accident. In addition, we also discuss future research directions as it is necessary to prepare for likely radiation accidents in the future around Korea associated with the new nuclear facilities planned by 2030 in China and owing to the discharge of radionuclide-contaminated water from the Fukushima NPP.

Key Words : Artificial radionuclide, ^{137}Cs , $^{239+240}\text{Pu}$, ^{90}Sr , Marine product, Radioactive contamination

* First Author : gmltnlee95@kiost.ac.kr, 051-664-3195

† Corresponding Author : ikim@kiost.ac.kr, 051-664-3231

1. 서론

해양에서 인공방사능은 과거 냉전시대의 핵실험과 원자력 발전소 사고(예, 체르노빌 원전사고) 등에 의해 유입되거나 핵물질 처리 시설, 핵 폐기물 및 핵 재처리 과정 등을 통해 유입된다. 대표적으로 세슘-137(^{137}Cs), 플루토늄 동위원소($^{239+240}\text{Pu}$), 스트론튬-90(^{90}Sr) 등이 이러한 인위적 기원의 유해 방사능으로 알려져 있다(UNSCEAR, 2000). 지구 환경에 노출된 이러한 인공방사성 핵종들은 해양에 유입되어 해수와 함께 이동, 조류에 의한 수송 및 확산, 해수 중 수괴의 연직 혼합 및 침강물에 흡착되는 과정 등이 이루어지며 일부는 어패류 및 해조류 등에 축적된 후, 먹이사슬을 통하여 최종 단계인 인간에게 축적될 수 있다(Byun, 2011).

^{137}Cs (반감기: 30.03년) 및 ^{134}Cs (반감기: 2.1년)은 핵실험과 원전 시설 기원의 감마(γ)선 방출 인공방사성 핵종이다(UNSCEAR, 2000). 1986년에 발생한 체르노빌 원자력 발전소(Nuclear Power Plant, NPP) 사고와 후쿠시마 원전사고로 각각 대략 85 PBq과 13~20 PBq의 ^{137}Cs 이 대기와 해양으로 유출된 것으로 보고되었다(Devell et al., 1995; De Cort et al., 1998; Kobayashi et al., 2013; Aoyama et al., 2015). ^{137}Cs 및 ^{134}Cs 는 수용성으로 살아있는 유기체에 잘 흡수되며, 특히 위와 근육에 주로 축적되는 것으로 알려져 있다(Kim et al., 2019).

$^{239+240}\text{Pu}$ (^{239}Pu 반감기: 24,100년, ^{240}Pu 반감기: 6,561년)은 주로 냉전 시대(1950~1960년대)의 핵실험에서 기인한 알파(α)선 방출 인공방사성 핵종으로 핵연료 재처리 시설, 체르노빌과 후쿠시마 원전 사고에 의해서도 해양 및 지구환경으로 방출되었다(Pearson et al., 1982; Clark and Smith, 1988; Donaldson et al., 1997). 해양생물에 축적된 Pu이 인체로 유입될 시, 호흡계 및 소화계에 심각한 위험을 초래하는 것으로 알려져 있어 국제 식품규격위원회(Codex Alimentarius Commission, CAC)에서는 Pu 동위원소를 식품 내 필수 규제 항목으로 간주한다(Lee et al., 2018).

^{90}Sr (반감기: 28.8년)은 주로 핵분열에서 생성되는 방사성 베타(β)선 방출 인공방사성 핵종이며, 과거 북반구에서의 ^{90}Sr 의 주요 기원은 1945~1960년대 초반까지 수행된 핵실험이었다. 이전 연구에 의하면, 체르노빌 사고에 의해 약 10 PBq의 ^{90}Sr 이 대기로 방출되었으며(UNSCEAR, 2000), 또한 최근 후쿠시마 원전사고로 인하여 $0.8\pm 0.2 \sim 85\pm 3 \text{ Bq m}^{-3}$ 범위의 ^{90}Sr 이 직접 방출된 것으로 보고되었다(Casacuberta et al., 2013). ^{90}Sr 의 생물 내 거동은 같은 족(group)의 알칼리토금속(alkali earth elements)인 칼슘(Ca)와 유사하며 ^{90}Sr 은 인체 뼈에 축적될 뿐만 아니라 토양에서 다른 생태계로도 쉽게 이동할 수

있다(Miller and Reitemeier, 1963; Tsumura et al., 1984; Miki et al., 2017; Choi et al., 1991).

2011년 3월 동일본 대지진으로 인해 발생한 후쿠시마 원전사고는 국제원자력기구(International Atomic Energy Agency, IAEA)에 의해 제정된 국제원자력사고 등급(International Nuclear Event Scale, INES) 중 체르노빌 사고와 같은 최고 등급(7등급)으로 지정되었다(Kim and Yoon, 2013). 아울러, 뒤이어 이어진 원전 시설 설계 기준을 초과한 2016년 경주와 2017년 포항 지진에 의한 월성 원전소 수동 정지 발생 사건 및 최근 한반도의 지진 발생 증가 등은 국내 원전 시설의 지진 안전성에 대한 불안감과 방사능 노출에 대한 국민의 우려를 더욱 급증시켰다(Kwag et al., 2020; Jung et al., 2021, Park et al., 2021). 특히, 우리나라는 1980년대 이후 원전 건설이 빠르게 이루어져 총 24호기의 원자로(nuclear power reactor)가 현재 가동 중이며, 전체 국내 전력 생산의 26%를 차지하고 있다(IAEA, 2021)(Fig. 1).



Fig. 1. The locations of Fukushima nuclear power plant (NPP) and major 24 nuclear facilities (currently in operation) around the Korean peninsula. Modified from Lee and Kim (2021).

이는 최근 급증하는 중국의 신규 원전 시설과 함께 동아시아의 향후 잠재적 원전사고 및 그로 인한 해양환경에의 방사능 유출 위험 가능성을 시사한다. 더불어 최근(2021년) 일본 동경전력은 후쿠시마 원전 오염수의 태평양 방류를 결정하였으며, 이는 수산물의 방사능 오염에 대한 국민 우려를 급증시켰다. 그럼에도 불구하고, 한국인의 식문화에 큰 비중을 차지하는 국내외산 수산물의 인공방사능 축적 및 영향에 대한 연구는 많이 이루어지지 않고 있는 실정이다. 이 논문에서는 최근(후쿠시마 원전사고 이후) 한국 주변 해역

의 수산물 내 방사능 분포 및 축적에 관련한 주요 연구결과 및 연구 방법들을 소개하고자 한다. 또한, 수산물 내 방사능 오염 및 식품 안전에 대한 국민 우려 불식을 위하여 향후 수행되어야 할 연구들을 제안하였다.

2. 수산물 내 인공방사능 축적 연구 방법

2.1 수산물 내 인공방사능(^{137}Cs , $^{239+240}\text{Pu}$, ^{90}Sr)의 화학적 정량 분석 방법

여기에서는, 생물 내 주요 인공방사성 핵종(^{137}Cs , $^{239+240}\text{Pu}$, ^{90}Sr)의 농도를 정량 분석하는 대표적인 방법들을 소개하고자 한다.

^{137}Cs 방사능 핵종 측정을 위하여 채집된 수산물 시료들을 동결건조 시킨 뒤 건조 비율을 계산한 후, 시료 적당량을 분쇄 및 혼합하여 균질화시킨다. 전처리된 시료를 감마 계측 용기인 Marinelli beaker에 담아 밀봉한 다음, 고순도 Ge(HPGe) 검출기(γ -spectroscopy)를 사용하여 정밀 감마 핵종(^{137}Cs 및 ^{134}Cs)을 계측한다. 감마선을 정량적으로 측정하기 위해 각 채널에 대한 에너지는 Standard gamma source solution을 사용하여 보정(calibration)한다. 통계적으로 유의한 계측 값을 얻기 위해서 1.5일 이상의 계측이 요구되나, 시료 중 방사능 농도에 따라 다르게 적용될 수 있다는 점을 함께 밝힌다.

$^{239+240}\text{Pu}$ 의 측정을 위해, 먼저 균질화(동결건조 및 분쇄)된 시료를 전기로에서 550~600°C로 충분히 회화시킨다. 이 후, HNO_3 과 HCl 을 시료에 가해 유기물을 분해하며 용해시킨다. 유기물의 완전 분해를 위해 이 과정을 수차례 반복한 뒤, 음이온 교환 수지컬럼에서 8M HNO_3 를 이용하여 방사성 Pu 를 추출한다. Pu 의 고순도 추출을 위해 1M NH_4I 와 9M HCl 로 한번 더 반복 추출한다. 이렇게 분리 정제된 Pu 은 1A에서 stainless steel disc에 전착(electrodeposition)시킨 뒤, 알파 계측기(α -spectroscopy)로 계측한다. 통계적으로 신뢰도 있는 계측 값을 얻기 위하여 일반적으로 시료 당 5일 이상의 계측이 요구된다. 그러나 총 계측 시간은 시료 내 방사능 농도에 따라 역시 다르게 적용될 수 있다. 전처리 과정에서 Pu spike(^{242}Pu)를 첨가하여 화학적 산출을 보정하였다.

^{90}Sr 의 경우, 균질화 및 회화된 시료를 HNO_3 과 HCl 을 반복적으로 가하여 완전 용해시킨 뒤, Oxalic acid을 첨가하여 $\text{Sr}(\text{Ca})\text{C}_2\text{O}_4$ 로 공침(co-precipitation)시킨다(at pH 5.5). 그 다음, $\text{Sr}(\text{Ca})$ -oxalate 침전물만을 회수하고 발연질산을 첨가하여 만든 $\text{Sr}(\text{NO}_3)_2$ 침전물을 Ca^{2+} 으로부터 Sr^{2+} 을 분리한다. $\text{Sr}(\text{NO}_3)_2$ 침전물은 세척 후, 포화 Na_2CO_3 을 첨가하여 SrCO_3 으로 재침전시킨다. 질산으로 용해된 침전물은 이후 Y^{3+} 담체(Carrier)

를 첨가한 뒤, ^{90}Sr 의 딸핵종인 이트리움-90(^{90}Y)를 20일 이상 방사평형(ingrowth)시킨다. 마지막으로 암모니아수를 가해 $\text{Y}(\text{OH})_3$ 를 침전시킨 뒤, Y 을 양이온교환수지 컬럼으로 추출하고 이를 분리하기 위해 0.5M alpha hydroxyisobutyric acid (α -HIBA)를 첨가하여 $\text{Y}_2(\text{C}_2\text{O}_4)$ 침전시킨다. 이 침전물을 25 mm 여과지에 여과하여 혼합가스 방식 기반의 베타 계측기(β -counter)를 이용해 일반적으로 5일 이상 계측한다. 그러나 총 계측 시간은 시료 내 방사능 농도에 따라 다르게 적용될 수 있다. 계측 값은 ^{85}Sr 와 Y^{3+} spike 값을 통해 얻은 화학적 산출량을 보정한다.

수산물 시료에 대한 인공 방사능 분석방법의 정확성 및 신뢰성 확보를 위하여, 일반적으로 아일랜드 및 북해 어류로 만든 표준물질(Certified Reference Material, CRM)(예, IAEA-414)이 이용된다.

2.2 수산물 내 인공방사능 축적 및 인체 영향 정량평가 방법

수산물 내 인공방사성 핵종의 해수 대비 상대적인 축적 정도, 방사능 오염 수준 및 생체 이용률 평가를 위해 농축계수(Concentration Factor, CF)를 산정한다(Hong et al., 2006; Kim et al., 2019). CF는 다음 계산식(1)을 사용하여 계산한다(IAEA, 2004).

$$CF = \frac{\text{Concentration per unit mass of biota (Bq kg}^{-1}\text{)}}{\text{Concentration per unit mass of seawater (Bq kg}^{-1}\text{)}} \quad (1)$$

해양환경으로 방출된 인공방사성 핵종은 먹이사슬에 들어가 해양생물 및 인간에게 방사능 선량을 전달할 수 있다. 이러한 식품 섭취로 인해 발생하는 방사선 위험을 평가하기 위하여 연간 인체에서의 평균 내부 피폭을 연간 유효선량(Annual effective dose, AED)이라 정의하여 산정한다. AED는 다음 계산식(2)를 통해 산정한다:

$$AED = A_{AR} \times e(T) \times I_{yr} \quad (2)$$

여기서 AED는 연간 유효 선량률(mSv yr^{-1}), A_{AR} 은 수산물 내 인공방사성 핵종의 평균 방사능 농도(Bq kg^{-1}), $e(T)$ 는 유효 선량 계수(^{137}Cs , $^{239+240}\text{Pu}$ 및 ^{90}Sr 에 대해 각각 1.3×10^{-8} , 2.5×10^{-7} 및 2.8×10^{-8} Sv Bq^{-1})(UNSCEAR, 2000), 마지막으로 I_{yr} 는 식품수급표(Food balance sheet) 서지 정보를 통해 얻은 한국의 국민 1인당 수산물 연간 섭취량(kg yr^{-1})이다(KREI, 2016).

3. 한국 주변해 수산물 내 인공방사능 분포 관련 최근 연구 동향

해양생물의 방사능 피폭에는 해수에 존재하는 방사성 핵종의 방사선에 노출되는 외부 피폭(External exposure)과 섭취된 방사성 핵종에 의해 체내에서 내부적으로 노출되는 내부 피폭(Internal exposure)이 동시에 이루어지며, 잠재적 선량률은 내부피폭과 외부피폭을 모두 합한 선량률로 추정할 수 있다. Lee and Lee(2016)은 한반도 주변 해역에서 가자미, 넙치, 송어 등의 일부 어류와 갈조류 등에서 외부 및 내부 방사선 피폭으로 인한 잠재적 선량률(Potential dose rate)을 추정하는 연구를 수행하였다. 칼륨-40(^{40}K), ^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{239+240}\text{Pu}$ 에 의한 외부 피폭의 추정 선량은 회유어류(회색송어)보다 저서어류(가자미, 넙치)에서 각각 10^1 , 10^2 , 10^3 , 10^5 배 이상 높은 것으로 나타났다. 특히 $^{239+240}\text{Pu}$ 의 경우, 가자미/넙치의 외부 노출은 회색 송어보다 약 10^5 배 높게 나타났으며, 다른 연구(Kim et al., 2019)에서도 같은 결과를 보였다. 이 연구에서는 저서생물에서 더 높은 방사성 핵종이 검출된 것을 퇴적물로부터의 감마선 외부피폭이 저서생물의 인공방사능 유입에 중요한 기원일 수 있음을 제안하였다(Lee and Lee, 2016). 반면, 이연구의 결과에서 인공방사성 핵종의 농도(Activity concentration)는 검출한계보다 다소 낮게 나타났다. 또한, 최종적으로 총 선량률에 대한 잠재적 선량 기여도는 $^{40}\text{K} \gg ^{137}\text{Cs} \gg ^{90}\text{Sr} \gg ^{239+240}\text{Pu}$ 순으로 ^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{239+240}\text{Pu}$ 와 같은 인위적 방사성 핵종에 의한 해양생물의 선량률은 자연방사성 핵종인 ^{40}K 에 비해 무시할 수 있는 수준으로 나타났다. 이러한 결과를 토대로 Lee and Lee(2016)은 방사능 피폭에 대한 수산 및 육상생물 보호를 위하여 1차 선량률 기준(Dose rate standard)를 개발할 필요가 있다고 제안하였다. 그러나 한반도 남해안에서 이미 알려진 어종만 600여종 이상에 달하는 것으로 알려져 있을 만큼, 해양생물 다양성은 매우 높으며(Kim, 2009), 이 연구에서는 수산물 섭취에 의한 한국인의 인체 내 방사성 핵종의 잠재적 선량률에 대해서는 연구가 되지 않았기 때문에, 한국 주변해 수산물에 대한 방사능 영향에 관련한 전반적인 평가를 내리기엔 다소 어려움이 있다.

Kim et al.(2017)은 한국 주변해 다양한 해양생물 중(플랑크톤, 대형조류, 갑각류, 연체동물, 어류 및 패류)에서 자연 방사성 핵종인 폴로늄-210(^{210}Po 반감기: 138일)의 분포를 조사하였으며, 이를 토대로 한국인의 평균 수산물 소비로부터 성인 1인당 ^{210}Po 의 AED를 추정하였다. 본 연구에서 플랑크톤 및 대형조류를 포함한 해양생물들은 크기, 종, 서식지 및 계절에 따라 ^{210}Po 농도가 다르게 나타났으며, 이는 수명, 성

장률, 형태, 접촉 표면적, 특정 원소에 대한 선택적 친화력 등의 다양한 요인들이 금속 및 방사성 핵종의 생물농축(bioaccumulation)에 기여한다고 밝혀내었다. 반면, 같은 날짜 및 장소에서 채집된 홍합 및 굴은 ^{210}Po 농도가 서로 비슷하였으며, 이는 물리화학적 서식지 및 먹이가 유사하였기 때문이라고 판단하였다. 플랑크톤(20~300 μm 및 > 300 μm) 및 대형조류(Laver 및 Sea mustard)에서 ^{210}Po 의 평균 농도는 각각 평균 32~137 Bq kg⁻¹, 47~113 Bq kg⁻¹, 1.43 Bq kg⁻¹ 및 0.97 Bq kg⁻¹ (wet weight, w.w)로 나타났다. 갑각류, 연체동물 및 어류의 근육 및 내장에서 ^{210}Po 농도는 각각 평균 2.84 Bq kg⁻¹과 906 Bq kg⁻¹, 2.93 Bq kg⁻¹과 1500 Bq kg⁻¹, 3 Bq kg⁻¹과 539 Bq kg⁻¹ (w.w)로 근육에 비해 내장에서 농도가 더 높았으며, 이는 주로 방사성 핵종이 체내 기관에 ^{210}Po 이 더 많이 축적된다는 것을 나타낸다. 멸치의 경우 어류들 중에 가장 높은 ^{210}Po 농도(395±2 Bq kg⁻¹, w.w)를 나타냈다. 어류에서 생물 크기가 클수록 ^{210}Po 농도가 낮았는데, 그 이유는 크기, 무게 및 성장률이 증가할수록 생물의 신진대사가 비교적 낮기 때문인 것이라 제안하였다. 성인의 수산물 소비로 인한 1인당 ^{210}Po 의 AED는 19~189×10⁻³ mSv yr⁻¹(평균 94×10⁻³ mSv yr⁻¹)로 추정되었다(Table 1). 또한, 멸치를 다른 수산물과 같은 방식으로 섭취한다고 가정하면, 유효 선량이 약 3-4배 정도 증가할 수도 있다. 우리나라에서 멸치는 가장 많이 소비되는 어류이며(KREI, 2012), 또한 다른 어류들의 일부 부위(주로 근육 등)만이 사용되는 것과는 달리 모든 어체가 식재료로 사용되는 특성을 갖고 있다. 따라서 Kim et al.(2017)은 멸치로부터의 방사성 핵종의 노출은 다른 어류와 별도로 고려하여 ^{210}Po 의 방사선량을 보다 정확하게 평가할 필요가 있음을 이 연구를 통해 처음 제안하였다. 또한, Kim et al.(2017)의 연구 결과는 수산물로부터 자연방사성 핵종의 피폭 또한 상시 이루어질 수 있어 향후 ^{137}Cs , $^{239+240}\text{Pu}$, ^{90}Sr 등의 인공방사성 핵종의 잠재적 피폭 선량과의 비교 연구가 필요할 것을 제안하였다.

Lee et al.(2018)은 한반도에서 어획한 일부 수산물 내 인공 방사성 핵종(^{134}Cs , ^{137}Cs , $^{239+240}\text{Pu}$, ^{90}Sr)의 농도를 측정하였다. 여러 방사성 핵종의 후쿠시마 원전 사고 전후의 농도 및 비값의 비교를 통하여 한국 주변해 수산물(어류)의 인공방사성 핵종의 기원을 밝혀내고자 하였다. 또한, 이를 바탕으로 인공방사성 핵종의 농축계수(CF)를 산정하여 국내산 농수산물의 인공방사성 핵종 농축 정도를 정량적으로 평가하였다. 이 연구를 통해 ^{137}Cs 의 경우, 상위 포식자인 상어와 대구에서 340 mBq kg⁻¹ 및 240 mBq kg⁻¹로 가장 높은 농도가 발견되었다. 하지만, 예외적으로 멸치에서도 상대적으로 높은 ^{137}Cs

농도($204 \pm 58 \text{ mBq kg}^{-1}$)가 검출되었는데, 이는 다른 어류에 비해 멸치의 단위 중량당 표면적이 높아서 ^{137}Cs 이 더 효율적으로 흡착된 결과라 보고하였다. Lee et al.(2018)은 어류 내 ^{137}Cs 농도가 1990년대 이후 꾸준한 감소를 보이며, 이러한 추세는 2011년 후쿠시마 원전사고 이후에도 계속되고 있음을 보고하였다. 후쿠시마 원전사고 전후에 포획된 어류 내 ^{137}Cs 농도 역시 유사한 것으로 나타났기 때문에 후쿠시마 원전사고는 한반도 주변 어류의 ^{137}Cs 농도에 유의한 영향을 미치지 않았다고 제안하였다. $^{239+240}\text{Pu}$ 의 경우, 모든 시료에서 농도가 최소검출한계농도(Minimum Detection Activity, MDA) 미만(MDA $\sim 0.22 \text{ mBq kg}^{-1}$)인 것으로 나타났다. ^{90}Sr 또한 일부 시료에서 MDA 수준의 낮은 농도가 검출되었으며(MDA $\sim 18 \text{ mBq kg}^{-1}$), 이는 후쿠시마 원전사고 이후 북태평양에서 어획한 어류들의 ^{90}Sr 농도와 매우 유사한 것으로 나타났다(Miki et al., 2017). Lee et al.(2018)은 또한 국내산 어류들에서 $^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$ 농도 비값이 후쿠시마 원전사고 이전 어류에서 측정된 비값과 거의 유사함을 보고하였으며(Miki et al., 2017), 따라서, 후쿠시마 원전사고는 한반도 주변 어류의 ^{137}Cs , $^{239+240}\text{Pu}$ 및 ^{90}Sr 농도에 유의한 영향을 주지 않았다는 것을 제안하였다. $^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$ 비값 역시 인공방사성 핵종의 기원을 추적하는 지시자(Lee et al., 2009)로 쓰일 수 있는데, 한국 연안에서 어획된 어패류 내에서 $^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$ 의 비값이 약 0.209~0.237로 나타났다(Lee et al., 2018). 이는 일반적인 대기를 통한 낙진(atmospheric dust fallout)의 $^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$ 비값(약 0.018)과는 10배 이상 차이가 나는 것으로 나타났다. 앞선 연구들에서 보고된 북태평양에서 서편으로 흐르는 북적도해류(North Equatorial Current)의 표층 해수에서의 $^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$ 비값(0.18~0.33, 평균 0.25)과 유사한 것으로 보아, 이는 한국 연안의 어패류에서 Pu은 과거 핵실험의 주요 장소로 사용된 Pacific Proving Grounds(PPGs)에서부터 다소 희석된 $^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$ 가 해류를 통해 한반도로 유입된 것으로 판단하였다. ^{137}Cs 의 CF는 어류마다 다소 차이를 보였지만(3~201), 평균 농축계수는 약 74로 IAEA (2004)에서 제안한 방사능 안전 권고치(IAEA recommendation)인 50~100 범위 이내인 것으로 나타났다. 어류 섭취에 대한 AED의 경우, $3.85 \times 10^{-5} \text{ mSv yr}^{-1}$ 로 국제방사성방호위원회(International Commission on Radiological Protection, ICRP)(ICRP, 2007)에서 권고하는 연간 선량 한계인 1 mSv에 비해 무시할 만한 수준인 것으로 나타났다(Lee et al., 2018). Lee et al. (2018)은 마지막으로, 수산물 내 인공방사능 축적 연구 과정에서 ^{137}Cs 에 비해 방사성 핵종 분석에 시간과 인력이 많이 소요되는 ^{90}Sr 및 $^{239+240}\text{Pu}$ 은 국내산 수산물에서 자료가 상대적으로 부족하기 때문에 향후 추가 연구가 필요하다고 제안

하였다.

Kim et al.(2019)는 2015~2017년간 한반도 전역에서 어획된 수산물(어류, 연체동물, 갑각류 및 조류)을 수집하여 수산물 내 인공방사성 핵종(^{137}Cs , $^{239+240}\text{Pu}$ 및 ^{90}Sr)의 분포 및 농축 양상을 조사하였다. 어류의 경우, ^{137}Cs , $^{239+240}\text{Pu}$ 및 ^{90}Sr 의 농도는 각각 $39.8\text{--}258.4 \text{ mBq kg}^{-1}$ (평균 $135.1 \pm 65.1 \text{ mBq kg}^{-1}$, $n=18$), $0.019\text{--}0.290 \text{ mBq kg}^{-1}$ (평균 $0.525 \pm 1.128 \text{ mBq kg}^{-1}$, $n=15$), 및 $11.3\text{--}16.0 \text{ mBq kg}^{-1}$ (평균 $14.7 \pm 2.7 \text{ mBq kg}^{-1}$, $n=7$)의 범위로 나타났다. 이 연구에서는 각 수산물을 종(species), 서식지(동해, 황해, 남해), 채집 시기(연도별)별로 그룹화하여 인공방사성 핵종 농축 양상을 규명하고자 하였으나 뚜렷한 시공간적 혹은 종 별 방사능 핵종 분포 차이는 나타나지 않았다. 또한, 후쿠시마 원전사고 이전에 수집된 송어 및 기타 어류의 ^{137}Cs 농도와 비교했을 때 후쿠시마 사고 이후 눈에 띄는 인공방사능의 추가적인 오염은 없는 것으로 나타났다. 연체동물(조개, 전복, 소라 등)에서 ^{137}Cs , $^{239+240}\text{Pu}$, ^{90}Sr 의 농도는 각각 $39.8\text{--}104.5 \text{ mBq kg}^{-1}$ (평균 $43.8 \pm 26.1 \text{ mBq kg}^{-1}$, $n=11$), $0.126\text{--}1.879 \text{ mBq kg}^{-1}$ (평균 $0.316 \pm 0.535 \text{ mBq kg}^{-1}$, $n=6$), $13.5\text{--}18.3 \text{ mBq kg}^{-1}$ (평균 $17.7 \pm 4.1 \text{ mBq kg}^{-1}$, $n=2$)의 범위였다. 특히, 주로 저서(benthic)생물에 속하는 연체동물(Mollusk)(전복, 소라 등)은 원양성(pelagic) 어류에 비해 $^{239+240}\text{Pu}$ 농도가 10배 가까이 더 높은 것으로 나타났으며, 이는 저서퇴적물에 축적된 Pu(과거 대기 낙진으로부터 기인한)에 의한 영향인 것으로 나타났다. 또한, 퇴적물로부터의 방사능 외부폭이 저서생물의 인공방사능 유입에 중요한 기원일 수 있음을 제안한 Lee and Lee (2016)의 앞선 연구결과와 일치하는 결과이다. Kim et al.(2019)는 이 연구를 통해, 국내에서는 처음으로 어류에서 성장단계에 따른 인공방사성 핵종의 농축 양상을 조사하였다. 그 결과, 대부분의 어류에서 ^{137}Cs 농도가 체장과 무게가 증가할수록 증가하는 것으로 나타났으며(Fig. 2), 이는 인공방사능이 어류가 성장할수록 점차 체내에서 생물 농축됨을 처음으로 밝혀낸 결과였다.

각종 수산물 내 인공방사능 농축 정도를 CF로 산정하여 평가해보았을 때, 전반적으로 IAEA 권고치보다는 낮은 것으로 나타났다. 그러나 일부 조류(algae)에서 ^{137}Cs 의 CF가 IAEA 권고치보다 약 2~2.5배 높게 나타났다. 또한, $^{239+240}\text{Pu}$ 의 CF가 연체동물(굴, 전복 등)에서 IAEA 권고치보다 약 2배 가까이 높은 것으로 나타났다. ^{90}Sr 의 경우, 갑각류, 연체동물 및 어류에서 IAEA 권고치에 비해 각각 약 4배, 2배, 7배 높은 것으로 나타났다(Fig. 3).

Kim et al.(2019)은 국내산 모든 수산물의 섭취에 따른 한국인의 ^{137}Cs , $^{239+240}\text{Pu}$, ^{90}Sr 등 인공방사성 핵종의 총 AED는

국내산 수산물 내 자연 및 인공방사능 축적 연구 현황 및 향후 연구 방향

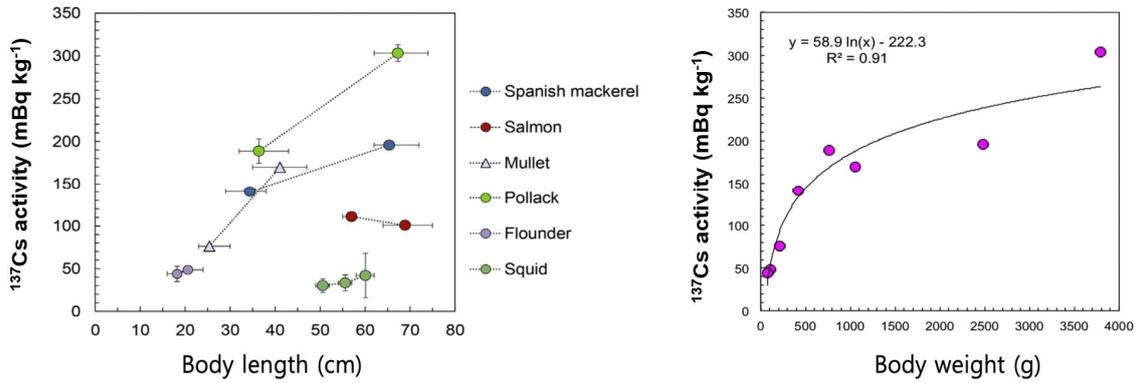


Fig. 2. The plot of the mean ^{137}Cs activity (mBq kg^{-1}) versus mean body length (cm) (left figure) and the logarithm between ^{137}Cs activity (mBq kg^{-1}) versus body weight of fish species (spanish mackerel, mullet, pollack, and flounder) (right figure). Error bars (in left figure) in the x-axis direction denote the entire ranges of sample size (i.e., body lengths) and error bars in the y-axis direction denote the 1σ of uncertainty. Modified from Kim et al. (2019).

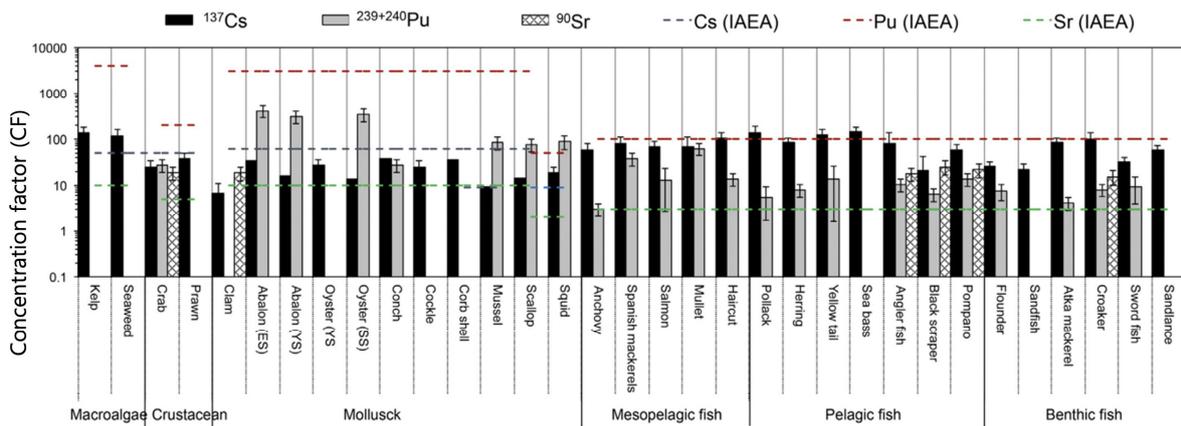


Fig. 3. Comparisons of IAEA recommended values of concentration factors (dotted lines) of artificial radionuclides with the activities of ^{137}Cs , $^{239+240}\text{Pu}$ and ^{90}Sr (square bar) in marine product around Korean Peninsula. Modified from Kim et al. (2019).

평균 $1.5 \times 10^{-4} \text{ mSv yr}^{-1}$ 임을 밝혀내었으며, 이는 ICRP에서 제안한 AED 권고 한계치(1 mSv yr^{-1})에 비해 미미한 수준이었다(ICRP, 2007). 또한, 이 연구를 통해 향후 동아시아의 원전 사고 발생 시 해양환경 및 수산물 영향 예측을 대비하고, 국내산 수산물의 인공방사능 바탕농도(Background concentration)의 데이터베이스 구축의 중요성을 강조하였다.

Kim et al.(2020)은 2014~2015년 한반도 주변에서 채집한 해양생물 종들을 영양 단계(trophic level)에 따라 선별한 후, 해양생물 종들에서 Pu 농도 분포를 측정하여 수산물 섭취에 따른 알파(a) 핵종의 인체 노출량을 평가하고자 하였다. 그 결과, 플랑크톤($20\sim 300 \mu\text{m}$, $>300 \mu\text{m}$), 대형조류(macroalgae), 연

체동물, 갑각류 및 두족류에서 $^{239+240}\text{Pu}$ 농도가 각각 $13\sim 58 \text{ Bq kg}^{-1}$, $0.64\sim 0.80 \text{ Bq kg}^{-1}$, $0.94\sim 5.40 \text{ Bq kg}^{-1}$, $0.06\sim 0.50 \text{ Bq kg}^{-1}$ 및 0.26 mBq kg^{-1} (w.w)로 나타났으며, 식물플랑크톤($20\sim 300 \mu\text{m}$)에서 가장 높은 $^{239+240}\text{Pu}$ 농도가 검출되었다($58 \pm 10 \text{ mBq kg}^{-1}$). 또한, 수산물을 각 부위별(살, 내장기관, 피부, 갑각류의 외골격)로 분리하여 $^{239+240}\text{Pu}$ 농도를 측정하여 비교해 본 결과, 각종 내장기관(Internal organs)에서 살(Muscle tissue), 피부(갑각류의 경우 외골격) 등 보다 1~4배 더 높게 나타났다(Fig. 4).

또한, 방사성 Pu 농축 양상은 해양생물의 서식지 및 종에 따라 차이를 보였는데, 특히 표층어류를 제외한 저서어류(Benthic fishes)는 표영대 어류(Mesopelagic fish)보다 더 높은

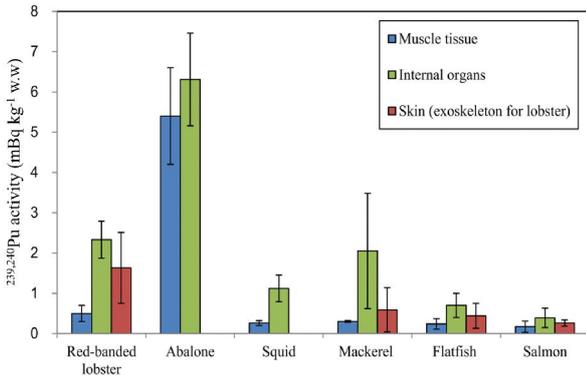


Fig. 4. Activity concentrations (mBq kg⁻¹) of $^{239+240}\text{Pu}$ in each part of marine product. Modified from Kim et al. (2020).

(1.4~2.6배) Pu 농도를 보였으며, 이는 오염된 퇴적물에서 먹이를 섭취하기 때문인 것으로 제안하였다(Kim et al., 2020). 이 연구의 대상 수산물에서 $^{239+240}\text{Pu}$ 의 CF는 IAEA 권고치에 비해 5~84% 수준으로 매우 낮은 것으로 나타났으며(Fig. 5), 또한 수산물 소비를 통한 $^{239+240}\text{Pu}$ 의 연간 총 유효 선량은 $3.9 \times 10^{-6} \text{ mSv yr}^{-1}$ 로 ICRP가 제안한 연간 권고 한계치(1 mSv)에 비해 매우 낮은 수준이라고 보고하였다.

앞서, Kim et al.(2019)은 ^{137}Cs 의 농도가 어류의 체장(및 체중)이 증가함에 따라 증가한다고 보고하였다. 그러나 이 연구에서는 어류를 두 가지 성장단계(치어~성체)로만 분류하였기에 인공방사성 핵종의 농축 양상을 평가하는데 한계가

있었기에 향후 더 심도 있는 연구가 필요함을 제안하였다. 한국 주변해에서 서식하는 멸치는 그 크기별로 세멸치(1.6~3 cm), 소멸치(4~5 cm), 중멸치(5~6 cm), 대멸치(6~7 cm)로 구분되어 식용되지만 이는 모두 단 하나의 종(*Engraulis japonicus*)인 것으로 알려져 있다. Lee and Kim(2021)은 이러한 사실에 근거하여, 멸치가 어류의 성장에 따른 방사성 핵종의 농축을 연구하기에 최적의 어종이라고 판단하여 멸치의 크기별 ^{137}Cs 과 $^{239+240}\text{Pu}$ 의 농축 양상을 연구하였다. 멸치에서 ^{137}Cs 및 $^{239+240}\text{Pu}$ 의 농도는 각각 74~137 mBq kg 및 0.27~3.21 mBq kg⁻¹의 범위였다. ^{137}Cs 의 경우, 멸치의 체장이 증가함에 따라 증가하였으며, 이는 다른 연구(Kim et al., 2019)에서도 같은 결과를 보였다(Fig. 6a). $^{239+240}\text{Pu}$ 의 경우, 전반적으로 체장이 증가함에 따라 역시 $^{239+240}\text{Pu}$ 농도가 증가하였지만 가장 크기가 큰 대멸치에서 농도가 다소 감소하는 양상을 보였다(Fig. 6b). 멸치의 성장에 따른 ^{137}Cs 과 $^{239+240}\text{Pu}$ 의 농축은 해수를 통한 흡수 또는 섭식(Grazing)에 의한 생물농축 때문인 것으로 보고하였다. 그러나 대멸치에서 $^{239+240}\text{Pu}$ 농도의 감소는 성체에서 metallothionein 등의 단백질의 역할에 의한 해독 메커니즘에 의한 것이라 제안하였다(Coyle et al., 2002). 또한, 다른 어종(멸치, 고등어, 명태, 송어, 넙치)과 멸치의 평균 수명(성장 기간) 대비 ^{137}Cs 농축율(accumulation rate)를 비교해 보았을 때, 멸치(1.36)가 다른 어종(고등어, 명태 및 송어에 대해 각각 0.16, 0.049, 0.0042)에 비해 ^{137}Cs 의 농축이 훨씬 빨리 일어나는 것으로 나타났다(Fig. 6c).

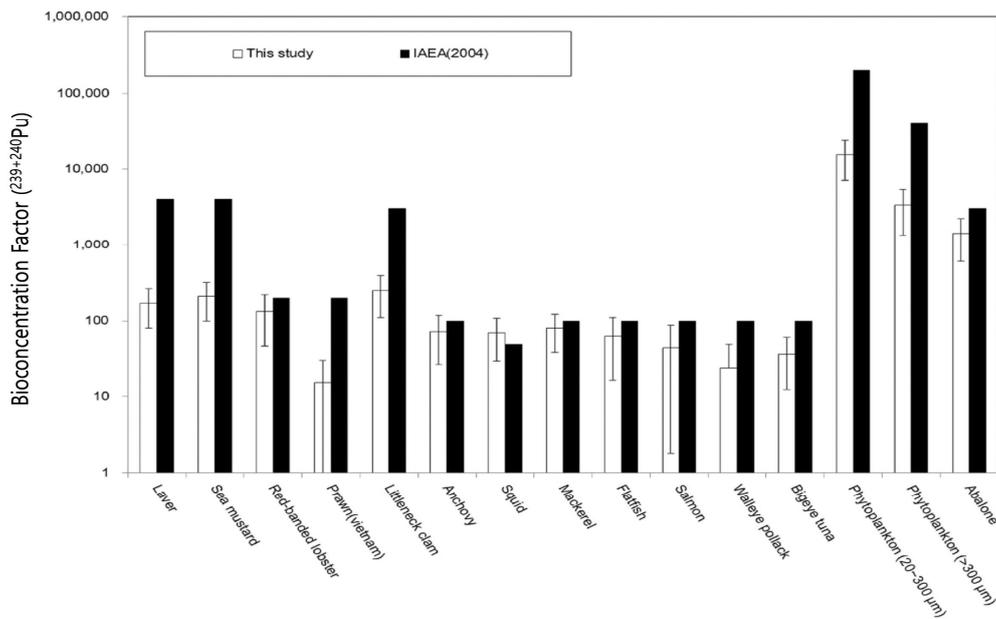


Fig. 5. The concentration factors (CF) of $^{239+240}\text{Pu}$ in marine organisms from the Korean seas compared to IAEA recommended values for organisms in similar taxonomic groups. Modified from Kim et al. (2020).

국내산 수산물 내 자연 및 인공방사능 축적 연구 현황 및 향후 연구 방향

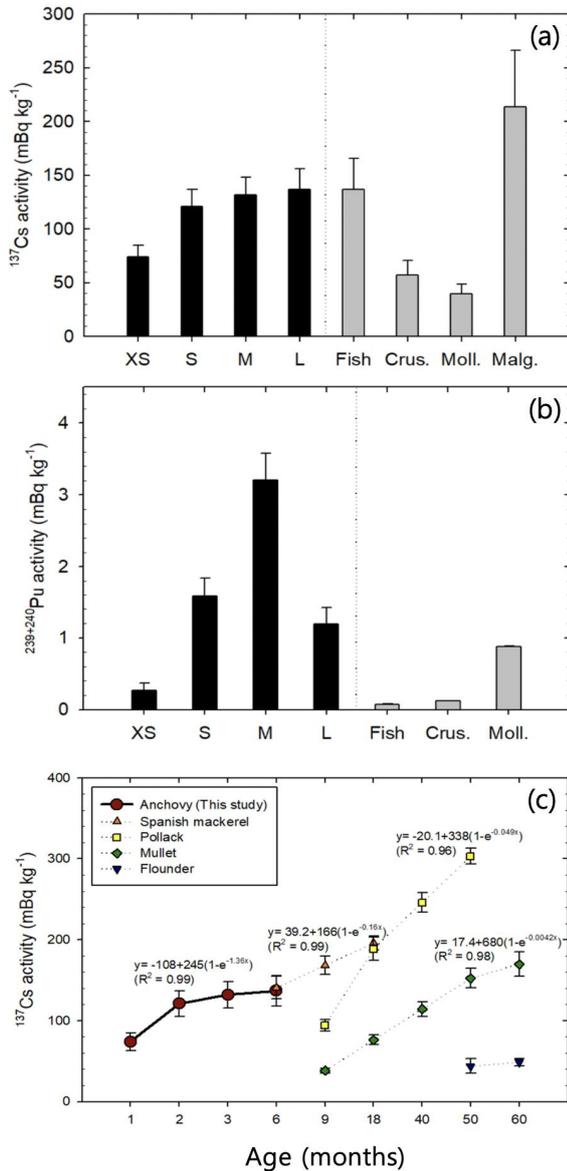


Fig. 6. Comparison of (a) ^{137}Cs (mBq kg⁻¹) and (b) $^{239+240}\text{Pu}$ (mBq kg⁻¹) between anchovy (black bar) and other marine organism groups (grey bar) according to body length. XS, S, M, and L denote anchovy size of 1.6-3, 4-5, 5-6, and 6-7 cm, respectively. (c) Average ^{137}Cs activity (mBq kg⁻¹) of anchovy and other fish species by age (months) (Note that the x-axis does not represent a liner scale but is instead an arbitrary scale). Modified from Lee and Kim (2021).

또한, $^{239+240}\text{Pu}$ 의 CF가 가장 높게 나온 증멸치는 다른 어류에 비해 약 10배 이상 높게 나타났으며, IAEA 권고치 (CF=100)보다 약 1.6배 높게 나타났다. 이러한 멸치에서의 상

대적으로 효율적인(efficient) 인공방사성 핵종의 농축 양상은 원전이 다수 밀집한 한반도 남동해안에 서식하는 멸치의 회유 특성과도 밀접하게 연관되어 있을 것으로 제안하였다 (Lee and Kim, 2021; Fig. 7).

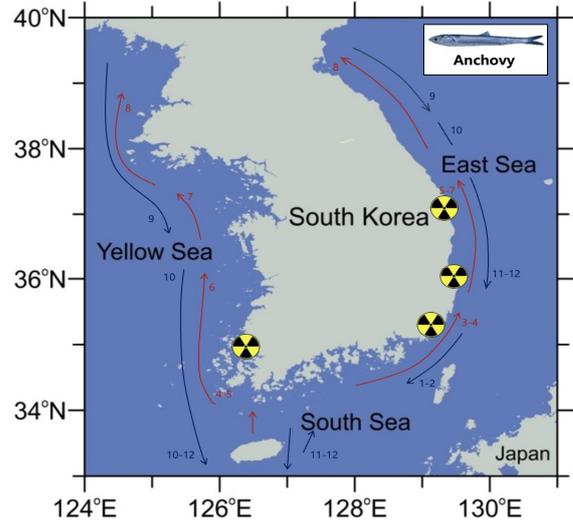


Fig. 7. The migratory path of anchovy around the Korean peninsula. Arrows denote the direction of migration and the numbers denote the time period (month) corresponding to the migration path of anchovy. Modified from Lee and Kim (2021).

앞서 Kim et al.(2017)은 자연방사성 핵종인 ^{210}Po 도 다른 어종에 비해 멸치에서 특히 높은 농도를 나타낸다고 보고 하였다. 이러한 연구결과들에서 멸치가 상대적으로 방사능이 더 많이 농축되는 내장기관을 포함한 모든 부위가 요리에 사용되는 점, 한반도 주변에서 가장 많이 어획되고(Choo and Kim, 1998) 치어 단계부터 상업적으로 유용하기에(Kang et al., 2014) 한국에서 매우 높은 경제적 가치를 지니는 어종이라는 점 등을 고려할 때, 향후 멸치 내 방사성 핵종 분포 및 농축 양상에 대한 추가적인 연구의 필요성을 함께 강조 하였다.

4. 한국인의 수산물 섭취에 따른 인공방사성 핵종의 AED 비교

앞서 소개한 연구들에서 보고된 한국인의 수산물 섭취에 따른 인공방사성 핵종의 AED를 Table 1에 나타내었다. 검토한 논문들에서 도출된 모든 AED는 ICRP가 제안한 권고한계치(1 mSv)에 비해 1/1,000~1/10,000배 낮은 수치였으며, 또한

Table 1. Reported annual effective dose (AED) (10^{-6} mSv yr⁻¹) for artificial- (¹³⁷Cs, ²³⁹⁺²⁴⁰Pu and ⁹⁰Sr) and natural (²¹⁰Po) radionuclides from recent studies by seafood consumption in Korea

	¹³⁷ Cs	²³⁹⁺²⁴⁰ Pu	⁹⁰ Sr	²¹⁰ Po	Reference
Fish	39				Lee et al. (2018)
Macroalgae	59 ± 8	13 ± 2	< 13		Kim et al. (2019)
Mollusk + Crustacean	8.2 ± 3.7	3.1 ± 2.6	6.0 ± 0.1		Kim et al. (2019)
Fishes	40 ± 20	0.4 ± 0.4	9.5 ± 1.7		Kim et al. (2019)
Macroalgae		1.8			Kim et al. (2020)
Shellfish		1.4			Kim et al. (2020)
Fish		0.7			Kim et al. (2020)
Anchovy	23 ± 2	6.0 ± 1.0			Lee and Kim (2021)
Total seafood	150 ± 40 (sum of ¹³⁷ Cs, ²³⁹⁺²⁴⁰ Pu and ⁹⁰ Sr)			1,900 ~ 189,000 (mean 9,400)	Kim et al. (2017) Kim et al. (2019)

수산물 섭취에 의한 자연방사능 핵종인 ²¹⁰Po의 AED 보다도 낮은 수치였다(Table 1). 한편, 후쿠시마 원전 사고 이후, 수산물 방사능 안전에 대한 우려가 국민들에게 확산되고 있다는 점에서 향후 지속적인 수산물 및 각종 해양환경 시료(해수, 대기 분진, 강우, 퇴적물 등) 모니터링을 통하여 잠재적 방사능 선량 평가가 필요할 것이다.

5. 향후 연구 방향

앞서 소개한 바와 같이 한국해 주변의 국내산 수산물(어류, 갑각류, 연체동물, 해조류) 및 플랑크톤 등 해양생물에 대한 인공방사성 핵종의 분포와 축적 특성에 관련한 연구들이 일부 수행되었다. 이 과정에서 한국 연구진은 처음으로 어류의 성장에 따른 인공방사능 축적을 처음 밝혀내는 성과가 있었다. 또한, 어류의 체내 부위별로 방사성 핵종 농도의 차이가 있었으며 일반적으로 근육에 비해 내장기관에서 그 농도가 더 높게 나타났다. 이러한 앞선 연구 결과들을 바탕으로 방사능 오염수의 태평양 및 한국 주변해 방류에 대비하고 수산물 안전 확보 및 국민 우려 불식을 위해 향후 필요한 연구의 방향을 다음과 같이 제안하고자 한다.

(1) 수산물(어류)에서 방사성 핵종 농축 양상 연구

앞선 연구에서는 어종을 크게 근육(살), 내장 기관, 껍질 등 한국인이 즐겨 섭취하는 부위별로 분리하여 방사성 핵종을 분석하였으나, 식용으로 사용되는 어란(fish egg)에서의

연구 결과는 전무하다. 또한, 멸치를 제외한 앞선 연구들은 근육(살) 등 어류의 섭취 가능 부위(edible part)를 사전에 분리하여 측정하였다. 하지만, 최근의 연구결과에 따르면 어류의 아가미 부위에서 방사능이 가장 많이 농축되는 것으로 보고되고 있다. 멸치 등을 이용하여 육수 및 국물을 내는 한국인의 고유 식문화에 따라 어류의 모든 부위별 방사능 농축 양상을 평가하는 연구와 더 명확한 축적 메커니즘 및 축적 경로 등을 파악하기 위해서는 추가 연구가 필요할 것으로 생각된다. 특히, 멸치의 경우 다른 어류의 먹이가 되므로, 인공방사성 핵종이 먹이망(food-web)에 의해 축적되는 양상 역시 연구가 필요하다. 예를 들면, 멸치를 먹이생물로 이용하는 연근해 어종(고등어 등)에 인공방사능의 축적 연구가 필요하다.

또한, 해마다 증가하고 있는 극동아시아 해역의 추가 원전 사고 발생 가능성 및 후쿠시마 오염수의 북태평양 방류에 대비하여 해수 및 수산물에서의 향후 방사능 오염 수준 예측 및 대응을 위해 배경농도 데이터베이스 구축 역시 필요하다.

(2) 수산물 내 인공방사능 해독 기작 연구

Lee and Kim(2021)에 따르면 멸치의 성체(대멸치)에서 Pu가 감소한 이유를 어종의 성장에 따른 내 자체 해독 능력의 성장일 수 있음을 제안하였다. 기존의 중금속 등의 생물농축에서 어류의 해독기작은 주로 간에서 이루어지며, 다양한 오염물질의 대사 및 흡수에 관여한다고 알려져 있다. 하지

만 방사능이 어류에 미치는 생물학적 독성부터 어류 내 핵종 독기작에 대한 방사성 핵종 배출에 관한 연구까지 거의 알려지지 않았으며 향후 관련 연구가 필요할 것으로 보인다.

(3) 국내산 수산물에서 높은 Pu 기원 및 농축 양상 연구

$^{239+240}\text{Pu}$ 의 경우, 가자미/넙치의 외부 노출은 회색 송어보다 약 10^5 배 높게 나타났으며, 이 결과는 퇴적물로부터의 감마선 외부폭이 저서생물의 인공방사능 유입에 중요한 기원일 수 있음을 제안한다(Lee and Lee, 2016). 또한, Kim et al. (2019)는 $^{239+240}\text{Pu}$ 의 CF가 굴, 전복 등 저서 환경에서 서식하는 연체동물에서 IAEA 권고치보다 약 2배 가까이 높은 것으로 나타났다. 또한, 어류 중 멸치 성체에서도 $^{239+240}\text{Pu}$ 의 CF가 다른 어류에 비해 수 배 이상 높게(CF~148) 나타났으며, IAEA 권고치(CF=100)보다 약 1.6배 높게 나타나기도 하였다(Lee and Kim, 2021). 이러한 앞선 연구들의 결과를 고려해볼 때, 한국 주변해에 서식하는 해양생물을 대상으로 높은 Pu 기원 및 농축 양상에 대한 심도 있는 추가적인 연구가 필요할 것으로 보인다.

(4) 방사능 핵종의 해양생물 및 인체 위해성 평가

국내 다수의 기관으로부터 환경 시료(해수, 대기분진, 강우, 퇴적물)를 대상으로 매년 정기조사를 통해 인공방사능 핵종의 농도 모니터링을 수행 중에 있다. 그러나 한반도 내 방사능 오염에 대한 우려가 증가함에도 불구하고 상대적으로 이러한 방사능 핵종의 노출에 따른 생물체 내 위해성에 대한 연구는 상대적으로 많이 부족하다. 따라서 방사능 안전에 대한 국민 우려 불식을 위해 방사능의 위해성 평가에 대한 심도 있는 연구가 필요하다.

(5) 국내 실정에 맞는 수산물 방사능 기준치 확립 연구

기준의 한국으로 수입되는 수산물의 방사능 허용(농도) 기준치는 IAEA의 권고치를 따르고 있으나, 이 권고치는 매우 제한된 과거의 연구에서 수집된 추정치이다. 그러나 최근 연구에서 해양생물의 방사능 핵종 농축은 아주 다양한 환경 요인(원전 시설 분포 등 주변 환경 조건, 서식지, 회유 특성, 수산물 내 자체 해독 능력)에 의해 영향 받을 수 있음을 함께 고려할 필요가 있다고 언급하였다(Kim et al., 2019). 이에 몇몇 국가들은 자체로 선량 기준을 개발 및 도입하였다. 예를 들면, 미국 에너지부(United States Department of Energy, US DOE)는 수산생물 및 육상식물을 보호하기 위하여 선량 한도를 10 mGy d^{-1} (3.65 Gy y^{-1})로 제안하였다(Singhal et al., 2009). 이러한 국제적 노력에 발맞춰 우리나라 또한 국내 실정에 맞는 수산 및 육상생물의 보호를 위한 선량 기준을 개발할 필요가 있다. 마지막으로, 동아시아 해역으로도 연구

범위를 확장하여 한·중·일 연안의 NPP 주변 해역을 회유하는 어종들을 더 찾아 국제 공동 모니터링, 공동 연구, 공동 관리에 대한 노력이 필요할 것으로 생각된다.

사 사

이 논문은 한국해양과학기술원(KIOST)의 주요연구사업 “생지화학 순환 및 해양환경변동 연구” (PE99912)의 연구비 지원을 받아 작성되었습니다. 본 논문의 완성도를 높이기 위한 좋은 지적과 제안을 해주신 3인의 익명의 심사자 분들께 감사의 말씀을 드립니다. 또한, 이 논문 작성에 도움을 주신 김석현 박사님, 이현미 연구원, 이재은 연구원에게도 감사의 말씀을 드립니다.

Reference

- [1] Aoyama, M., Y. Hamajima, M. Hult, M. Uematsu, E. Oka, D. Tsumune, and Y. Kumamoto(2015), 134Cs and 137Cs in the North Pacific Ocean derived from the march 2011 TEPCO Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident, Japan. part one: Surface pathway and vertical distributions, Journal of Oceanography, Vol. 72, No. 1, pp. 53 - 65.
- [2] Byun, M. W.(2011), Fukushima nuclear power plant accidents and food safety, Food Science and Industry, Vol. 44, No. 2, pp. 9-15.
- [3] Casacuberta, N., P. Masqué, J. Garcia-Orellana, J. Garcia-Tenorio, and K. O. Buesseler(2013), 90Sr and 89Sr in seawater off Japan as a consequence of the Fukushima Dai-ichi nuclear accident, Biogeosciences, Vol. 10, No. 6, pp. 3649-3659.
- [4] Choi, Y. H., K. H. Chung, K. J. Chun, S. R. Kim, and J. H. Lee(1991), Sr-90 Uptake by the Barley (*Hordeum vulgare* L. emend. Lamarck) and Soil-to-Plant Transfer Coefficient, Journal of Radiation Protection and Research, Vol. 16, No. 1, pp. 33-42.
- [5] Choo, H. S. and D. S. Kim(1998), The effect of variations in the Tsushima warm currents on the egg and larval transport of anchovy in the southern sea of Korea, Korean Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, Vol. 31, No. 2, pp. 226-244.
- [6] Clark, M. J. and F. B. Smith(1988), Wet and dry deposition of Chernobyl releases, Nature, Vol. 332, No. 6161, pp. 245-249.
- [7] Coyle, P., J. C. Philcox, L. C. Carey, and A. M. Rofe(2002), Metallothionein: The multipurpose protein, Cellular and Molecular Life Sciences CMLS, Vol. 59, No. 4, pp. 627-647.

- [8] De Cort, M., G. Dubois, S. D. Fridman, M. G. Germenchuk, Y. A. Izrael, A. Janssens, A. R. Jones, G. N. Kelly, E. V. Kvasnikova, I. I. Matveenko, I. M. Nazarov, Y. Pokumeiko, V. A. Sitak, E. D. Stukin, L. Y. Tabachny, Y. Tsaturov, and S. I. Avdyushin(1998), Atlas of Caesium Deposition on Europe After the Chernobyl Accident; EUR Report Nr. 16733, Office for Official Publications of the European Communities, ECSC-EEC-EAEC, Brussels-Luxembourg, pp. 1-63 (Catalogue number CG-NA-16-733-29-C).
- [9] Devell, L., S. Guntay, and D. A. Powers(1995), The Chernobyl reactor accident source term. In: Development of a Consensus View (No. NEA-CSNI-R-1995-24), Organisation for Economic Co-Operation and Development-Nuclear Energy Agency (OECD Nuclear Energy Agency, Paris).
- [10] Donaldson, L. R., A. H. Seymour, and A. E. Nevissi(1997), University of Washington's radioecological studies in the Marshall Islands, 1946-1997, Health Physics, Vol. 73, No. 1, pp. 214-222.
- [11] Hong, G. H., C. S. Chung, S. H. Lee, S. H. Kim, M. Baskaran, H. M. Lee, Y. I. Kim, D. B. Yang, and C. K. Kim(2006), Artificial radionuclides in the yellow sea: inputs and redistribution, Radioactivity in the Environment, Vol. 8, pp. 96-133.
- [12] IAEA(2004), Sediment Distribution Coefficients and Concentration Factors for Biota in Marine Environment, International Atomic Energy Agency (IAEA), Technical Report Series, No. 422.
- [13] IAEA(2021), <https://pris.iaea.org/PRIS/CountryStatistics/CountryDetails.aspx?current=KR>, International Atomic Energy Agency (IAEA).
- [14] ICRP(2007), The 2007 recommendations of the International Commission on Radiological Protection, International Commission on Radiological Protection (ICRP), Ann. ICRP, Vol. 37, No. 2-4, pp. 16-38.
- [15] Jung, J. W., J. G. Ha, D. Hahm, and M. K. Kim(2021), In-structure Response Evaluation of Shear Wall Structure via Shaking Table Tests, Journal of the Earthquake Engineering Society of Korea, Vol. 25, No. 3, pp. 129-135.
- [16] Kang, M. H., S. G. Choi, and B. K. Hwang(2014), Acoustic characteristics of Anchovy schools, and visualization of their connection with water temperature and salinity in the Southwestern Sea and the Westsouthern Sea of South Korea, Journal of the Korean Society of Fisheries and Ocean Technology, Vol. 50, No. 1, pp. 39-49.
- [17] Kim, B. D. and S. G. Yoon(2013), Changes of Nuclear Promotion Strategies in South Korea after the Fukushima Nuclear Accident, Korean Sociological Association, pp. 509-529.(http://www.ksa21.or.kr/content/lib/simpo_view.php?id=1900)
- [18] Kim, J. K.(2009), Diversity and conservation of Korean marine fishes, Korean Journal of Ichthyology, Vol. 21, No. 1, pp. 52-62.
- [19] Kim, S. H., G. H. Hong, H. M. Lee, and B. E. Cho(2017), ²¹⁰Po in the marine biota of Korean coastal waters and the effective dose from seafood consumption, Journal of Environmental Radioactivity, Vol. 174, pp. 30-37.
- [20] Kim, S. H., H. M. Lee, S. H. Lee, and I. T. Kim(2019), Distribution and accumulation of artificial radionuclides in marine products around Korean Peninsula, Marine Pollution Bulletin, Vol. 146, pp. 521-531.
- [21] Kim, S. H., S. H. Lee, H. M. Lee, and G. H. Hong(2020), Distribution of ^{239,240}Pu in marine products from the seas around the Korean Peninsula after the Fukushima nuclear power plant accident, Journal of Environmental Radioactivity, Vol. 217, pp. 521-531.
- [22] Kobayashi, T., H. Nagai, M. Chino, and H. Kawamura(2013), Source term estimation of atmospheric release due to the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident by atmospheric and oceanic dispersion simulations, Journal of Nuclear Science and Technology, Vol. 50, No. 3, pp. 255-264.
- [23] KREI(2012), Food Supply Table. Korea Rural Economic Institute (KREI), Rep. of Korea.
- [24] KREI(2016), 2016 Food Balance Sheet (in Korean), Korea Rural Economic Institute (KREI), <http://library.krei.re.kr/pyxis-api/1/digital-files/5251e7c7-2191-4284-8f7c-5fe8eb93d0c5>.
- [25] Kwag, S. Y., Y. H. Ryu, and B. S. Ju(2020), Efficient Seismic Fragility Analysis for Large-Scale Piping System Utilizing Bayesian Approach, Applied Sciences, Vol. 10, No. 4, p. 1515.
- [26] Lee, S. H., P. P. Povinec, J. Gastaud, J. J. La Rosa, E. Wyse, and L. K. Fifield(2009), Determination of plutonium isotopes in seawater samples by Semiconductor Alpha Spectrometry, ICP-MS and AMS techniques, Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry, Vol. 282, No. 3, pp. 831-835.
- [27] Lee, D. M. and J. H. Lee(2016), Assessment of Potential Radiation Dose Rates to Marine Organisms Around the Korean Peninsula, Journal of Radiation Protection and Research, Vol. 41, No. 1, pp. 1-6.

- [28] Lee, S. H., J. S. Oh, K. B. Lee, J. M. Lee, S. H. Hwang, M. K. Lee, E. H. Kwon, C. S. Kim, I. H. Choi, I. Y. Yeo, J. Y. Yoon, and J. M. Im(2018), Evaluation of abundance of artificial radionuclides in food products in South Korea and sources, *Journal of Environmental Radioactivity*, Vol. 184, pp. 46-52.
- [29] Lee, H. S. and I. T. Kim(2021), Accumulations of artificial radionuclides ^{137}Cs and $^{239+240}\text{Pu}$ in anchovy from the Korean seas, *Radioprotection*.
- [30] Miki, S., K. Fujimoto, Y. Shigenobu, D. Ambe, H. Kaeriyama, K. Takagi, T. Ono, T. Watanabe, H. Sugisaki, and T. Morita (2017), Concentrations of ^{90}Sr and $^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$ activity ratios in marine fishes after the Fukushima Daiichi nuclear power plant accident, *Fisheries Oceanography*, Vol. 26, No. 2, pp. 221-233.
- [31] Miller, J. R. and R. F. Reitemeier(1963), The leaching of radiostrontium and radiocesium through soils, *Soil Science Society of America Journal*, Vol. 27, No. 2, pp. 141-144.
- [32] Park, I. S., K. S. Kim, B. C. Han, Y. J. Choung, B. Y. Gu, J. T. Han, and G. K. Kim(2021), A Study for Monitoring Soil Liquefaction Occurred by Earthquakes Using Soil Moisture Indices Derived from the Multi-temporal Landsat Satellite Imagery Acquired in Pohang, South Korea, *The Korean Association of Geographic Information Studies*, Vol. 24, No. 1, pp. 126-137.
- [33] Peirson, D. H., R. S. Cambray, P. A. Cawse, J. D. Eakins, and N. J. Pattenden(1982), Environmental radioactivity in Cumbria, *Nature*, Vol. 300, No. 5887, pp. 27-31.
- [34] Singhal, R. K., K. Ajay, N. Usha, and A. V. R. Reddy(2009), Evaluation of doses from ionising radiation to non-human species at Trombay, Mumbai, India, *Radiation Protection Dosimetry*, Vol. 133, No. 4, pp. 214-222.
- [35] Tsumura, A., M. Komamura, and H. Kobayashi(1984), Behavior of radioactive Sr and Cs in soils and soil-plant systems, *Nogyo Gijutsu Kenkyusho Hokoku, B: Dojo Hiryo* (ISSN 0077-4839), No. 36, pp. 57-113.
- [36] UNSCEAR(2000), Sources and Effects of Ionizing Radiation, United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR), report to the General Assembly, Sources and Effects of Ionizing Radiation, Vol. 1.

Received : 2021. 07. 07.

Revised : 2021. 07. 23.

Accepted : 2021. 08. 27.