



Original Article

금강 하구 생태계 평가를 위한 최적 환경 모니터링 시스템 구축

노준성¹ · 윤서준¹ · 이창근¹ · 권봉오² · 김종성^{2,†}

¹서울대학교 자연과학대학 지구환경과학부 및 해양연구소 대학원생
²서울대학교 자연과학대학 지구환경과학부 및 해양연구소 교수

Optimal Environmental Monitoring System for Ecosystem Assessment in the Geum River Estuary, Korea

Junsung Noh¹, Seo Joon Yoon¹, Changkeun Lee¹, Bong-Oh Kwon², and Jong Seong Khim^{2,†}

¹Ph.D student, School of Earth and Environmental Sciences & Research Institute of Oceanography, Seoul National University, Seoul 08826, Korea

²Professor, School of Earth and Environmental Sciences & Research Institute of Oceanography, Seoul National University, Seoul 08826, Korea

요 약

금강 하구는 하굿둑을 통해 담수가 비정기적으로 방류되기 때문에 수리, 유동, 퇴적 양상이 매우 불규칙하고 복잡하다. 또한, 하굿둑 인근의 주거단지 및 산업단지로부터 기인하는 하수 및 오폐수 내 유해물질에 상시 노출되어 있어 생태계도 위협받고 있다. 따라서 금강 하구 생태계의 효율적인 평가를 위한 최적의 통합 환경 모니터링 시스템의 구축이 필요하다. 본 연구에서는 금강 하구 해역에서 물리, 수질, 퇴적물 지화학 특성, 유해물질 분포 등 전반적인 해양환경에 대해 2년간 총 8회에 걸쳐 수행한 결과를 바탕으로 금강 하구 최적 모니터링 시스템을 제안하였다. 28개 정점에 대한 1차 광역 조사(2014년 12월) 결과, 금강 외측 해역 수질 및 퇴적물 일반항목에 대한 최적 조사 정점수는 평균 10개로 추출되었다(99% 신뢰구간). 대상 유해물질의(중금속, 다환방향족탄화수소, 알킬페놀) 농도 및 분포특성 분석 결과 이들 물질은 하구 내측으로부터 유입됨이 확인되었고, 외측 해역으로 갈수록 정점 간 농도 변이는 크게 줄어들었다. 집중 강우기 이전에 수행된 2-5차 조사(2015년 2, 4, 5, 6월) 결과, 대상 물질의 농도는 정점 간 변이보다 계절 간 변이가 큰 것으로 나타났다(퇴적물 알킬페놀의 경우 최대 15배). 대상 물질의 농도 분포는 매질, 지리적 위치, 그리고 계절(특히 강우 전후)에 따라 상이하게 나타났고, 알킬페놀의 경우 하구 내측 정점에서 노출된 생물들에게 치명적인 영향을 끼칠 수 있는 환경기준을 초과하기도 하였다. 집중 강우기 이후 수행된 6-8차 조사(2015년 8, 10, 12월) 결과 대상 물질의 농도는 강우기 이전과 비교 시 해수에서 증가, 퇴적물에서 급격히 감소하였다. 이 결과는 집중 강우 시기에 육상기인 유해물질이 해수로 다량 유입되고, 반면 침식으로 인해 퇴적물 내 잔류 농도는 크게 감소하였음을 시사하였다. 이상의 결과를 종합 분석할 때, 최적 환경 모니터링 설계는 1) 최소 약 10개 정점 조사, 2) 내측 정점 중점 조사, 그리고 3) 집중 강우기 전(예, 5월)과 후(예, 10월)의 정밀 비교 조사를 포함하는 것이 바람직할 것으로 판단된다.

Abstract – The input of fresh water in the Geum River Estuary occurs by the irregular discharge through the sea dike, accordingly hydrodynamics, seawater flux, and sedimentation are complex. There are potential input sources of numerous pollutants from residential and industrial areas around the estuary, which is seemingly the potential stress on coastal area both in pelagic and benthic ecosystems. In order to manage effectively the Geum River Estuary environment, it is necessary to establish an integrated monitoring system, in time and space, being reasonable in ecosystem assessment. This study aimed to propose the design of optimal environmental monitoring system by the series of 8 surveys for 2 years, based on the analyses of multiple parameters of physical, geochemical, and ecological components as well as certain land-driven pollutants. Based on the first large scale survey encompassing 28 stations in the study area, the minimum required number of monitoring locations was found to be 10, which successfully reflected the overall distribution of target parameters obtained from 28 locations in 99% confidence inter-

[†]Corresponding author: jskocean@snu.ac.kr
Junsung Noh & Seo Joon Yoon equally contributed.

val. Concentrations of target pollutants, heavy metals, polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs), and alkylphenols (APs) in the given area greatly varied, with accelerated at the inner locations close to the dike and weakened to offshore. The 2nd to 5th surveys that conducted before the rainy season (Feb., Apr., May., and Jun., 2015) revealed that rather great temporal variations of pollutants (i.e., 15-fold variation for APs), but lesser varied in space. Final set of data was obtained from the 3 surveys after the rainy season (Aug., Oct., and Dec., 2015), of which data showed increased target pollutants in water column and decreased concentrations in sediment. This result indicated that the large scale discharge of polluted freshwater to estuary influenced physio-chemical fluxes in water and sediment. Overall, the distributions of target pollutants greatly varied depending on the environment (viz., media), geographical locations, and season. Altogether, we suggest the optimal environmental monitoring system in the Geum River Estuary should consider; 1) survey a minimum of 10 locations, 2) survey enough locations in the inner estuary, and 3) survey at least twice a year, ideally before and after the rainy season.

Keywords: Geum River Estuary(금강 하구), Monitoring(모니터링), PAHs(다환방향족탄화수소), Alkylphenols(알킬페놀), Organic pollutants(유기오염물질), Marine ecosystem(해양생태계)

1. 서 론

하구는 담수와 해수가 혼합되는 전이지역으로, 지속적인 담수 유입에 의해 물리적, 지화학적, 생물학적 환경 요인의 변화가 매우 큰 지역이다. 또한 하구 생태계는 생물다양성이 매우 높으며 다른 생태계에 비해 생산성이 매우 높은 것으로 알려져 왔다(Costanza *et al.*[1993]). 하구가 제공하는 생태계 서비스의 가치는 1 ha 당 28,916 달러로 추산되었으며(Costanza *et al.*[2014]), 하구 생태계의 경제적 가치는 연간 약 10조원 이상으로 추정되었다(Kauffman[2011]). 한편, 하구역은 공업단지, 농축산업단지, 항만, 주거단지 등으로 개발 및 이용되고 있으며, 이로 인해 발생한 유기물, 오염물질 등이 유입되어 다양한 압력요인으로 작용한다(Koh *et al.*[2002]; Yoon[2003]; Naile *et al.*[2013]; Khim *et al.*[2018]). 따라서 하구의 지속가능한 이용 및 관리를 위해 선진국에서는 하구 보전 및 관리 전략을 수립하여 시행하고 있다(Imperial *et al.*[1993]).

하구 환경에서 수온, 염분, 영양염류, 부유입자농도와 같은 환경 인자는 내측에서 외측 해역까지 뚜렷한 농도 구배를 보이는데, 이는 담수 유입과 밀접한 관련이 있다(Lempage and Ingram[1986]; Craft[2007]). 중금속과 유기오염물질과 같은 유해물질은 토지이용 및 인간활동으로 인해 하구 생태계로 유입되며(Hong *et al.*[2012]; Jeon *et al.*[2017]; Lee *et al.*[2017]), 하구 생태계에 서식하는 생물은 다양한 유해물질에 직간접적으로 노출된다(Neff[1979]; Giesy and Snyder[1998]; Neff[2002]; Chen and Yen[2013]). 특히 다환방향족탄화수소(polycyclic aromatic hydrocarbons, PAHs)와 알킬페놀(alkylphenols, APs)과 같은 유기오염물질은 하구 생태계 내에서 지속성이 매우 길고 생물 체내에 축적성을 가지고 있어 관리가 필요하다. 따라서 하구를 효율적으로 관리하기 위해서는 단기 및 중장기 변화에 대한 이해가 필요하고, 이를 위해 체계적인 모니터링 시스템의 설계가 중요하다. 하구 생태계 모니터링은 많은 비용과 인력이 필요하기 때문에, 효율적인 모니터링 시스템의 설계가 필요하다. 이에 대한 구체적인 연구는 미비한 실정이다.

본 연구 지역인 금강 하구는 1990년에 완공된 하굿둑에 의해 담수 유입량이 인위적으로 조절되며, 하구 단절 이후 부영양화, 적조, 빈산소, 수산물 감소, 서식지 감소 등 생태계가 급격히 악화되고 있

다(Kim *et al.*[2000]; Kwon *et al.*[2000]; Lee *et al.*[2005]). 금강 하구 주변에는 항만, 산업단지, 축산단지, 생활하수 등 다양한 점오염원이 존재하며, 집중 강우기나 방류를 통해 육상기인 오염물질이 하구 생태계로 유입될 가능성이 있다. 금강 하구 해역은 김, 이매패류 등 양식업이 발달된 곳이고, 바닷새 및 철새의 주요 서식지로 중요하다. 따라서 금강 하구 생태계의 지속가능한 이용을 위해서는 물리 및 지화학적 환경요인과 유해물질을 지속적으로 관리하고, 생물다양성 조사가 포함된 통합 모니터링 시스템의 구축이 필요하나, 현재까지 관련 연구는 빈약한 실정이다.

본 연구에서는 금강 하구에서 광역 조사를 통해 물리 및 지화학적 환경요인과 생물학적 요인을 분석하여 모니터링을 위한 최소 정점수를 추출하고, 유기오염물질의 농도 및 시공간적 분포 특성 파악을 바탕으로 정점의 위치 및 조사 회수 등을 고려하여 최적 모니터링 시스템을 제안하고자 한다.

2. 재료 및 방법

2.1 연구지역 및 조사항목

본 연구에서는 금강 하구 및 외측 해역을 대상으로 2014-2015년에 걸쳐 총 8회 (2014년 12월, 2015년 2, 4, 5, 6, 8, 10, 12월)의 현장 조사를 실시하였다(Fig. 1). 1차 조사(2014년 12월)에서는 최소 정점 선정을 위해 광범위한 지역에 대해 조사하였고(28개 정점), 계절 및 강우기 방류 특성에 따른 차이를 해석하기 위해 2-5차 조사는 홍수기 이전에(2015년 2, 4, 5, 6월), 6-8차 조사는 홍수기 이후에(2015년 8, 10, 12월) 약 15개 정점에서 조사를 수행하였다. 본 연구에서는 해수 및 퇴적 환경을 대상으로 하여 수리, 유동, 퇴적, 수질, 생태계, 유해물질에 대한 종합적인 조사가 이루어졌다. 특별히 8회에 걸쳐 조사한 금강 하구 해역 해수 및 퇴적물 내 유기오염물질의 시공간 농도 분포 자료는 집중 강우에 따른 유기오염물질의 변동성을 파악하는데 유용하게 이용되었고(Fernandes *et al.*[1997]; Dong *et al.*[2015]), 정점은 금강 하굿둑으로부터 군산내항과 유부도 인근 해역은 하구 내측(28개 정점 기준 1-7번 정점)으로 나머지는 외측(28개 정점 기준 8-28번 정점)으로 구분하여 분석에 이용하였다. 표층 해수 시료에서는 물리적 환경(수온, 염분, 투명도), 지화학

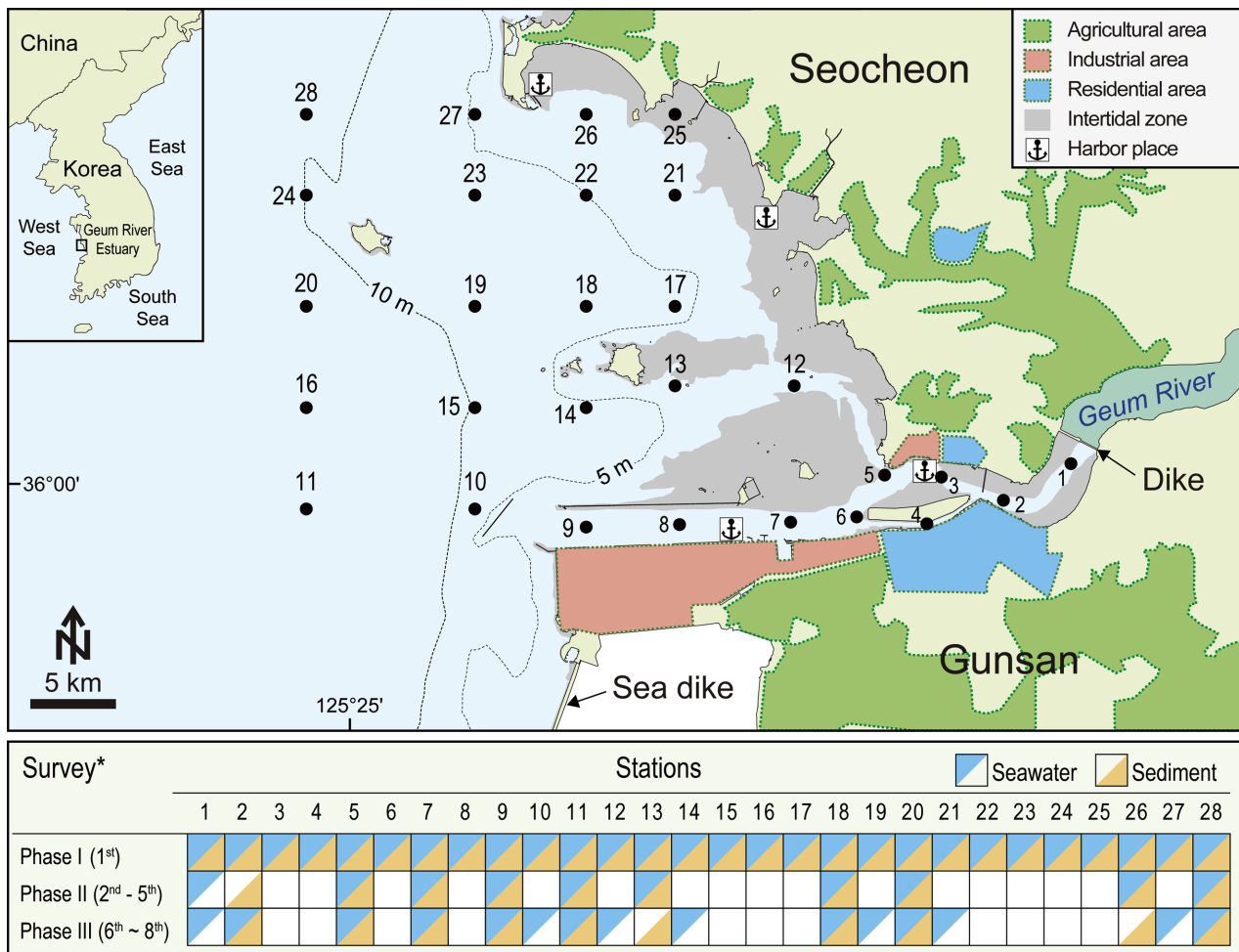


Fig. 1. Map showing the sampling stations and collected samples in Geum River Estuary, Korea (*Phase I for extensive census was conducted in at Dec., 2014, Phase II surveys (2nd to 5th) were conducted before rainy season at Feb., Apr., May., and Jun., 2015, and Phase III surveys (6th to 8th) were conducted after rainy season at Aug., Oct., and Dec., 2015).

적 환경(pH(수소이온농도), DO(용존산소), COD(화학적산소요구량), 용존 무기영양염류(NH₄⁺, NO₃⁻, NO₂⁻, PO₄³⁻, SiO₂), T-N(총 질소), T-P(총 인), 부유입자농도(SS), Chl-a(엽록소)), 및 유해 물질(중금속 8종(Cr, Ni, Cu, Zn, Cd, Pb, As, Hg), 유기오염물질(PAHs, APs))을 측정하였다. 퇴적물 시료에서는 지화학적 환경(니질 함량, 퇴적물 입도, 분급도, 강열 감량(유기물 함량)), 유해물질(중금속 8종(Cr, Ni, Cu, Zn, Cd, Pb, As, Hg), 유기오염물질(PAHs, APs)), 및 대형저서동물 군집(출현종수, 서식밀도, 생체량) 등을 조사하였다(Tables S1 and S2 of the Supplementary Materials).

2.2 시료 분석방법

2.2.1 현장시료 채집

표층 해수 시료는 선상에서 스테인리스 채수기를 이용하여 약 4 L를 채수하여 갈색 유리병에 담아 냉장상태(약 4 °C)로 12시간 내 실험실로 운반하였다. 퇴적물 시료는 Van veen grab을 이용하여 채취하여, 선상에서 표층 퇴적물(약 2 cm)을 지화학적 환경 분석을 위해 플라스틱백에 담아 냉장 보관하였고, 중금속 및 유기오염물질

분석용 시료는 약 100 g을 유리병에 채집한 후 즉시 냉동 보관 후 12시간 내에 실험실로 운반하였다.

2.2.2 물리, 지화학적 환경 측정

표층 해수 수온, 염분, pH, 용존산소는 YSI-Model Pro30를 이용하여 측정하였고, 투명도는 Secchi disk를 이용하여 현장에서 측정하였다. 화학적 산소요구량은 알칼리성 과망간산칼륨 방법으로 측정하였다(해양수산부[2013]). 용존 무기영양염류(NH₄⁺, NO₃⁻, NO₂⁻, PO₄³⁻, SiO₂), 총 질소, 총 인은 해수를 GF/F 여과지(Ø 47 mm, pore size 0.7 µm, Whatman®)로 여과한 후 분석하였고, 부유입자농도는 여과지에 남은 입자를 증류수를 이용해 수차례 염분을 제거하여 준비한 후 해양환경공정시험 방법에 따라 분석하였다(해양수산부[2013]). 퇴적물 내 니질 함량, 입도, 분급도, 강열 감량은 건조된 퇴적물 시료를 이용하여 해양환경공정시험 방법에 따라 분석하였다(해양수산부[2013]).

해수 내 Chl-a 측정을 위해 채집된 해수 약 100-200 mL를 GF/F 여과지에 여과한 후, 여과지를 90% 아세톤 용액으로 추출, 차광 상

태로 24시간 냉장보관 하였다. 추출이 완료된 시료는 시험관에 옮겨 담아 10-AU fluorometer (Turner Designs®)를 이용하여 측정하였다(Arar and Collins[1997]).

2.2.3 중금속

해수 내 중금속 8종(Cr, Ni, Cu, Zn, Cd, Pb, As, Hg)의 농도 측정을 위해 membrane 여과지(Ø 47 mm, pore size 0.45 µm, Whatman®)로 해수 약 1 L를 여과한 후 질산 10 mL을 넣은 후 분석 전 까지 보관하였다. 퇴적물 내 중금속 측정을 위해 동결건조시료를 막자를 이용하여 분쇄하였고 분말화한 시료 약 0.2 g에 질산 3 mL와 과염소산 1 mL를 첨가하여 4시간 반응시킨 후 밀봉하여 냉각하였다. 해수 및 퇴적물 내 중금속 8종 분석은 해양환경공정시험 방법에 따라 분석하였다(해양수산부[2013]).

2.2.4 유기오염물질(PAHs, APs)

해수 시료는 GF/F 필터를 이용하여 여과한 후 그 중 2 L를 LLE 추출법(liquid to liquid extraction)으로 dichloromethane (DCM)을 이용하여 3회 반복 추출하였다(Mirza *et al.*[2012]). 유기추출액은 무수황산나트륨(Sigma Aldrich, Saint Louis, USA)을 이용하여 수분을 제거하고, 실리카겔 컬럼으로 정제하여 PAHs와 APs를 분석하였다. 퇴적물 시료 내 유기오염물질 분석을 위해서 약 20 g 퇴적물을 속식렛 추출 장치를 이용해 DCM으로 추출하였다(Yoon *et al.*[2017]). 유기추출액은 활성화된 구리를 사용해 시료 내 황을 제거하였고, 해수 시료와 동일하게 실리카겔 컬럼을 이용하여 정제한 후 분석하였다. PAHs와 APs는 gas chromatography-mass selective detector (GC-MSD, Agilent Technologies, Santa Clara, CA)를 이용하여 정량하였다. 총 24 종의 PAHs (naphthalene, 2-methylnaphthalene, 1-methylnaphthalene, 1,3-dimethylnaphthalene, acenaphthylene, acenaphthalene, fluorene, 1-methylfluorene, phenanthrene, anthracene, 3-methylphenanthrene, 2-methylphenanthrene, fluoranthene, pyrene, benzo[a]anthracene, chrysene, 3-methylchrysene, benzo[b]fluoranthene, benzo[k]fluoranthene, benzo[a]pyrene, perylene, indeno[1,2,3-cd]pyrene, dibenzo[a,h]anthracene, benzo[g,h,i]perylene)와 총 6 종의 APs (4-tert-octylphenol, 4-tert-octylphenol monoethoxylate, 4-tert-octylphenol diethoxylate, iso-nonylphenol, iso-nonylphenol monoethoxylate, iso-nonylphenol diethoxylate)를 분석하였다.

실험 과정에서의 손실 여부 및 데이터의 정확성을 확보하기 위해 시료 추출 전 4개의 PAHs 대체표준물질(acenaphthene-d10, phenanthrene-d10, chrysene-d12, perylene-d12)과 1개의 APs 대체표준물질(bisphenol A-d16)을 주입하였다. 기기 분석 전에는 내부표준물질(2-fluorobiphenyl)을 주입하였고 내부표준물질에 근거하여 시료를 정량 하였다. 대체표준물질로 측정된 PAHs의 회수율은 78-110%의 범위에 평균 92%를 보였고, APs은 75%를 보였다. 또한 최소검출농도인 방법검출한계값(method detection limit)을 산출하였다. 이 때 PAHs와 APs의 방법검출한계는 화합물별로 각각 0.23-1.4 ng g⁻¹, 0.28-0.94 ng g⁻¹의 범위를 보였다.

2.2.5 저서생물 군집

대형저서동물 군집 분석을 위하여 Van veen grab을 이용하여 퇴적물 시료를 정점 당 2회 채취하였다. 채취한 퇴적물은 선상에서 체눈 크기 1 mm 규격의 체를 이용하여 체질하였다. 체 위에 걸러진 잔여물은 포르말린 고정 후 실험실로 옮겨 회수된 생물을 동정하였으며 대형저서동물 출현종수, 종별 서식 밀도, 및 생체량 등을 분석하였다.

2.3 통계분석

환경인자(수온, 염분, 용존산소, 부유입자농도, 니질 함량, 강열감량)와 유기오염물질(PAHs, APs)의 상관성을 파악하기 위해 상관분석(Pearson's correlation analysis)을 실시하였다. PAHs, APs 농도와 해수 환경인자(수온, 염분, 용존산소, 부유 입자농도) 및 퇴적물 환경인자(니질 함량, 강열 함량)의 상관계수를 산출하였다. pH의 경우 시공간적으로 큰 차이를 보이지 않았기에 사전에 분석에서 제외하였다. 집중 강우기 전후 차이, 금강 하구 내외측 조사 정점 간 해수 및 퇴적물 내 PAHs 와 APs 농도 차이 비교를 위해 T-검정을 수행하여 p<0.01, p<0.05 수준에서 유의성을 검정하였다. 모든 통계 분석은 SPSS 23.0 (IBM Corp., Chicago, USA) 프로그램을 이용하여 수행하였다.

2.4 최소 정점 개수 추출

모니터링 항목별 최소 정점 개수 추출은 1차 광역 조사 자료를 분석을 통해 수행하였다. 총 28개 정점들의 값을 모집단(참값)으로 가정하였으며, 난수표를 이용하여 무작위로 선택된 정점들의 반복 구를 표본집단별(최소 표본 3개 정점, 최대 표본 28개 정점)로 생성하여 각각의 최대, 최소, 평균값을 산출하였다(Hastings [1970]). 그리고 모집단의 평균을 기준으로 95%, 99%의 신뢰 구간에 포함되는 최소 정점 개수를 추출하였으며, 표본집단별로 표준 오차의 최대, 최소, 평균값을 각각 100%로 설정하고 오차범위가 평균의 5%, 10%, 25% 내에 들어오는 최소 정점 개수를 추출하였다. 추출된 정점 개수에 대한 대표 정점의 위치 선정을 위해 모집단의 정점들을(n=28) 인접한 정점들로 묶어 추출된 개수만큼 그룹으로 나누었다. 그리고 그룹별 정점들의 평균을 구한 후, 이 평균값과 가장 가까운 정점을 대표 정점으로 선정하였다. 추가적으로 해수 및 퇴적물 환경 내 PAHs, APs 농도 분포를 시각적으로 확인하기 위해 Surfer 8 (Golden Software, Inc., Colorado, USA) 프로그램을 이용하여 지도화하였다.

3. 결과 및 고찰

3.1 모니터링 항목별 최소 정점 개수 추출

3.1.1 해수 환경

해수 내 물리적 환경(수온, 염분, 투명도)의 최소 정점 개수는 99% 신뢰구간에서 12-17개로 추출되었으며, 표준 오차 25% 범위 내에서는 14-18개로 추출되었다(Table 1, Fig. 2). 표준 오차 5% 내

Table 1. Mean of environmental parameters and the number of minimum monitoring points in seawater, Geum River Estuary

Objectives	Total mean (n = 28)	Subsampled stations									
		Confidential interval				Standard error					
		95%		99%		<25%		<10%		<5%	
mean	(n)	mean	(n)	mean	(n)	mean	(n)	mean	(n)		
<i>Physical parameters</i>											
Temperature (°C)	5.5	5.5	18	5.5	17	0.3	14	0.3	24	0.2	27
Salinity (psu)	29.7	29.4	19	29.9	14	1.0	17	0.8	25	0.9	28
Transparency	0.4	0.5	17	0.5	12	0.1	18	0.1	25	0.1	27
<i>Geochemical parameters</i>											
pH	8.1	8.1	17	8.1	14	0.0	11	0.0	23	0.0	26
DO (mg L ⁻¹)	10.4	10.5	19	10.4	14	0.2	12	0.1	20	0.1	23
COD (mg L ⁻¹)	4.1	4.0	16	4.1	13	0.5	15	0.4	26	0.4	26
NH ₄ ⁺ (μg L ⁻¹)	33.2	31.9	19	31.6	11	28.0	20	26.1	26	26.6	28
NO ₃ ⁻ (μg L ⁻¹)	160.5	152.8	19	153.4	12	37.0	20	31.8	27	32.4	28
NO ₂ ⁻ (μg L ⁻¹)	8.9	8.5	19	9.3	14	1.9	14	1.4	23	1.3	28
T-N (μg L ⁻¹)	706.3	686.2	19	726.8	14	101.7	14	75.2	22	70.0	26
PO ₄ ⁻ (μg L ⁻¹)	23.6	23.6	17	23.7	12	1.0	26	1.0	27	1.0	27
T-P (μg L ⁻¹)	39.8	39.8	17	39.7	13	1.1	15	0.9	25	0.9	28
SiO ₂ (μg L ⁻¹)	775.1	747.4	17	759.9	13	66.4	15	54.2	27	54.7	28
SS (mg L ⁻¹)	49.5	48.9	16	50.1	14	6.3	16	5.0	26	5.0	26
Chl- <i>a</i> (μg L ⁻¹)	0.9	0.8	17	0.8	12	0.1	17	0.1	28	0.1	28
<i>Heavy metals</i>											
Cr (μg L ⁻¹)	0.02	0.02	16	0.02	10	0.0	24	0.0	28	0.0	28
Ni (μg L ⁻¹)	0.4	0.4	17	0.4	15	0.0	15	0.0	25	0.0	27
Cu (μg L ⁻¹)	0.6	0.5	19	0.5	13	0.1	18	0.1	25	0.1	27
Zn (μg L ⁻¹)	39.0	36.5	15	37.8	12	7.0	15	5.5	26	5.5	26
Cd (μg L ⁻¹)	0.02	0.02	13	0.02	12	0.0	27	0.0	27	0.0	27
Pb (μg L ⁻¹)	0.1	0.1	16	0.1	15	0.0	15	0.0	24	0.0	27
As (μg L ⁻¹)	0.3	0.3	11	0.3	11	0.1	13	0.0	21	0.0	27
Hg (ng L ⁻¹)	0.4	0.4	15	0.4	12	0.0	12	0.0	26	0.0	27
<i>Organic pollutants</i>											
PAHs (ng L ⁻¹)	90.9	87.1	14	94.7	11	9.2	28	9.2	28	9.2	28
APs (ng L ⁻¹)	141.7	136.4	14	152.7	9	26.0	28	26.0	28	26.0	28

추출된 정점 수에 비해 25% 내에서 추출된 정점 수는 9-13개가 감소했으며, 이는 정점 간 측정값들의 변화가 크지 않음을 시사하였다. 따라서 물리적 환경을 모니터링 하기 위한 최소 정점 규모는 14개 내외로 판단된다.

해수 내 지화학적 환경(pH, DO, COD, 무기 영양염류, T-N, T-P, SS, Chl-*a*)의 최소 정점 개수는 99% 신뢰구간에서 11-14개로 추출되었으며, 표준 오차 25% 범위 내에서는 11-26개의 정점이 추출되었다. 대부분의 항목에서 표준 오차 5% 내 추출된 정점 수는 25% 내에서 추출된 정점 수 보다 11-15개 감소했으나, NH₄⁺, NO₃⁻, PO₄³⁻, 항목에서는 비교적 적은 수의 정점(NH₄⁺, NO₃⁻ 각 8개, PO₄³⁻ 1개)만이 축소되었다. 이는 해당 3개 항목에서 정점 간 편차가 크기 때문이다(Table S1). 대부분의 해수 내 화학 환경 요인에서 비슷한 수준의 최소 정점 개수가 추출되었고 규모는 11개 내외로 판단된다.

해수 내 중금속(Cr, Ni, Cu, Zn, Cd, Pb, As, Hg)의 최소 정점 개수는 99% 신뢰구간에서 10-15개 추출되었고, 표준 오차(25% 범위 내)를 고려하였을 때 12-27개가 적절한 정점 수로 추출되었다. 표

준 오차 5%에 비해 25% 내에서 추출된 정점 수는 9-15개가 감소되었으나 Cr과 Cd은 각각 4, 0개만이 감소하였다. 이는 해수 내 Cr, Cd의 평균적인 농도가 매우 낮았기 때문에 정점 간의 미비한 차이임에도 큰 오차로 나타났기 때문이다(Table S1). 전반적으로 금강 하구 해수 내 중금속을 모니터링 하기 위한 최적 정점 규모는 10개 이상은 되어야 하는 것으로 판단된다.

반면, 유기오염물질(PAHs, APs)의 경우 99% 신뢰구간에서 정점 개수가 PAHs 11개, APs 9개로 감소했으나, 표준 오차(5%, 10%, 25%) 내 추출된 정점들은 감소하지 않고 모두 동일하게 28개가 추출되었다. 이는 정점 간의 유기오염물질 농도의 편차가 매우 크기 때문이다. 이를 확인하기 위해 모집단 28개 정점과 95%, 99% 신뢰구간 내에서 추출된 정점들 간(각각 14개, 11개로 설정)의 농도 분포가 모집단과 비슷한 경향을 나타내는지 공간 내 지도화하여 비교하였다(Fig. 4). 금강 하구 해수 내 유기오염물질의 공간 분포를 확인한 결과, 내측 정점의 유기오염물질 농도가 외측 정점 보다 평균 2-3배 가량 높은 것으로 나타났다. 감소된 정점의 유기오염물질

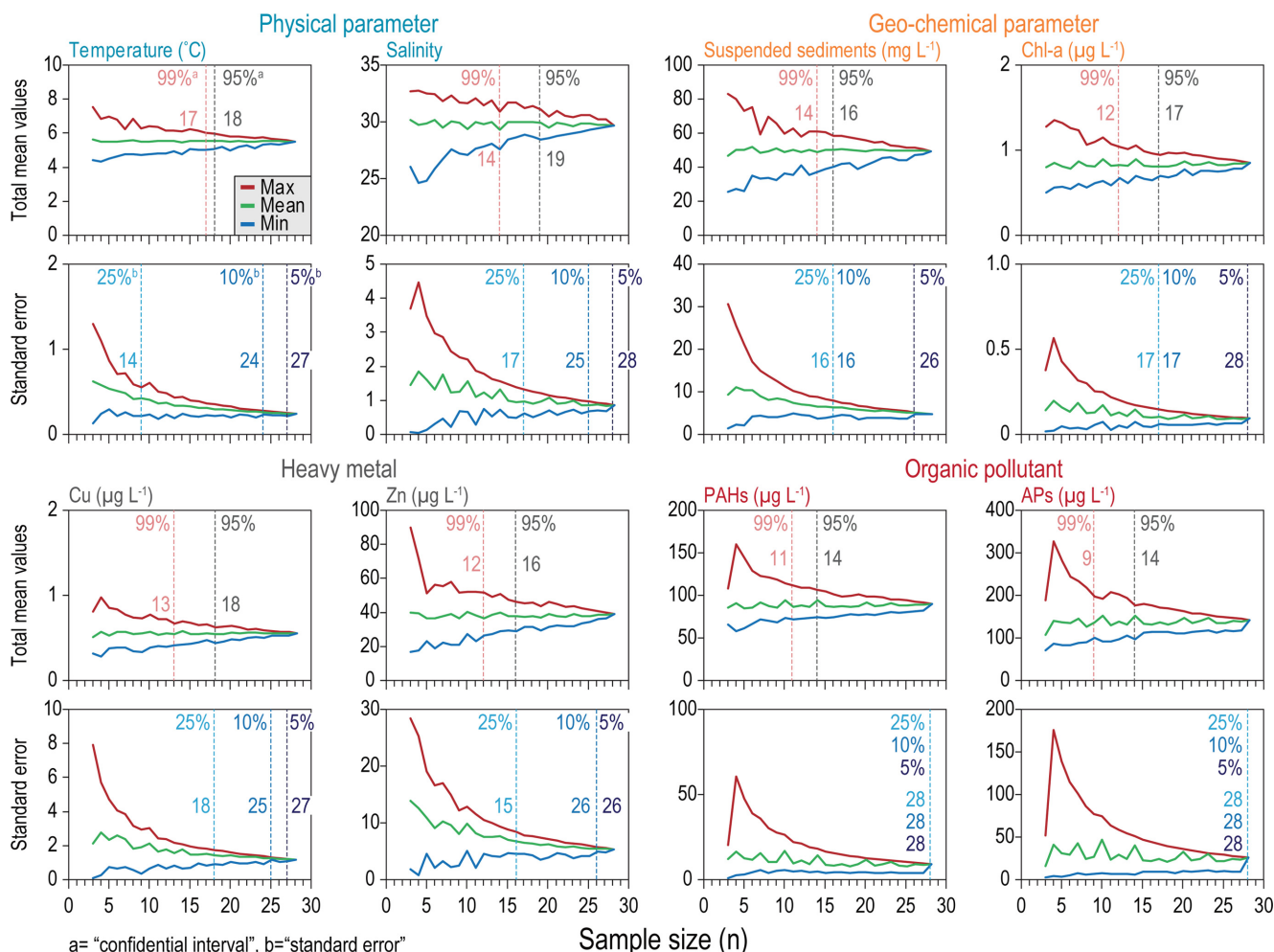


Fig. 2. The determination of minimum monitoring points for physical parameter, geochemical parameter, heavy metal, and organic pollutant in seawater, Geum River Estuary. The stations were selected in 99% and 95% of confidential intervals and 25%, 10% and 5% of standard error.

공간 분포는 모집단의 농도 분포와 비슷한 양상을 보였지만 상대적으로 내측 정점에서의 높은 농도 분포 경향은 확인할 수 없었다. 전반적으로 금강 하구 내 유기오염물질에 대한 추가적인 연구가 필요하다고 판단되어 1-8차 조사 자료를 통해 PAHs와 APs의 시공간 농도 분포 특성을 추가적으로 분석하였다.

3.1.2 퇴적물 환경

퇴적물 내 지화학적 환경(니질 함량, 입도, 분급도, 강열 감량)의 최소 정점 개수는 99% 신뢰구간에서 9-12개가 추출되었으며, 표준 오차 25% 범위 내에서는 9-12개가 추출되었다(Table 2, Fig. 3). 표준 오차 5% 내 추출된 정점들에 비해 25% 내에서 추출된 정점들은 10-13개가 줄어들었으며, 이는 정점 간 측정값들의 범위가 크지 않음을 나타낸다. 따라서 퇴적물 내 지화학적 환경을 모니터링 하기 위한 최소 정점 개수는 9개 내외로 판단된다.

퇴적물 내 중금속 8종(Cr, Ni, Cu, Zn, Cd, Pb, As, Hg)의 모니터링 최소 정점 개수는 99% 신뢰구간에서 12-17개가 추출되었으며, 표준 오차 25% 범위 내에서는 12-17개로 추출되었다. 표준 오

차 5% 내 추출된 정점들에 비해 25% 내에서 추출된 정점들은 9-14개가 줄어들었으며, 이는 모든 중금속 항목에서 정점 간 농도의 편차가 크지 않기 때문이다(Table S2). 따라서 퇴적물 내 중금속을 모니터링 하기 위한 최소 정점 규모는 12개 내외로 판단된다.

퇴적물 내 유기오염물질(PAHs, APs) 항목들의 경우 99% 신뢰구간에서 10-12개가 추출되었으며, 표준 오차 25% 범위 내에서는 11-15개 정점이 추출되었다. 표준 오차 5% 내 추출된 정점들에 비해 25% 내에서 추출된 정점들은 13, 16개가 줄어들었으며, 정점 간 농도의 편차가 크지 않음을 알 수 있다. 공간 분포 지도상에서 상대적으로 해수에 비해 농도 차이가 크지 않았지만 하구역 내측에서 전반적으로 높은 농도를 확인하였다(Fig. 4). 95%, 99% 신뢰구간 내 감소된 정점들에서는 모집단의 참값에 가까운 농도분포를 보였다.

퇴적물 내 대형저서동물 군집(출현종수, 서식밀도, 생체량)의 최소 정점 개수는 99% 신뢰구간에서 9-18개가 추출되었으며, 표준 오차 25% 범위 내에서는 10-20개가 추출되었다. 표준 오차 5% 내 추출된 정점들에 비해 25% 내에서 추출된 정점 개수는 출현 종수, 서식밀도에서 각각 11, 15개가 감소하였고 생체량은 6개가 감소하

Table 2. Mean of environmental parameters and the number of minimum monitoring points in sediment, Geum River Estuary

Objectives	Total mean (n = 28)	Subsampled stations									
		Confidential interval				Standard error					
		95%		99%		<25%		<10%		<5%	
mean	(n)	mean	(n)	mean	(n)	mean	(n)	mean	(n)		
<i>Geochemical parameters</i>											
Loss on ignition (%)	2.6	2.6	15	2.6	9	0.3	12	0.3	21	0.4	24
Mud contents (%)	30.0	29.4	14	30.0	11	8.2	12	7.0	18	6.2	22
Mean grain size (ϕ)	3.9	3.9	13	3.9	10	0.5	12	0.5	18	0.4	25
Degree of sorting (ϕ)	2.2	2.1	14	2.2	12	0.4	9	0.3	17	0.3	20
<i>Heavy metals</i>											
Cr (mg kg ⁻¹ dw)	33.8	32.3	15	33.2	12	5.2	12	4.5	17	3.7	26
Ni (mg kg ⁻¹ dw)	12.5	11.7	15	12.1	12	2.2	12	1.8	21	1.6	26
Cu (mg kg ⁻¹ dw)	7.7	7.0	17	7.1	12	1.8	15	1.5	26	1.5	27
Zn (mg kg ⁻¹ dw)	39.0	36.5	15	37.8	12	7.0	15	5.5	26	5.5	26
Cd (mg kg ⁻¹ dw)	0.1	0.1	17	0.1	12	0.0	15	0.0	26	0.0	27
Pb (mg kg ⁻¹ dw)	16.1	16.1	17	15.9	14	1.8	14	1.6	18	1.4	26
As (mg kg ⁻¹ dw)	1.8	1.7	19	1.7	17	0.2	17	0.2	20	0.2	26
Hg (μ g kg ⁻¹ dw)	2.9	2.9	18	2.9	15	0.2	13	0.2	19	0.2	25
<i>Organic pollutants</i>											
PAHs (ng g ⁻¹ dw)	35.5	38.3	16	32.7	10	8.1	15	6.9	26	6.8	28
APs (ng g ⁻¹ dw)	8.3	7.8	14	8.3	12	2.1	11	1.4	24	1.3	27
<i>Benthic community</i>											
Number of species	24.2	24.4	19	24.0	15	3.0	14	2.4	21	2.2	25
Density (ind. m ⁻²)	809.8	817.9	18	817.9	18	159.8	10	110.3	21	102.8	25
Biomass (g m ⁻²)	113.5	83.3	15	99.7	9	31.5	20	27.9	25	27.5	26

였다. 저서동물 군집의 생체량은 일반적으로 공간적인 편차가 큰 것을 고려하였을 때, 퇴적물 내 저서동물군집을 모니터링 하기 위한 최소 정점 규모는 10개 내외로 판단된다.

3.2 오염물질 분포 특성

3.2.1 해수 다환방향족탄화수소(PAHs)

금강 하구 해수 내 PAHs 농도의 시공간 분포는 뚜렷한 차이를 보였다. 1차 조사(2014년 12월, 28개 정점)의 해수 내 PAHs 농도는 53.0-316 ng L⁻¹의 범위에 평균 90.9 ng L⁻¹의 값을 보였다(Fig. S1). 하구 내측 1번 정점에서 최고, 외측 28번 정점에서 최저 농도가 측정되었다. 전반적으로 하구 내측 정점(1-7번)에서 높은 농도(평균 136 ng L⁻¹)를 보였으며, 나머지 정점(8-28번)에서는 상대적으로 낮은 농도(평균 76 ng L⁻¹)를 보였다(Fig. 5). 2-5차 조사(2015년 2, 4, 5, 6월, 10개 정점)의 해수 내 PAHs 농도는 7.37-119 ng L⁻¹의 범위를 보였다(Fig. S2). 월별 평균 농도는 각각 21.1, 16.2, 33.4, 70.3 ng L⁻¹로 측정되었으며, 2, 4, 5월에 비해 6월에 상대적으로 높은 농도를 보였지만 1차 조사에 비해 낮은 농도 수준이었다.

2-5차 조사에서도 하구 내측 정점(1-7번, 평균 45 ng L⁻¹)에서 외측 정점(8-28번, 평균 31 ng L⁻¹)에 비해 상대적으로 높은 농도가 측정되었다. 6-8차 조사(2015년 8, 10, 12월, 15개 정점)의 해수 내 PAHs 농도는 29.9-187 ng L⁻¹의 범위를 보였다(Fig. S3). 1-5차 조사와 동일하게 하구 내측 정점(평균 100 ng L⁻¹)에서 외측 정점(평

균 74 ng L⁻¹)에 비해 상대적으로 높은 농도가 측정되었으며, 월별로는 각각 평균 73.9, 122, 45.5 ng L⁻¹의 값을 보였다. 본 연구 기간에 금강하구 해수에서 측정된 PAHs 농도는 1차조사 1번 정점을 제외하고 모든 시기, 모든 정점에서 200 ng L⁻¹이내로 기준에 보고된 국내 주요 하구에서의 오염 수준에 비하면 낮은 것으로 나타났다(Choi *et al.*[2010]; Hong *et al.*[2016]).

해수 내 PAHs의 농도와 수질항목과의 상관분석 결과 계절적으로 수온과 8월과 12월에 유의미한 상관관계를 보였다($p < 0.01$) (Table 3). 염분은 3, 8차 조사를 제외하고 모든 조사에서 유의미한 음의 상관관계를 보였다. 용존산소의 경우, 1, 4, 6차 조사에서는 유의미한 음의 상관관계($p < 0.01$)를 보였지만, 2차조사에서는 양의 상관관계($p < 0.01$)를 보였다. 부유물질농도의 경우 계절별 상관관계가 뚜렷하지 않았지만, 전체적으로는 유의미한 양의 상관관계($p < 0.05$)를 보였다. 전반적으로 해수 내 PAHs 농도는 염분, 용존산소와 유의미한 음의 상관관계를 보였다. 결론적으로 금강 하구 해수 내 PAHs는 금강 방류수나 인근의 담수 유입에서 주로 기원하는 것으로 사료된다.

계절적으로 집중 강우기 이전(2-5차 조사) 비해 이후(6-8차 조사)에 높은 농도를 보였다($p < 0.01$). 이러한 결과는 금강 하구 해수 내 PAHs 농도는 강우나 방류에 따라 변동성이 크다는 것을 시사한다(Reddy *et al.*[2005]). 금강 하구 내측 정점들의 PAHs 농도가 외측에 비해 높은 것으로 나타났으며($p < 0.01$), 하구 내측 정점들 인근

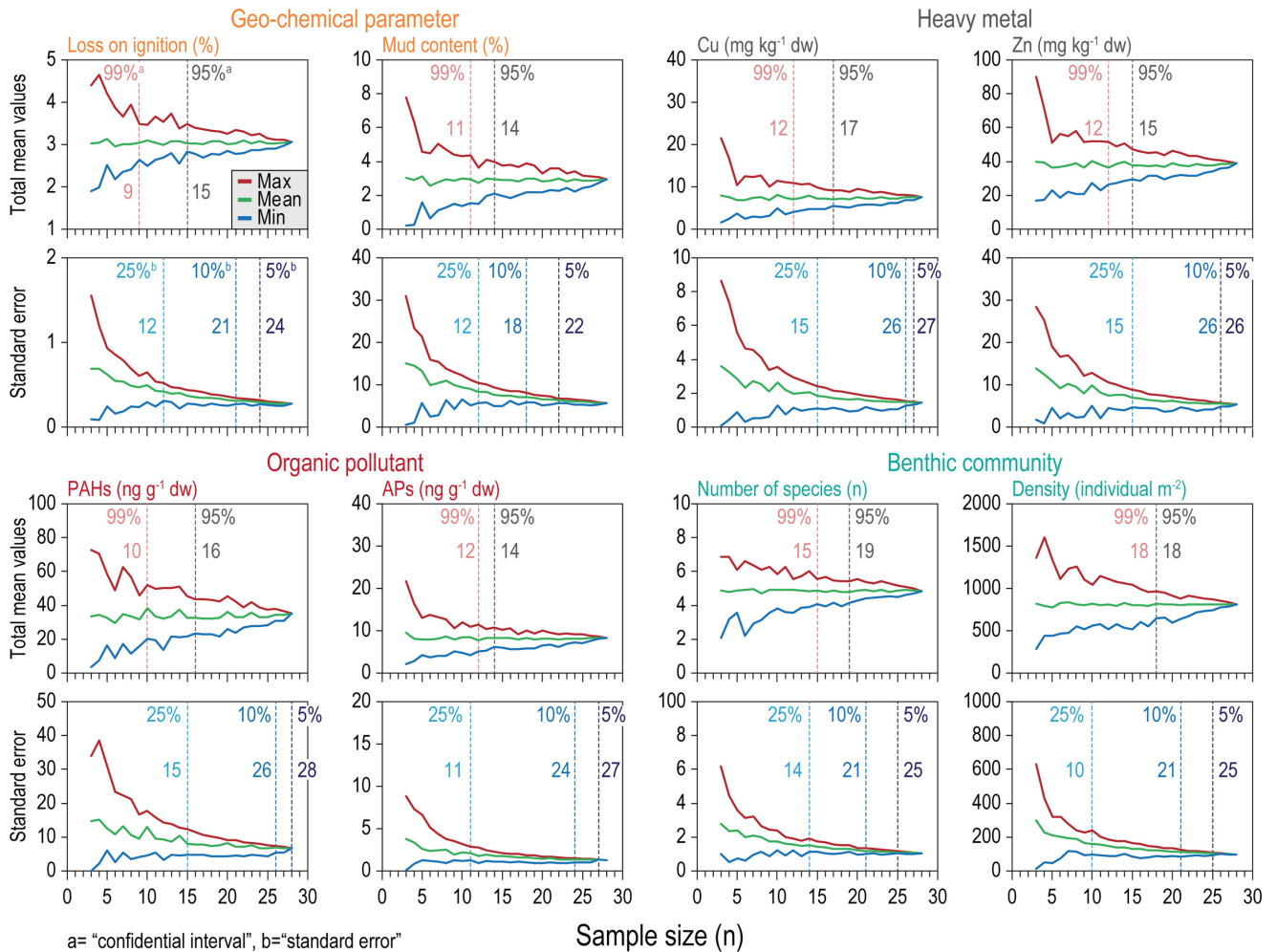


Fig. 3. The determination of minimum monitoring points for geochemical parameter, heavy metal, organic pollutant, and benthic community in sediment, Geum River Estuary. The stations were selected in 99% and 95% of confidential intervals and 25%, 10% and 5% of standard error.

에는 도시와 산업단지가 발달한 것을 고려하면 육상으로부터 직접적인 영향을 받는 것으로 사료된다. 실제로 국내 하구와 연안 중 도시와 산업단지가 발달한 해역에서는 환경 내 상대적으로 높은 농도의 PAHs가 검출되고 있다(Choi *et al.*[2010]; Hong *et al.*[2016]).

3.2.2 퇴적물 다환방향족탄화수소(PAHs)

금강 하구 퇴적물 내 PAHs 농도의 시공간 분포는 뚜렷한 차이를 보였다. 1차 조사(2014년 12월, 28개 정점)의 퇴적물 내 PAHs 농도는 2.90-153 ng g⁻¹ dw의 범위에 평균 34.3 ng g⁻¹ dw의 값을 보였다(Fig. S1). 하구 내측 2번 정점에서 최대 농도가 측정되었다. 전반적으로 하구 내측 정점(1-7번)에서 높은 농도(평균 64.0 ng g⁻¹ dw)를 보였으며, 나머지 정점(8-28번)에서는 상대적으로 낮은 농도(평균 24.0 ng g⁻¹ dw)를 보였다(Fig. 5). 2-5차 조사(2015년 2, 4, 5, 6월, 10개 정점)의 퇴적물 내 PAHs 농도는 3.11-217 ng g⁻¹ dw의 범위를 보였다(Fig. S2). 월별 평균 농도는 각각 37.3, 39.9, 78.2, 86.4 ng g⁻¹ dw로 측정되었으며, 2, 4월에 비해 5, 6월에 상대적으로 높은 농도를 보였다.

2-5차 조사에서도 하구 내측 정점(1-7번, 평균 125 ng g⁻¹ dw)에서 외측 정점(8-28번, 평균 31 ng g⁻¹ dw)에 비해 상대적으로 높은 농도가 측정되었다. 6-8차 조사(2015년 8, 10, 12월, 15개 정점)의 퇴적물 내 PAHs 농도는 2.69-104 ng g⁻¹ dw의 범위를 보였다(Fig. S3). 1-5차 조사와 동일하게 하구 내측 정점(평균 53.0 ng g⁻¹ dw)에서 외측 정점(평균 16 ng g⁻¹ dw)에 비해 상대적으로 높은 농도가 측정되었으며, 월별로는 각각 평균 21.0, 37.1, 23.3 ng g⁻¹ dw의 값을 보였다. 본 연구 기간에 금강하구 퇴적물에서 측정된 PAHs 농도는 4, 5차조사 6번정점을 제외하고 모든 시기, 모든 정점에서 200 ng g⁻¹ dw 이내로 검출되어 기존에 보고된 서해 연안 주요 하구의 퇴적물 내 PAHs 농도에 비해 낮은 것으로 나타났다(Kim *et al.*[1997]; Yim *et al.*[2007]).

퇴적물 내 PAHs의 농도와 퇴적물 일반항목과의 상관분석 결과 니질 함량과 강열 감량 모두 1, 2차 조사를 제외하고 모든 조사에서 유의미한 양의 상관관계를 보였다(p<0.01). 이러한 결과는 미세한 입자 또는 유기물에 흡착되는 PAHs의 지화학적 특성이 반영된 것으로 사료된다(Liu *et al.*[2013]; Noh *et al.*[2018]).

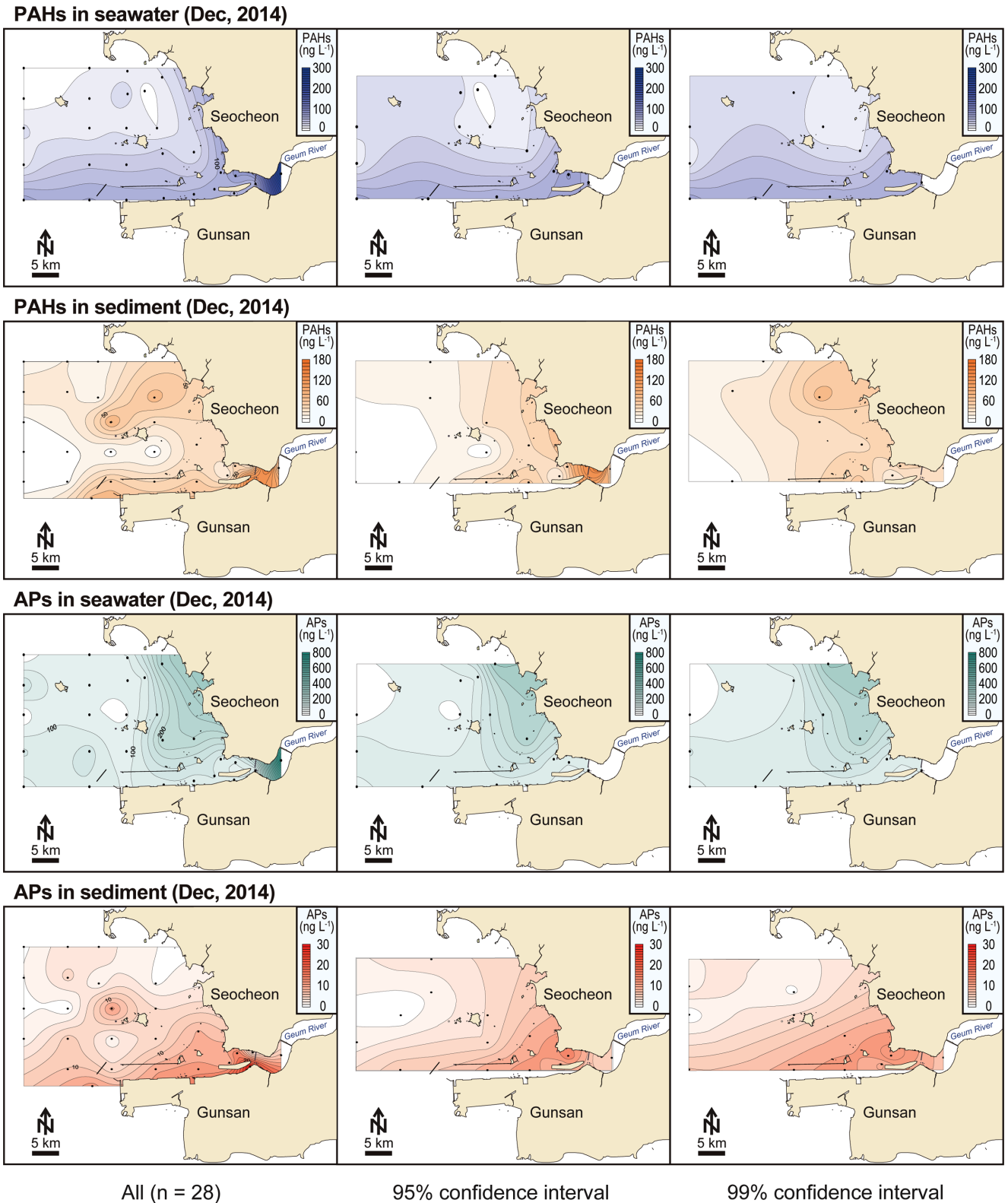


Fig. 4. The contour map showing distribution of PAHs and APs in seawater and sediment from Geum River Estuary. The optimum monitoring points were evaluated in 99% and 95% confidential intervals from 28 stations of 1st survey at Dec., 2014.

계절적으로 집중 강우기 이전(2-5차 조사)에 비해 집중 강우 이후(6-8차 조사)에 낮은 농도를 보였다($p < 0.01$). 이러한 결과는 금강

하구 퇴적물 내 PAHs 농도는 강우로 인한 새로운 토사의 유입이나 기존 토사의 침식 등에 의해 농도가 희석된다는 것을 시사한다

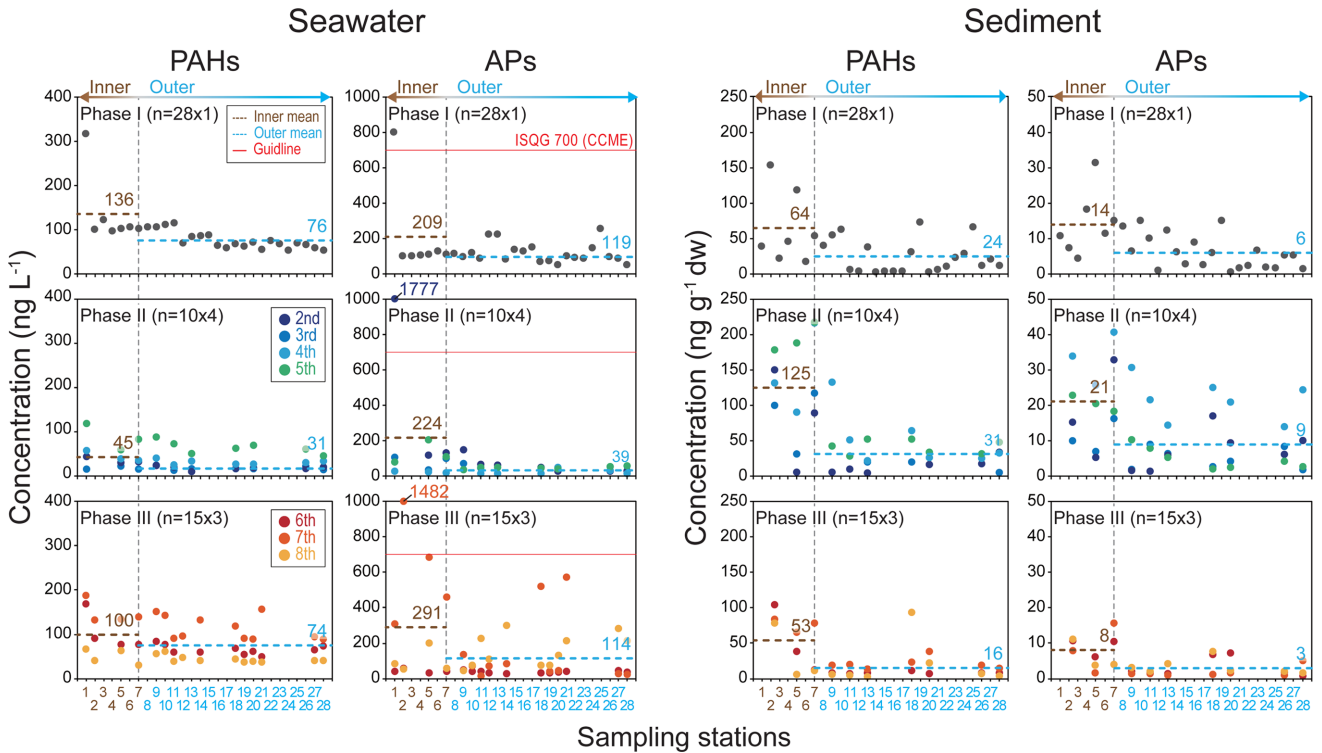


Fig. 5. Comparison of PAHs and APs concentrations for inner and outer stations in seawater and sediment of Geum River Estuary (Phase I for extensive census was conducted in at Dec., 2014, Phase II surveys (2nd to 5th) were conducted before rainy season at Feb., Apr., May., and Jun., 2015, and Phase III surveys (6th to 8th) were conducted after rainy season at Aug., Oct., and Dec., 2015).

(Liu *et al.*[2009]). 금강 하구 내측 정점의 퇴적물 내 PAHs 농도가 외측에 비해 높은 것으로 나타났으며($p < 0.01$), 하구 내측 정점 인근에는 주거단지와 산업단지가 발달한 것으로 보아 유기오염물질이 육상으로부터 기인한 것으로 사료된다. 국내 하구와 연안 지역 중 주거단지와 산업단지가 발달한 해역에서는 환경 내 상대적으로 높은 농도의 PAHs가 검출, 보고되고 있다(Kim *et al.*[1997]; Yim *et al.*[2007]).

3.2.3 해수 알킬페놀(APs)

금강 하구 해수 내 APs 농도의 시공간 분포는 뚜렷한 차이를 보였다. 1차 조사(2014년 12월, 28개 정점)의 해수 내 APs 농도는 51.2-799 ng L⁻¹의 범위에 평균 142 ng L⁻¹의 값을 보였다(Fig. S1). 하구 내측 1번 정점에서 최대 농도가 측정되었고, 그 외 정점들의 농도는 큰 차이를 보이지 않았다(Fig. 5). 전반적으로 하구 내측 정점(1-7번)에서 높은 농도(평균 209 ng L⁻¹)를 보였으며, 나머지 정점(8-28번)에서는 상대적으로 낮은 농도(평균 119 ng L⁻¹)를 보였다.

2-5차 조사(2015년 2, 4, 5, 6월, 10개 정점)의 해수 내 APs 농도는 8.91-1777 ng L⁻¹의 범위를 보였다(Fig. S2). 월별 평균 농도는 각각 240, 51.2, 19.8, 68.6 ng L⁻¹로 측정되었으며, 2월에 1번 정점에서 조사기간 중 최대 농도인 1777 ng L⁻¹의 값이 측정되었다. 2-5차 조사에서도 하구 내측 정점(1-7번, 평균 224 ng L⁻¹)에서 외측 정점(8-28번, 평균 39 ng L⁻¹)에 비해 상대적으로 높은 농도가 측정되었다. 6-8차 조사(2015년 8, 10, 12월, 15개 정점)의 해수 내 APs

농도는 16.4-1482 ng L⁻¹의 범위를 보였다(Fig. S3). 1-5차 조사와 동일하게 하구 내측 정점(평균 291 ng L⁻¹)에서 외측 정점(평균 114 ng L⁻¹)에 비해 상대적으로 높은 농도가 측정되었으며, 월별로는 각각 평균 36.6, 302, 143 ng L⁻¹의 값을 보였다. 본 연구 기간에 금강하구 해수에서 측정된 APs 농도 중 1, 2 차 조사의 1 번 정점, 7 차 조사의 3번 정점에서 캐나다 해수 환경기준(CCME[2002])을 초과하는 농도(각각 798.7, 1777, 1482 ng L⁻¹)가 검출되었다. 그러나 전반적으로는 그 외 모든 조사, 모든 정점에서 300 ng L⁻¹ 이내로 기준에 보고된 서해 연안 주요 하구 해수 내 APs 오염에 비해 낮은 것으로 나타났다(Li *et al.*[2004]; Choi *et al.*[2010]).

해수 내 APs의 농도와 수질항목과의 상관 분석 결과 계절적으로 수온과의 상관관계가 뚜렷하지 않았다(Table 3). 염분은 집중 강우기 전 1-5차 조사에서 유의미한 음의 상관관계를 보였지만($p < 0.01$), 집중 강우기 이후에는 뚜렷한 상관관계가 뚜렷하지 않았다. 용존산소의 경우, 2 차 조사에서만 유의미한 양의 상관관계($p < 0.05$)를 보였다. 부유물질농도의 경우 2 차 조사에서만 유의미한 양의 상관관계($p < 0.05$)를 보였다. 전반적으로 해수 내 APs 농도는 염분과 유의미한 음의 상관관계를 보였다. 결론적으로 금강 하구 해수 내 APs의 농도는 금강 방류수나 인근의 담수 유입에서 주로 기원하는 것으로 사료된다.

계절적으로 집중 강우기 이전(2-5차 조사)에 비해 이후(6-8차 조사)에 높은 농도를 보였다. 이러한 결과는 금강 하구 해수 내 APs 농도는 강우나 방류에 따라 변동성이 크다는 것을 시사한다(Reddy

Table 3. Correlation coefficients between organic pollutants (PAHs and APs) and environmental variables in seawater and sediment. The concentrations of PAHs and APs were measured separately in each media (seawater and sediment). Phase I for extensive census was conducted in at Dec., 2014, Phase II surveys (2nd to 5th) were conducted before rainy season at Feb., Apr., May., and Jun 2015., and Phase III surveys (6th to 8th) were conducted after rainy season at Aug., Oct., and Dec., 2015

Survey	Seawater								Sediment				
	PAHs				APs				PAHs		APs		
	Temp. (°C)	Sal. (psu)	DO (mg/L)	SS (mg/L)	Temp. (°C)	Sal. (psu)	DO (mg/L)	SS (mg/L)	MC (%)	LOI (%)	MC (%)	LOI (%)	
Phase I	Dec., 2014 (1 st)	-.400*	-.824**	.541**	-.369	-.353	-.618**	.364	.011	-.005	-.067	.046	.013
	Feb., 2015 (2 nd)	-.484	-.949**	.899**	-.086	-.362	-.819**	.676*	.003	.424	.519	.784**	.873**
	Apr., 2015 (3 rd)	.208	.059	.226	.020	.658*	-.821**	-.604	.335	.803**	.853**	.769**	.784**
Phase II	May., 2015 (4 th)	.614	-.896**	-.910**	-.089	-.111	-.069	-.095	.014	.874**	.848**	.753*	.743*
	Jun., 2015 (5 th)	.607	-.823**	-.344	-.130	.385	-.359	-.593	.227	.817**	.838**	.791**	.749**
	Sub-total	.722**	-.352*	-.556**	-.006	-.253	-.368*	.475**	-.026	.775**	.754**	.658**	.537**
Phase III	Aug., 2015 (6 th)	.728**	-.770**	-.789**	.496	.339	-.360	-.476	-.191	.899**	.933**	.435	.469
	Oct., 2015 (7 th)	-.273	-.645**	.343	.356	-.581*	-.254	-.294	.548*	.931**	.831**	.792**	.759*
	Dec., 2015 (8 th)	-.435	-.454	.182	.169	.360	.371	-.220	.124	.981**	.956**	.866**	.754*
	Sub-total	.320*	-.437**	-.454**	.241	-.179	-.189	.023	.514**	.922**	.884**	.657**	.567**
Total	.153	-.342**	-.286	.213*	-.152	-.293**	.230*	.186*	.543**	.486**	.411**	.337**	

**p<0.01, *p<0.05, DO: dissolved oxygen, SS: suspended solids, MC: mud contents, LOI: loss on ignition.

et al.[2005]). 금강 하구 내측 정점의 APs 농도가 외측에 비해 높은 것으로 나타났으며(p<0.01), 하구 내측 정점 인근에는 주거도시와 산업단지가 발달하여 APs의 전구 물질인 계면활성제가 육상으로 부터 다량 유입되고 있는 것으로 여겨진다. 또한 일부 정점에서 노출된 생물들에게 치명적인 영향을 미칠 수 있는 환경기준을 초과하는 농도가 발견되었고, 따라서 하구 내측 해수 내 APs 농도에 대한 지속적인 관리가 필요함을 시사하였다.

3.2.4 퇴적물 알킬페놀(APs)

금강 하구 퇴적물 내 APs 농도의 시공간 분포는 뚜렷한 차이를 보였다. 1차 조사(2014년 12월, 28개 정점)의 퇴적물 내 PAHs 농도는 0.58-31.4 ng g⁻¹ dw의 범위에 평균 8.09 ng g⁻¹ dw의 값을 보였다(Fig. S1). 하구 내측 5번 정점에서 최대 농도가 측정되었다. 전반적으로 하구 내측 정점(1-7번)에서 높은 농도(평균 14.0 ng g⁻¹ dw)를 보였으며, 나머지 정점(8-28번)에서는 상대적으로 낮은 농도(평균 6.0 ng g⁻¹ dw)를 보였다(Fig. 5). 2-5차 조사(2015년 2, 4, 5, 6월, 10개 정점)의 퇴적물 내 APs 농도는 1.22-40.6 ng g⁻¹ dw의 범위를 보였다(Fig. S2). 월별 평균 농도는 각각 10.3, 6.52, 24.9, 9.43 ng g⁻¹ dw로 측정되었으며, 5월에 상대적으로 높은 농도를 보였다.

2-5차 조사에서도 하구 내측 정점(1-7번, 평균 21 ng g⁻¹ dw)에서 외측 정점(8-28번, 평균 9 ng g⁻¹ dw)에 비해 상대적으로 높은 농도가 측정되었다. 6-8차 조사(2015년 8, 10, 12월, 15개 정점)의 퇴적물 내 APs 농도는 0.60-15.6 ng g⁻¹ dw의 범위를 보였다(Fig. S3). 1-5차 조사와 동일하게 하구 내측 정점(평균 8.0 ng g⁻¹ dw)에서 외측 정점(평균 3.0 ng g⁻¹ dw)에 비해 상대적으로 높은 농도가 측정되었으며, 월별로는 각각 평균 4.81, 3.71, 4.09 ng g⁻¹ dw의 값을 보였다. 본 연구 기간에 금강하구 퇴적물에서 측정된 APs 농도는 모든 시기, 모든 정점에서 40 ng g⁻¹ dw 이내로 캐나다 퇴적물 환

경기준(CCME[2001]) 1000 ng g⁻¹에 비해 매우 낮았고, 기존에 보고된 서해 연안 주요 하구 및 연안지역에서의 퇴적물 내 APs 농도 수준에 비해서도 매우 낮았다(Li et al.[2004]; Choi et al.[2007]).

퇴적물 내 APs의 농도와 퇴적물 일반항목과의 상관분석 결과 니질 함량과 강열 감량 모두 1차 조사를 제외하고 모든 조사에서 유의미한 양의 상관관계를 보였다(p<0.01, Table 3). 이러한 결과는 미세한 입자 또는 유기물에 흡착되는 APs의 지화학적 특성에 따른 것으로 이해된다(Xu et al.[2006]).

계절적으로 집중 강우기 이전(2-5차 조사) 비해 이후(6-8차 조사)에 낮은 농도를 보였다(p<0.01). 이러한 결과는 퇴적물 내 PAHs 농도 분포 특성과 동일한 원인에 의한 것으로 보이며, 따라서 APs 또한 인근 주거단지 및 산업단지에 밀접한 영향을 받는 것으로 사료된다.

3.3 최적 모니터링 시스템 설계

금강 하구 해수 및 퇴적물 내 물리적 환경, 지화학적 환경, 저서 동물 군집, 유해물질에 대한 모니터링 항목들은 95% 신뢰구간 내 축소된 정점들에서도 참값으로 가정할 28개 정점의 분포를 비교적 잘 재현하고 있는 것으로 판단되며, 이는 5%, 10%, 25% 표준 오차에 따라 줄어드는 정점들의 개수에도 불구하고 대부분 항목에서 평균의 차이가 크지 않음을 통해 알 수 있다(Table 1, 2). 따라서 금강 하구 내 해당 항목의 모니터링 정점 개수는 경제적 효율성을 고려해 볼 때 10개 내외가 적절할 것으로 판단된다.

반면, 해수 및 퇴적물 내 유기오염물질(PAHs, APs) 모니터링 항목의 경우 95%, 99% 신뢰구간 내 축소된 정점들에 대한 농도 분포의 경우 금강 하구 외측과 내측에 대한 농도 분포 차이를 반영하는 정점 설정이 중요한 것으로 판단된다. 특히 해수 내 유기오염물질의 경우 5%, 10%, 25% 모든 표준오차 구간 내에서 추출된 정점 개수는 28개로 모집단과 동일한 규모였다. 이는 모집단과 축소된

정점 간의 농도 분포 공간 지도를 비교해보면 외측 정점들의 농도 분포의 경우 비교적 참값을 잘 재연하고 있으나 내측 정점들의 농도 분포는 정점 개수가 축소됨에 따라서 모집단과 매우 상이한 차이를 보이기 때문이다(Fig. 4). 집중 강우기를 전후하여 해수와 퇴적물 내 유기오염물질의 농도 분포에 유의한 차이를 보였으며 서로 반대되는 경향을 보였다. 강우의 영향으로 육상기인 유기오염물질들이 해수 내 유입되는 것으로 보이며, 반대로 퇴적물 내 침적되어 있던 유기오염물질들은 강우의 영향으로 침식되거나 새로운 퇴적토가 유입되는 것으로 추정하였다. 따라서 집중 강우기를 전후하여 최소 연중 2회의 모니터링을 실시하는 것이 중요할 것으로 판단된다. 요약하자면, 금강 하구 해수와 퇴적물 내 물리·화학·생물·환경인자, 중금속 및 유기오염물질, 저서동물 군집을 모니터링 하기 위한 최적 설계에는 1) 최소 10개 정점 포함, 2) 내측 정점 중점 조사, 그리고 3) 집중 강우기를 전후하여 연중 최소 2회 조사가 모두 반영되는 것이 바람직하겠다.

4. 결 론

금강 하구는 하굿둑에 의해 해수의 유통이 단절된 닫힌 하구로 방류수 조절에 의해 해수 환경 내 담수의 유입이 결정된다. 금강 하구 인근에는 주거단지과 산업단지가 밀집되어 있으며 이 지역에서 발생하는 각종 유해물질이 하구 생태계 내로 유입될 가능성이 매우 높다. 따라서 금강 하구의 지속 가능한 관리를 위해서는 생태계에 영향을 미칠 수 있는 잠재적 독성을 가진 물질에 대한 모니터링 전략이 필요하지만 아직까지 국내 하구 관리체계는 많이 미흡한 실정이다. 따라서 본 연구에서는 금강 하구 모니터링 항목에 대한 최적 정점 개수를 제안하였으며, 국내 연안과 하구에서 대표적인 유기오염물질로 알려진 PAHs, APs의 금강 하구 환경에서의 시공간 분포를 파악하여 조사 정점의 위치 및 조사 시기의 적정성에 대해 제안하였다. 최종적으로 정점수, 위치, 조사 시기를 고려한 최적 모니터링 시스템 설계에 대해 제안하였다.

후 기

본 연구는 2018년 해양수산부 재원으로 해양수산과학기술진흥원(하구역 종합관리시스템개발 연구, 2014-0431)의 지원을 받아 수행하였습니다.

References

- [1] Arar, E.J. and Collins, G.B., 1997, In Vitro determination of chlorophyll *a* and pheophytin *a* in marine and freshwater algae by fluorescence, U.S. EPA (Environmental Protection Agency), Ohio, 445, 1-19.7
- [2] CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment), 2001, Canadian sediment quality guidelines for the protection of aquatic life: summary tables, Canadian Environ. Quality Guidelines. <http://st-ts.ccme.ca/en/index.html>.
- [3] CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment), 2002, Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life: summary tables, Canadian Environ. Quality Guidelines. <http://st-ts.ccme.ca/en/index.html>.
- [4] Chen, B.S. and Yen, J.H., 2013, Effect of endocrine disruptor nonylphenol on physiologic features and proteome during growth in *Arabidopsis thaliana*, Chemosphere, 91, 468-474.
- [5] Choi, M., Choi, H.-G., Moon, H.-B., Yu, J., Kang, S.-K. and Choi, S.K., 2007, Sources and distributions of organic wastewater compounds on the Mokpo coast of Korea, J. Fish. Sci. Technol., 10(4), 205-214.
- [6] Choi, M.K., Park, Y.S., Moon, H.-B., Yu, J. and Choi, H.-G., 2010, Distribution of fecal sterols, nonylphenol, and polycyclic aromatic hydrocarbons in surface water from Masan bay, Korea, Fish. Aquat. Sci., 13(3), 236-243.
- [7] Costanza, R., De Groot, R., Sutton, P., van der Ploeg, S., Anderson, S.J., Kubiszewski, I., Farber, S. and Turner, R.K., 2014, Changes in the global value of ecosystem services, Global Environ. Chang., 26, 152-158.
- [8] Costanza, R., Kemp, W.M. and Boynton, W.R., 1993, Predictability, scale, and biodiversity in coastal and estuarine ecosystems: implications for management, Ambio, 88-96.
- [9] Craft, C., 2007, Freshwater input structures soil properties, vertical accretion, and nutrient accumulation of Georgia and U.S. tidal marshes, Limnol. Oceanogr., 52(3), 1220-1230.
- [10] Dong, C.D., Chen, C.W. and Chen, C.F., 2015, Seasonal and spatial distribution of 4-nonylphenol and 4-tert-octylphenol in the sediment of Kaohsiung Harbor, Taiwan, Chemosphere, 134, 588-597.
- [11] Fernandes, M., Sicre, M.A., Boireau, A. and Tronczynski, J., 1997, Polyaromatic hydrocarbon (PAH) distributions in the Seine River and its estuary, Mar. Pollut. Bull., 34 (11), 857-867.
- [12] Giesy, J.P. and Snyder, E.M., 1998, Xenobiotic modulation of endocrine function in fishes. Principles and Processes for Evaluating Endocrine Disruption in Wildlife, SETAC Press, Pensacola, Florida, 155-237.
- [13] Hastings, W.K., 1970, Monte Carlo sampling methods using Markov chains and their applications, Biometrika, 57(1), 97-109.
- [14] Hong, W.J., Jia, H., Li, Y.F., Sun, Y., Liu, X. and Wang, L., 2016, Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and alkylated PAHs in the coastal seawater, surface sediment and oyster from Dalian, Northeast China, Ecotox. Environ. Safe., 128, 11-20.
- [15] Hong, S., Khim, J.S., Naile, J.E., Park, J., Kwon, B.-O., Wang, T., Lu, Y., Shim, W.J., Jones, P.D. and Giesy, J.P., 2012, AhR-mediated potency of sediments and soils in estuarine and coastal areas of the Yellow Sea region: A comparison between Korea and China, Environ. Pollut., 171, 216-225.
- [16] Imperial, M.T., Hennessey, T. and Robadue Jr, D., 1993, The evolution of adaptive management for estuarine ecosystems: The National Estuary Program and its precursors, Ocean Coast.

- Manage., 20(2), 147-180.
- [17] Jeon, S., Hong, S., Kwon, B.-O., Park, J., Song, S.J., Giesy, J.P. and Khim, J.S., 2017, Assessment of potential biological activities and distributions of endocrine-disrupting chemicals in sediments of the west coast of South Korea, *Chemosphere*, 168, 441-449.
- [18] Kauffman, G.J., 2011, Economic value of the Delaware Estuary watershed, University of Delaware.
- [19] Kim, B.G., Anderson, J.W., Bothner, K., Lee, J.H., Koh, C.H. and Tanabe, S., 1997, Application of P450RGS reporter gene system as a bioindicator of sediment PAH contamination in the vicinity of Incheon Harbor, Korea, *Biomarkers*, 2(3), 181-188.
- [20] Kim, J.G., Kim, D.M. and Yang, J.S., 2000, Estimation of material budget for Keum River Estuary using Box Model, *J. Korean Soc. Mar. Environ. Energy*, 3(4), 76-90.
- [21] Khim, J.S., Park, J., Song, S.J., Yoon, S.J., Noh, J., Hong, S., Kwon, B.-O., Ryu, J., Zhang, X., Wang, T., Lu, Y. and Giesy, J.P., 2018, Chemical-, site-, and taxa-dependent benthic community health in coastal areas of the Bohai Sea and northern Yellow Sea: A sediment quality triad approach, *Sci. Total Environ.*, 645, 743-752.
- [22] Koh, C.H., Khim, J.S., Villeneuve, D.L., Kannan, K. and Giesy, J.P., 2002, Analysis of trace organic contaminants in sediment, pore water, and water samples from Onsan Bay, Korea: instrumental analysis and in vitro gene expression assay, *Environ. Toxicol. Chem.*, 21(9), 1796-1803.
- [23] Kwon, J.N., Kim, J.G. and You, S.J., 2000, Characteristics of Water Quality and Factor Analysis on the Variations of Water Quality in Coastal Sea around the Keum River Estuary in Summer, *J. Korean Soc. Mar. Environ. Energy*, 3(4), 3-22.
- [24] Lee, C.H., Nam, J.H., Kim, S.H., Park, S.D., Noh, B.H., Noh, T.H., Lee, S.J., Moon, H.J., Choi, Y.J. and Huh, G.M., 2005, Development of Sustainable Estuary Management Strategy in Korea, Korea Environment Institute (KEI).
- [25] Lee, J., Hong, S., Yoon, S.J., Kwon, B.-O., Ryu, J., Giesy, J.P., Allam, A.A., Al-Khedhairi, A.A. and Khim, J.S., 2017, Long-term changes in distributions of dioxin-like and estrogenic compounds in sediments of Lake Sihwa, Korea: Revisited mass balance, *Chemosphere*, 181, 767-777.
- [26] Lempage, S. and Ingram, R.G., 1986, Salinity intrusion in the Eastmain River estuary following a major reduction of freshwater input, *J. Geophys. Res. Oceans*, 91(C1), 909-915.
- [27] Li, Z., Li, D., Oh, J.R. and Je, J.G., 2004, Seasonal and spatial distribution of nonylphenol in Shihwa Lake, Korea, *Chemosphere*, 56(6), 611-618.
- [28] Liu, Y., Beckingham, B., Ruegner, H., Li, Z., Ma, L., Schwientek, M., Xie, H., Zhao, J. and Grathwohl, P., 2013, Comparison of sedimentary PAHs in the rivers of Ammer (Germany) and Liangtan (China): differences between early-and newly-industrialized countries, *Environ. Sci. Technol.*, 47(2), 701-709.
- [29] Liu, Y., Chen, L., Huang, Q., Li, W., Tang, Y. and Zhao, J., 2009, Source apportionment of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in surface sediments of the Huangpu River, Shanghai, China, *Sci. Total Environ.*, 407(8), 2931-2938.
- [30] Mirza, R., Mohammadi, M., Sohrab, A.D., Safahieh, A., Savari, A. and Hajeb, P., 2012, Polycyclic aromatic hydrocarbons in seawater, sediment, and rock oyster *Saccostrea cucullata* from the northern part of the Persian Gulf (Bushehr Province), *Water Air Soil Poll.*, 223(1), 189-198.
- [31] Naile, J.E., Khim, J.S., Hong, S., Park, J., Kwon, B.-O., Ryu, J.S., Hwang, J.H., Jones, P.D. and Giesy, J.P., 2013, Distributions and bioconcentration characteristics of perfluorinated compounds in environmental samples collected from the west coast of Korea, *Chemosphere*, 90, 387-394.
- [32] Neff, J.M., 1979, Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Aquatic Environment, Applied Science Publishers.
- [33] Neff, J.M., 2002, Bioaccumulation in Marine Organisms: Effect of Contaminants from Oil Well Produced Water, Elsevier.
- [34] Noh, J., Kim, H., Lee, C., Yoon, S.J., Chu, S., Kwon, B.-O., Ryu, J., Kim, J.J., Lee, H., Yim, U.H., Giesy, J.P. and Khim, J.S., 2018, Bioaccumulation of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) by the marine clam, *Macrta veneriformis*, chronically exposed to oil-suspended particulate matter aggregates, *Environ. Sci. Technol.*, 52, 7910-7920.
- [35] Reddy, M.S., Basha, S., Joshi, H. and Ramachandriah, G., 2005, Seasonal distribution and contamination levels of total PHCs, PAHs and heavy metals in coastal waters of the Alang-Sosiya ship scrapping yard, Gulf of Cambay, India, *Chemosphere*, 61(11), 1587-1593.
- [36] Xu, J., Wang, P., Guo, W., Dong, J., Wang, L. and Dai, S., 2006, Seasonal and spatial distribution of nonylphenol in Lanzhou Reach of Yellow River in China, *Chemosphere*, 65(9), 1445-1451.
- [37] Yim, U.H., Hong, S.H. and Shim, W.J., 2007, Distribution and characteristics of PAHs in sediments from the marine environment of Korea, *Chemosphere*, 68(1), 85-92.
- [38] Yoon, S.J., Hong, S., Kwon, B.-O., Ryu, J., Lee, C.H., Nam, J. and Khim, J. S., 2017, Distributions of persistent organic contaminants in sediments and their potential impact on macrobenthic faunal community of the Geum River Estuary and Saemangeum Coast, Korea, *Chemosphere*, 173, 216-226.
- [39] Yoon, Y.Y., 2003, Comparison of water qualities and pollutants discharged to the East Sea of Korea from Namdae and Yeongok Stream in the Gangneung city, *J. Korean Soc. Mar. Environ. Energy*, 6(1), 68-77.
- [40] Ministry of Oceans and Fisheries (MOF), 2013, The method for measurements of marine environmental variables, MOF No. 2013-230, 1-516.
(해양수산부, 2013, 해양환경공정시험기준, 해양수산부 고시 제 2013-230호, 1-516.)

Received 5 October 2018

Revised 14 October 2018

Accepted 25 October 2018

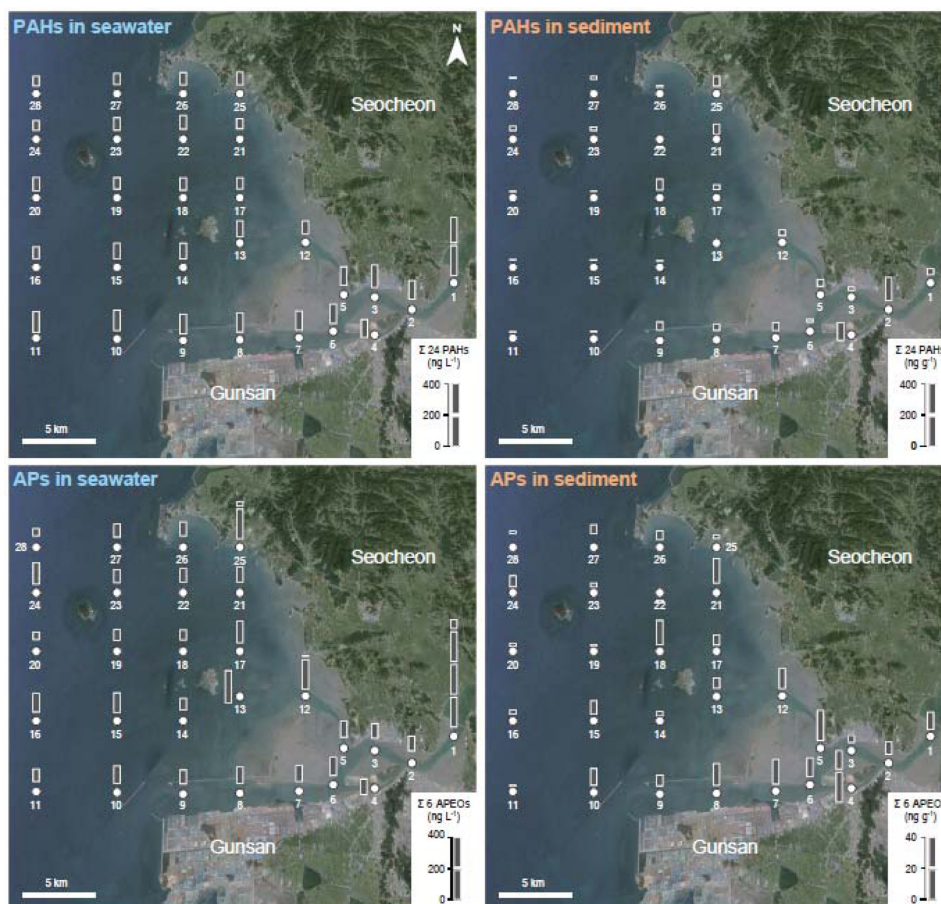
Supporting Information

Table S1. Summary of water quality measured in the surface water from Geum River Estuary (1st to 8th surveys); mean values given for all sites combined. Data in parentheses indicate standard deviation.

Objective	Date								Total mean
	Dec., 2014 (1 st)	Feb., 2015 (2 nd)	Apr., 2015 (3 rd)	May., 2015 (4 th)	Jun., 2015 (5 th)	Aug., 2015 (6 th)	Oct., 2015 (7 th)	Dec., 2015 (8 th)	
<i>Number of sites</i>	28	10	10	10	10	15	15	15	113
<i>Physical parameters</i>									
Temperature (°C)	5.5 (1.3)	3.5 (0.9)	10.1 (1.1)	18.1 (1.2)	22.1 (0.9)	27.0 (0.5)	18.4 (0.9)	8.5 (0.9)	13.4 (7.9)
Salinity (psu)	29.7 (4.5)	29.0 (4.8)	27.5 (6.3)	29.0 (3.6)	27.9 (6.3)	30.0 (3.1)	29.6 (7.5)	30.8 (2.5)	29.2 (4.5)
Transparency	0.4 (0.3)	0.8 (0.4)	0.9 (0.7)	2.2 (1.9)	2.2 (1.3)	2.6 (1.5)	1.2 (0.9)	0.9 (0.4)	1.4 (1.3)
<i>Geochemical parameters</i>									
pH	8.1 (0.0)	8.2 (0.1)	8.4 (0.1)	8.2 (0.2)	8.0 (0.1)	8.0 (0.2)	8.0 (0.2)	8.0 (0.2)	8.1 (0.2)
DO (mg L ⁻¹)	10.4 (0.7)	13.6 (3.1)	11.5 (1.4)	7.9 (0.9)	6.7 (0.8)	6.2 (1.0)	7.4 (0.6)	9.9 (0.5)	9.4 (2.6)
COD (mg L ⁻¹)	4.1 (1.9)	2.3 (0.8)	1.7 (0.8)	4.7 (3.0)	5.3 (2.1)	4.6 (1.3)	4.5 (1.3)	4.3 (1.0)	3.8 (2.1)
NH ₄ ⁺ (μg L ⁻¹)	33.2 (28.0)	37.9 (62.7)	57.8 (79.0)	127.8 (140.6)	112.2 (119.0)	125.6 (182.3)	82.6 (96.8)	53.3 (59.1)	77.3 (107.4)
NO ₃ ⁻ (μg L ⁻¹)	160.5 (171.6)	579.3 (417.2)	131.4 (183.8)	112.8 (167.6)	216.2 (247.6)	189.7 (207.4)	246.7 (214.1)	375.4 (205.5)	245.7 (285.1)
NO ₂ ⁻ (μg L ⁻¹)	8.9 (6.7)	8.7 (7.7)	12.0 (15.1)	5.6 (9.9)	13.7 (18.0)	13.1 (19.3)	14.4 (6.8)	10.3 (6.2)	10.5 (12.5)
T-N (μg L ⁻¹)	706.3 (362.8)	934.9 (482.5)	768.6 (430.7)	966.8 (609.0)	659.7 (238.5)	768.2 (296.7)	703.9 (270.8)	831.9 (362.6)	729.0 (421.6)
PO ₄ ⁻ (μg L ⁻¹)	23.6 (5.1)	20.3 (5.9)	3.2 (3.9)	10.6 (12.6)	14.4 (14.8)	17.4 (21.9)	40.6 (13.4)	39.8 (5.4)	18.8 (15.8)
T-P (μg L ⁻¹)	39.8 (4.5)	39.8 (5.5)	33.1 (14.7)	70.6 (113.2)	39.9 (23.2)	60.2 (34.0)	92.9 (60.8)	64.7 (13.9)	51.5 (52.2)
SiO ₂ (μg L ⁻¹)	775.1 (289.6)	466.8 (235.0)	55.3 (62.6)	277.7 (231.3)	498.7 (297.3)	651.9 (680.2)	636.5 (278.6)	779.3 (254.5)	481.5 (383.5)
SS (mg L ⁻¹)	49.5 (25.1)	10.2 (4.3)	13.0 (9.5)	12.6 (6.5)	12.5 (7.8)	11.1 (6.0)	25.0 (24.0)	22.5 (11.6)	20.0 (20.4)
Chl- <i>a</i> (μg L ⁻¹)	0.9 (0.5)	6.7 (2.5)	4.2 (2.2)	3.0 (2.1)	4.4 (2.6)	5.2 (2.9)	4.1 (4.7)	1.1 (0.3)	3.7 (3.0)
<i>Heavy metals</i>									
Cr (μg L ⁻¹)	0.0 (0.0)	0.1 (0.0)	0.1 (0.0)	0.1 (0.0)	0.1 (0.0)	0.2 (0.0)	0.2 (0.0)	0.2 (0.0)	0.1 (0.1)
Ni (μg L ⁻¹)	0.4 (0.2)	0.8 (0.4)	1.1 (0.2)	0.3 (0.2)	0.2 (0.1)	0.4 (0.1)	0.8 (0.2)	0.6 (0.1)	0.5 (0.3)
Cu (μg L ⁻¹)	0.6 (0.3)	0.9 (0.3)	1.1 (0.2)	0.4 (0.1)	0.2 (0.1)	0.6 (0.1)	0.7 (0.2)	1.0 (0.3)	0.7 (0.3)
Zn (μg L ⁻¹)	0.1 (0.1)	0.5 (0.2)	0.7 (0.2)	0.4 (0.1)	0.3 (0.1)	0.8 (0.0)	0.8 (0.2)	1.1 (0.2)	0.6 (0.4)
Cd (μg L ⁻¹)	0.0 (0.0)	0.1 (0.0)	0.1 (0.0)	0.0 (0.0)	0.0 (0.0)	0.0 (0.0)	0.1 (0.0)	0.0 (0.0)	0.0 (0.0)
Pb (μg L ⁻¹)	0.1 (0.1)	0.2 (0.1)	0.3 (0.1)	0.1 (0.0)	0.1 (0.0)	0.1 (0.0)	0.0 (0.0)	0.1 (0.0)	0.1 (0.1)
As (μg L ⁻¹)	0.3 (0.2)	0.4 (0.2)	0.6 (0.2)	0.4 (0.1)	0.3 (0.0)	0.6 (0.1)	0.6 (0.0)	0.7 (0.1)	0.5 (0.2)
Hg (ng L ⁻¹)	0.4 (0.2)	0.6 (0.3)	0.7 (0.2)	0.6 (0.1)	0.5 (0.1)	0.7 (0.1)	0.7 (0.1)	0.9 (0.1)	0.6 (0.2)
<i>Organic pollutants</i>									
PAHs (ng L ⁻¹)	90.9 (48.9)	21.1 (10.0)	16.2 (3.7)	33.4 (9.5)	70.3 (21.7)	73.9 (27.9)	122.4 (29.5)	45.5 (10.5)	67.1 (44.6)
Alkylphenols (ng L ⁻¹)	141.7 (137.5)	239.9 (542.1)	51.2 (26.5)	19.8 (11.5)	68.6 (51.7)	38.6 (7.0)	302.4 (385.7)	142.8 (84.7)	132.9 (238.8)

Table S2. Summary of sediment properties measured in the surface water from Geum River Estuary (1st to 8th surveys); mean values given for all sites combined. Data in parentheses indicate standard deviation

Objective	Date								Total mean
	Dec., 2014 (1 st)	Feb., 2015 (2 nd)	Apr., 2015 (3 rd)	May., 2015 (4 th)	Jun., 2015 (5 th)	Aug., 2015 (6 th)	Oct., 2015 (7 th)	Dec., 2015 (8 th)	
<i>Number of sites</i>	28	10	10	10	10	10	10	10	98
<i>Geochemical parameters</i>									
Organic Matter (%)	2.6 (1.5)	1.9 (0.8)	2.4 (1.0)	2.4 (1.4)	2.5 (1.0)	1.7 (0.8)	2.3 (0.9)	2.1 (1.7)	2.3 (1.2)
Mud contents (%)	29.7 (29.8)	16.8 (18.2)	23.3 (24.5)	38.8 (29.1)	34.3 (24.9)	21.3 (18.5)	30.5 (26.2)	26.5 (33.3)	28.0 (26.6)
Mean grain size (ϕ)	3.6 (2.0)	3.1 (1.2)	3.3 (1.6)	3.6 (1.6)	3.8 (1.6)	2.6 (1.7)	3.6 (1.4)	3.3 (1.9)	3.5 (1.8)
Degree of sorting (ϕ)	2.2 (1.2)	1.6 (1.1)	1.8 (1.1)	1.9 (1.2)	2.4 (1.1)	2.5 (0.8)	2.0 (0.7)	1.5 (0.7)	2.2 (1.0)
<i>Heavy metals</i>									
Cr (mg kg ⁻¹ dw)	33.8 (18.9)	22.9 (10.8)	26.3 (8.2)	42.2 (12.6)	40.1 (11.2)	31.7 (10.5)	39.0 (15.9)	39.1 (18.8)	24.3 (15.8)
Ni (mg kg ⁻¹ dw)	12.5 (8.3)	8.7 (3.9)	10.6 (3.9)	14.1 (5.2)	12.9 (4.3)	10.7 (4.5)	13.8 (7.1)	13.3 (8.3)	12.1 (6.6)
Cu (mg kg ⁻¹ dw)	7.7 (7.6)	5.2 (3.9)	6.4 (4.3)	9.1 (6.8)	7.1 (4.6)	6.9 (5.5)	11.2 (10.6)	7.7 (7.1)	7.7 (6.9)
Zn (mg kg ⁻¹ dw)	39.0 (28.4)	26.0 (13.9)	31.2 (13.9)	50.0 (22.1)	45.8 (15.6)	31.5 (15.2)	46.9 (32.6)	39.3 (24.8)	38.7 (23.9)
Cd (mg kg ⁻¹ dw)	0.06 (0.04)	0.07 (0.05)	0.07 (0.04)	0.16 (0.11)	0.08 (0.05)	0.04 (0.03)	0.06 (0.03)	0.03 (0.02)	0.07 (0.06)
Pb (mg kg ⁻¹ dw)	16.1 (7.0)	14.0 (4.0)	14.6 (3.1)	20.3 (3.5)	18.2 (2.7)	15.0 (3.2)	21.8 (5.7)	19.0 (4.5)	17.1 (5.5)
As (mg kg ⁻¹ dw)	1.8 (0.9)	2.0 (0.8)	2.4 (0.7)	1.5 (0.6)	1.2 (0.3)	2.8 (0.9)	2.3 (0.6)	2.3 (0.8)	2.0 (0.9)
Hg (μ g kg ⁻¹ dw)	2.9 (0.8)	3.4 (1.8)	3.5 (0.9)	15.0 (7.2)	13.2 (5.9)	7.2 (1.0)	3.7 (1.4)	6.1 (3.2)	6.2 (5.3)
<i>Organic pollutants</i>									
PAHs (ng g ⁻¹ dw)	35.5 (32.2)	37.3 (47.4)	39.9 (38.0)	78.2 (64.0)	86.4 (75.3)	21.0 (29.1)	37.1 (26.1)	23.3 (31.8)	42.8 (47.9)
APs (ng g ⁻¹ dw)	8.3 (6.8)	10.3 (9.4)	6.5 (4.5)	24.9 (8.3)	9.4 (8.0)	4.8 (3.6)	3.7 (4.5)	4.1 (2.9)	8.8 (8.6)
<i>Benthic community</i>									
Number of species	24.2 (11.1)	24.4 (11.4)	27.7 (13.6)	27.5 (11.7)	27.2 (12.1)	31.0 (19.4)	28.9 (18.1)	22.4 (11.1)	26.4 (13.8)
Density (ind. m ⁻²)	809.8 (512.6)	718.5 (429.8)	960.8 (567.3)	1042 (822.8)	1314 (1254)	1056 (602.1)	809.0 (740.8)	442.5 (218.9)	899.4 (704.1)
Biomass (g m ⁻²)	113.5 (269.9)	90.9 (207.0)	95.7 (140.3)	138.6 (230.9)	325.0 (929.1)	635.0 (1467)	201.9 (467.2)	442.5 (218.9)	228.1 (622.7)

**Figure S1.** Spatial distribution of PAHs and APs in seawater and sediment from Geum River Estuary at Dec., 2014 (1st survey).

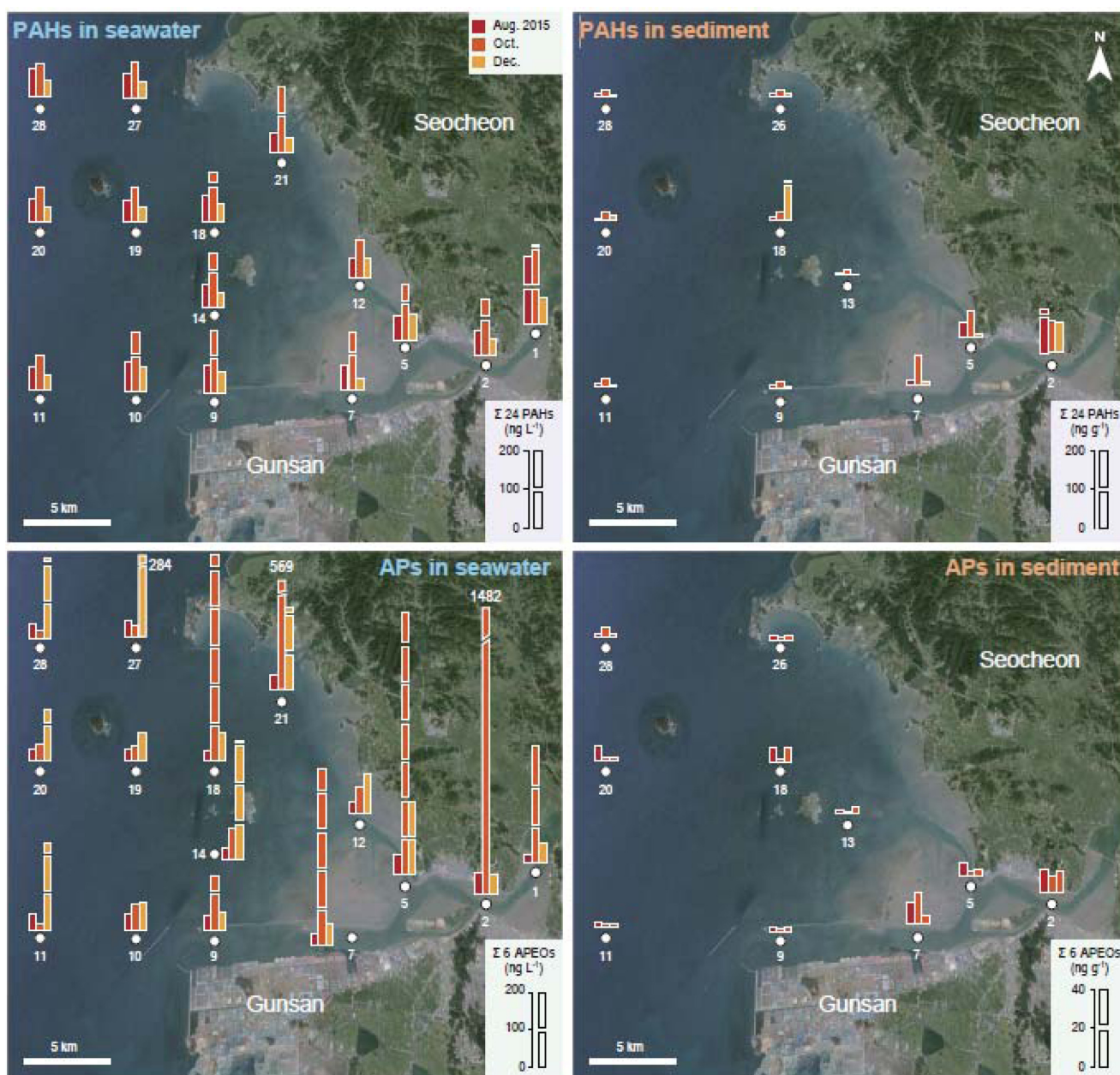


Figure S2. Spatial distribution of PAHs and APs in seawater and sediment from Geum River Estuary at Feb., Apr., May., and Jun., 2015 (2nd to 5th surveys).

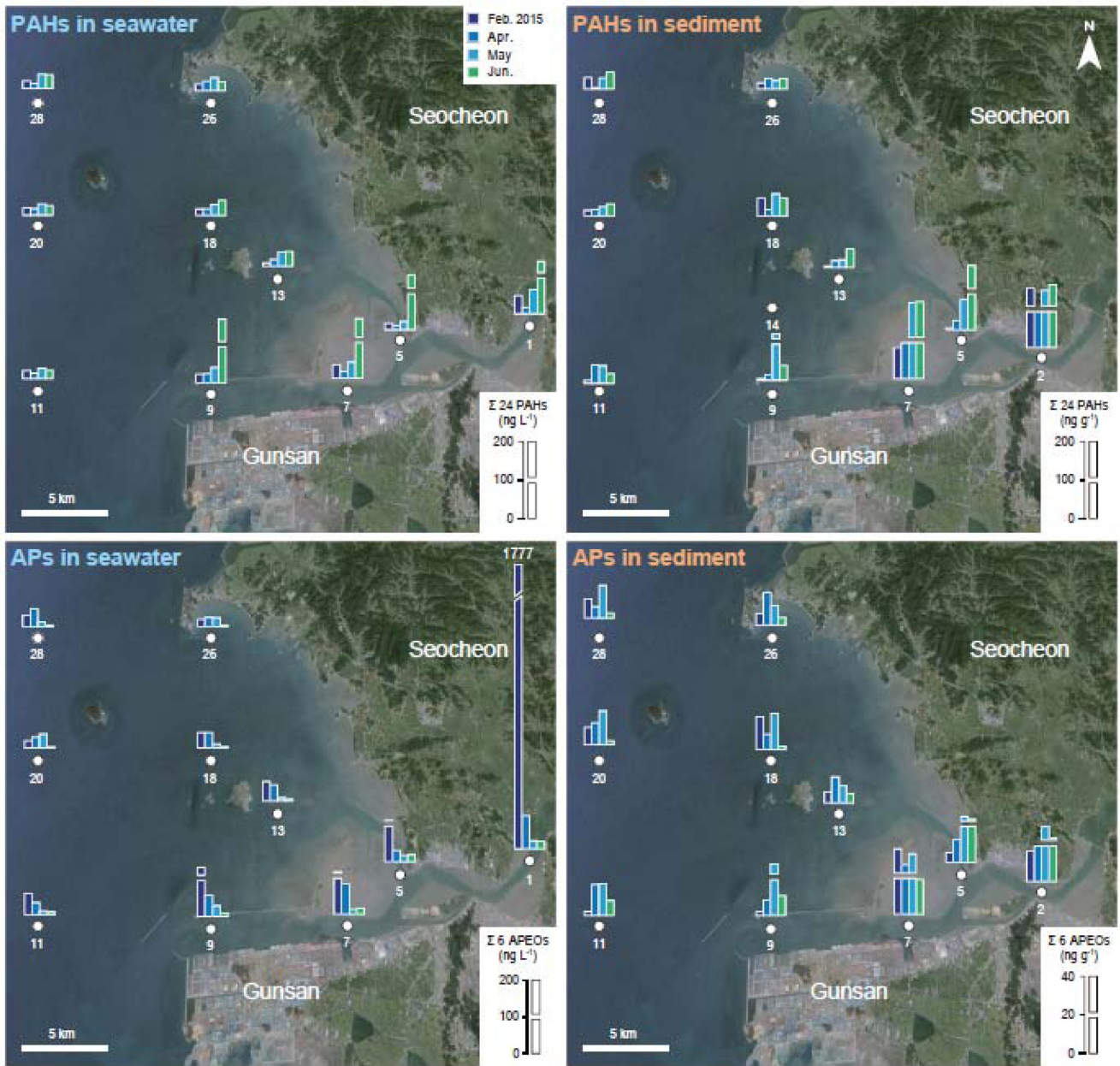


Figure S3. Spatial distribution of PAHs and APs in seawater and sediment from Geum River Estuary at Aug., Oct., and Dec., 2015 (6th to 8th surveys).