지하수 · 토양오염 관련 기술의 성과지표 개발을 위한 사회비용 계량화

안은영^{1*} · 유순영²

¹한국지질자원연구원, ²국가수리과학연구소

A Social Costs Quantification for Impact Assessment Indicators Development on Technologies Related Groundwater and Soil Contamination

Eun-Young Ahn^{1*} and Soonyoung Yu²

¹Korea Institute of Geoscience and Mineral Resources (KIGAM), 30 Gajeong-dong, Yuseong-gu, Daejeon 305-350, Korea

²National Institute for Mathematical Science (NIMS), KT Daeduk 2 Research Center, 52 Wanggol-gogae-gil, Yuseong-gu, Daejeon 305-811, Korea

1. 서 론

연구개발 사업 및 실행 사업의 불확실성과 책임감 있는 예산 사용을 이유로 연구개발 사업 및 실행 사업에 대한 타당성 및 성과평가가 중요시 되고 있다. 이러한 현실 속에서 사업의 추진 전에 경제효과를 계량화하는 것을 요구받고 있다. 정부출연연구원의 연구개발 사업에 대해서 정량화된 효과를 제시하려는 시도는 어느 국가를 막론하고 공공연구프로젝트를 효율적으로 관리하기 위해 활용되고 있으며 이에 대한 관심은 점증하고 있다. 지질자원 분야 공공연구기관인 한국지질자원연구원의 경우도 2003년 기관평가 시 자율적 특성화 성과평가지표를 제시한 이후에 성과목표기술서를 통해 연구사업의 성과로 결과효과(outcome, impact) 지표를 제시하고 있다. 또한 지질자원 분야 개발기술의 성과계량화를 위한 경제효과 분석 모형(KIGAM Industrial Impact Analysis Model, KIIAM)을 개발하여 온라인서비스하고 있다.

2012년 현재 제공되고 있는 지질자원 경제효과 분석 모형은 지질자원 분야 개발기술의 성과를 계량화하기 위해 자원개발/공급효과, 재해·오염물질·CO₂ 저감효과, 정보제공효과로 구분하여 제공하고 있다. 그러나 재해·오염물질·CO₂ 저감효과의 산정은 대기오염물질·CO₂ 저감효과 및 일부 지질환경재해 공공·산업지출비용 저감효과에 한정되어 있다. 기존 지질자원 경

제효과 분석 모형에서는 대기오염물질 방출 저감 효과를 산정하기 위해 미세먼지, SO₂, NO_x는 배출저감량에 UNEP 보고서인 Markandya(1998)의 단위 당 사회적 비용을 적용하고 CO, VOC는 SO₂의 사회적 비용에 한국과학기술원 테크노경영대학원의 SO₂ 기준 오염물질별 대기위해도 지수를 적용한 바 있다. CO₂ 방출 저감량에 대해서는 CO₂ 단위 가치로 Oh(2010)의 세계 탄소시장에서 거래실적을 통해 거래가격을 적용하였다. 하지만 광해 등 지질자원 기술 분야의 관련성이 높은 지하수 및 토양오염 저감효과를 계량화하는 모형을 제시하지 못하고 있다. 지질자원 기술 경제효과 분석 모형에서 재해·오염물질·CO₂ 저감효과 중 지하수·토양오염물질 저감효과를 계량화하기 위한 후속 연구가 요구된다. 본 연구는 지하수·토양오염물질의 단위 당 사회적 비용 산정을 위한 사전연구로 지하수·토양오염물질 사회적 비용에 대한 국내외 기존 연구를 분석하고 수질 및 수생태계 보전에 관한 법률, 토양환경보전법 등 관련 법령을 분석하고자 한다.

2. 오염물질 저감효과 산정 모형

지질자원 경제 산업효과 분석 모형(KIIAM)의 오염물질 저감효과 추정 방법은 저감비율과 저감량 기준으로 나누어진다. 저감비율 기준은 또한 국내방출량 대비 저감비율(coverage)과 공공/시장 지출비용 대비 저

*Corresponding author: eyahn@kigam.re.kr

감비율로 구분된다. 저감량 기준에서는 오염물질·CO₂ 방출 저감량에 해당 물질별 단위 사회적 비용을 적용하여 화폐화된 가치를 도출하여, 지하수·토양오염 관련 기술에 적용하기 위해서는 지하수·토양오염물질 선정 및 해당 물질별 단위 사회적 비용이 요구된다. 국내방출량 대비 저감비율로 개발기술의 성과를 화폐화하기 위해서는 앞서 사회적 비용 뿐 만 아니라 지하수·토양오염물질별 국내방출량 자료가 요구되며, 공공/시장 지출비용 대비 저감비율로 도출하기 위해서는 지하수·토양오염으로 인한 공공/시장 지출비용 자료 또한 요구된다.

지하수·토양오염의 사회적 비용 외 필요 자료로 지하수·토양오염물질 국내방출량 자료는 국립환경과학원의 화학물질 배출량 조사와 환경부 토양측정망 및 토양오염 실태조사결과에서 찾아볼 수 있다. 국립환경과학원 화학물질 배출·이동량 정보시스템에서는 연도별 화학물질의 대기, 수계, 토양배출량 자료를 제공하고 있다. 하지만 대기 및 수계 배출량에 비해 토양배출량의 경우 자료가 없는 연도가 많아 환경부의 토양측정망 및 토양오염 실태조사결과에서 오염물질별 오염도 현황을 이용할 수 있다.

지하수·토양오염 관련 지출비용은 환경부의 환경통계연감과 한국광해관리공단의 광해통계연보에서 확인할 수 있다. 환경부의 환경통계연감은 연도별 대기, 수질 관련 환경오염방지시설 투자 현황 자료를 제공하고 있으며 한국광해관리공단의 광해통계연보는 연도별 광해 방지 사업비용을 제공한다. 2011년의 광해 방지 사업비용은 총 820억원으로 오염수질개선에 95.51억원, 토양개량복원 270.25억원, 사후관리·폐석유실방지·광물찌꺼기 유실방지 30.77억원, 지반침하에 86.46억원의 사업비용을 지출함을 알 수 있다.

국내 토양오염 정화비용 규모의 예측 연구로 Park and Ahn(2005)은 국내 휴폐광 금속광산지역의 정화비용으로 3,200억원~1조7,200억원 소요될 것으로 추정하고 농경지, 지하유류저장시설, 화학물질저장시설, 산업시설지역, 휴폐광산 등을 포함한 토양정화비용을 8,062억원~2조1,395억원으로 추정하였다. Kim and Son(2006)은 연차로 반환되는 미군기지, 이양된 한국 중단 송유관, 민간이 운영하는 주유소, 폐광지역, 공장용지, 고령지 밭, 폐기물매립장 등 국내의 토양오염에 따른 조사 및 복원시장 규모를 향후 10년간 5천억원~1조원 (군부대 토양복원 비용 3천억원 제외)로 전망한 바 있다.

3. 지하수·토양오염물질별 사회적 비용 연구

3.1. 환경재와 사회적 비용

경제학에서 사회적 비용(Social Cost)이란 사적 비용(Private Cost)과 구별되는 비용으로, 생산자를 포함하여 사회 전체가 부담하게 되는 비용이다. 영국의 경제학자 Pigou가 사회적 비용을 정의하여 그 중요성을 제시하였으며, 오늘날 각종 환경오염 문제와 관련한 중요한 개념이다. 과거 정부와 기업은 경제적 논리에 의해 산업활동으로 인해 발생하는 환경오염을 무시한 바 있다. 사적 관점에서 보면, 오염이 발생하더라도 생산비용이 낮은 생산 공정을 사용하는 것이 생산비용이 높은 친환경 공정을 채택하는 것보다 더 많은 이윤을 남기기 때문이다. 그러나 이러한 관점은 사회적 비용을 고려하지 않은 것으로, 오염비용을 사회에 전가시킴으로써 기업의 생산비용을 낮추게 되었다. 환경오염과 자연재해로 인한 피해가 증가하면서 기존의 사적 관점에서 사회적 관점에서의 비용편익분석이 요구되고 있다. 본 연구는 사적 비용(Private Cost)과 외부비용(External Cost)의 합을 사회적 비용(Social Cost)으로 정의하며 경우에 따라 경제 활동에 직접적으로 관여하지 않은 제 3자 또는 국가에 의해서 지불되는 비용 또는 손실(의료비용, 임금손실, 복원비용 등)의 좁은 범위로 한정하기도 한다.

가치평가이론의 경제적 가치 환산법은 주로 환경재 및 신기술 등에 대한 가치를 화폐적 가치로 환산하는 방법으로 오래 전부터 많은 연구의 대상이 되어 왔다. 먼저 재화의 총 가치는 크게 사용가치와 비사용가치로 구분된다. 사용가치 중 직접사용가치는 재화를 직접적으로 사용하는 경제활동에서 기인한다. 재화를 간접적으로 사용함으로써 나타나는 가치를 간접사용가치로 부르며 재화를 현재 사용하는 대신에 미래에 사용하고자 하는 행동과 관련된 가치를 선택가치라고 한다. 비사용가치는 재화를 사용하는 것 이외에 대해 사람들이 갖는 인식에서 비롯된다. 비사용가치는 존재가치와 보존가치로 구분되며, 존재가치는 재화의 사용과는 무관하게 단지 어떤 보호된 재화 자체가 존재한다는 사실에서 비롯되는 가치이다. 보존가치는 사람들이 가치를 부여한 자원이 미래의 세대에 전해져서 사용되리라는 기대에서 비롯되는 가치이다. 그리고 해당 가치의 원천에 따라 직접효과와 간접효과로 구분된다. 직접효과는 해당 환경재 및 기술 자체에서 나타나는 각종효과이며 간접효과는 해당 환경재 및 기술상품을 활용하거나 해

당 환경재를 통해서 타 부문에 나타나는 효과이다.

환경재의 가치평가 방법론은 물리적 연계모형과 형태적 연계모형, 제어비용모형으로 구분할 수 있다. 물리적 연계모형은 환경재와 소비자의 후생 사이의 물리적 관계를 파악하여 환경재가 인간에게 주는 가치를 평가한다. 물리적 연계모형을 사용하기 위해서는 먼저 환경질이 건강이나 생산성 등에 미치는 영향의 정도를 나타내는 피해함수를 추정해야 한다. 이러한 오염도와 피해간의 물리적 관계를 나타내는 피해함수를 통해 환경재의 가치를 평가한다. 이 방법은 환경의 질이 유발하는 물리적 피해를 직접 추정하여 편익을 분석하는 것이기 때문에 환경, 안전 분야 등의 위해성 평가방법에 의존한다. 제어비용접근법은 생산자의 입장에서 오염물질을 줄이는데 드는 사회적비용의 개념으로 사회적비용의 측정에는 사회 후생의 관점에서 접근하는 방법이 원칙적으로 많이 쓰이게 된다.

행태적 연계모형은 개인이 자신의 효용을 극대화하기 위해 사유재와 환경재를 소비하는 행위를 분석한다. 영국 재무부 등에서 만족(Well-being, Life Satisfaction) 기반 모형이 제시되고 있으나 대부분 선호(preference) 기반 모형으로 환경재의 가치를 측정하고 있다. 최근에는 진술선호이론(Stated Preference Theory)에 기반을 둔 직접적인 가치 추정 방법이 광범위하게 사용되고 있다. 이는 일반적으로 설문지나 면접을 이용하여 환경이 개선되거나 파괴된 상태를 응답자에게 설명하고 이 환경개선과 환경파괴에 대한 최대 지불의사액(Willingness To Pay, WTP)과 적어도 보상에 필요한 최소 금액을 직접 찾아 그 금액으로 환경의 가치를 평가하는 방법이다.

조건부가치평가법(CVM)은 진술선호를 통한 무형적, 비시장적 가치를 측정 방법으로 가상시장접근법에 의한 대표적인 가치 추정 방법이다. 가상시장접근법은 시장에서 마땅한 비교대상도 없는 환경재나 출시되기 이전인 신기술에 대해 가상적인 거래를 바탕으로 평가하는 방법으로 조건부가치평가법 외에 가상현실평가모형(Counter-factual Evaluation Model, CEM), 환경대체법(Environmental Surrogates Method, ESM) 등이 있다. 가상현실평가모형(CEM)은 표준 및 각종 규제 제정에 활용되는 방법론으로, 해당 비용은 실제 투입한 금액으로 산출하고 편익은 연구의 결과가 없을 경우 산업체가 지불해야 하는 비용으로 구하는 방법이다. 환경대체법(ESM)은 Kim *et al.*(2004)에서 제시한 바와 같이 일본 건설성 도시국의 하수도정비사업의 침수 방제편익을 회피기대 피해액으로 제시하는 등의 방법

으로 쓰이고 있다. 일본의 운수성 등에서는 도로정비사업 산정식을 인용하여 도로의 사고감소 편익 및 소음, 질소산화물, 이산화탄소 저감의 환경편익을 원단위법(Primary Unit Method)으로 산정하기도 한다.

연구개발 분야를 제외한 공공투자사업의 예비타당성 분석을 수행하고 있는 한국개발연구원 공공투자관리센터는 2004년부터 예비타당성 분석에 조건부가치평가법을 적용하였으며 2008년 예비타당성 분석 지침에 조건부가치평가법을 포함하였다. 한국개발연구원이 수행하고 있는 예비타당성조사 및 타당성 재조사의 편익 추정에서 조건부가치평가법은 52건(2011년 기준 누적)의 사업에 적용되어 이는 전체 예비타당성조사 및 타당성 재조사 534건 중 9.7%, 비정형사업 203건 대비 25%를 차지하고 있다.

3.2. 국외 지하수·토양오염의 사회적 비용 연구

OECD(2008)는 환경사고와 자연재해에 대처하지 않음으로 발생하는 사회적 비용(무대책비용, inaction cost)을 사용가치와 관련된 직접 금전비용, 간접효과를 포함한 총 금전비용, 무형의 가치를 포함한 사용비용, 비사용가치를 포함한 총 사회적 복지비용으로 제시하였다. 또한 OECD(2008)는 자연환경재해의 무대책 사회적 비용을 긴급대응비용, 복원비용, 물질피해비용, 공공위생/인체건강 손실, 생태계 피해로 구분하였다. 이에 따라 대기/수질(지하수)오염의 무대책으로 인한 사회적 비용을 1) 입원, 치료 등 의료비용, 2) 생산성 손실을 포함한 금전적 의료비용, 3) 고통을 포함한 인체 건강/의료비용, 4) 생태계의 사용 및 비사용 효과를 포함한 총 사회적 비용으로 구분하였다. 세부적으로 지하수관리의 무대책으로 인한 사회적 비용은 다음과 같이 제시하였다. 1) 국내, 관개, 상업, 산업의 취수자의 상승된 금전적 비용, 2) 수입 및 이익 손실을 포함한 금전적 비용, 3) 지반침하 및 해수침투 등 외부효과를 포함한 사용가치와 관계된 비용, 4) 생태계 유지 기능 등의 비사용가치를 포함한 사회적 비용이다. 이는 대기/수질오염의 사회적 비용 중 건강/의료비용(health costs)이 기본이 되므로, 의료비용 추정만으로도 사회적 비용의 하한(lower-bound)을 설명할 수 있음을 의미한다. Rodrigue *et al.*(2009)에서도 이러한 관점에서 수질오염의 외부효과 중 일부를 좁은 의미의 사회적 비용으로 보고 공공 위생/건강(Public Health)에 국한하여 정의하였다(Table 1).

오염부지에 대한 무대책의 사회적 비용에 대해서 OECD(2008)는 1) 복원비용, 2) 재산권 가격 영향을

Table 1. External Effects of Water Pollution

Type	Field	Possible Measures
Economic Costs	Fishing and commercial extraction	· Output/volume decrease · Lost revenues from recreational fishing
	Recreational facilities	· Attendance decrease · Loss in rent values
	Water purification	· Treatment costs · Inspection costs
	Accidents/Spills	· Cleanup costs
Social Costs	Public Health	· Health services costs · Loss of life expectancy
Environmental Costs	Damage to ecosystems	· Losses in biological diversity and sustainability · Loss of water regeneration, purification by wetland

* Source : Rodrigue *et al.*(2009)

Table 2. Costs of Land Contamination

Social costs	· significant impacts on human health and the environment · limitation of current land use and future land development potential
Financial costs	· investigation and clean-up cost · devaluation on the property
Environmental costs	· pollution of surface water and groundwater resources and harm to plants and animals · impact on future generations

* Source : Australian New South Wales(NSW) Government (2009)

포함한 금전적 비용, 3) 지하수 수질 및 인체 건강 영향을 포함한 총 사용가치, 4) 지구 생태계 피해를 포함한 총 사회적 비용으로 제시하였다. 복원비용은 지표 및 지하수, 식물의 재해 물질 제거 비용 등이며 금전비용은 사적 재산권 가격 영향과 개발 기회 손실, 총 사용가치는 지하수의 미래 유용성에 대한 영향, 장주기 잠재 기간과 불확실한 역학 증거를 가지는 위생 효과, 총 사회비용은 지구 생태시스템의 비사용가치 손실에 의한 비용을 포함한다. 호주 New South Wales(NSW)의 오염토양관리법 자료에서는 비슷한 관점에서 오염부지에서 발생하는 비용을 제시하였다(Table 2). 이때 사회적 비용은 좁은 의미의 사회적 비용으로 의료비용, 오염비용, 사용가치 등으로 평가된다.

미국 EPA는 살충제 사용으로 인한 생산량 증가 이외에도, 살충제 사용으로 인한 간접 비용이 고려되어야 함을 지적한 바 있다. Pimente *et al.*(1992)는 이러한 살충제 사용으로 인한 사회적 비용을 화폐화하여 미국 내 총 환경 및 사회적 예상 비용으로 연간 8,123백만달러가 소요됨을 도출하였다. 이때 사회적 비용의 지표로 1) 인체 건강/위생 효과, 2) 동물 중독, 3) 천적 손실, 4) 살충제 내성 비용, 5) 자기수분 문제

및 꿀벌 농장 손실, 6) 식물 수확 손실, 7) 지하수 및 지표수오염, 8) 어획량 등의 생물 손실, 8) 정부 규제 비용 등을 제시하였다. 세부적으로 인체 건강/위생 효과의 계량화를 위해 중독으로 인한 입원비용(입원자, 인당 입원일수, 일당 입원비 적용), 외래환자 치료비용, 임금손실, 암발생 치료비용, 사망자(인당 2백만달러)로 구분하여 측정하여, 연간 합계 786백만 달러로 화폐화하였다.

유럽의 토양침식, 토양오염, 염도증가의 사회적 비용 계량화 사례로 Görlach *et al.*(2004)은 토양 기능저하(soil degradation)의 영향을 현장의 사적 피해비용, 현장의 사적 피해경감복원비용, 현장 외 사적비용, 현장 외 방어비용, 비사용자 비용으로 구분하였다. 그 결과 토양침식의 사회적 비용은 연간 평균 9,496 백만 유로이며, 토양오염은 24,941백만 유로, 토양 염도증가의 사회적 비용은 최소 152백만 유로, 최대 320백만 유로로 제시하였다.

3.3. 국내 지하수·토양오염의 사회적 비용 연구

국내 지하수오염의 사회적 비용 연구 사례는 Kim and Kim(1994)에서 수돗물 트리할로메탄 50% 감소

시 오염된 식수 회피 행동에 따른 지불의사액으로 가구당 월간 7,500~9,300원으로 조사한 바 있으며, Kim *et al.*(2009)에서 낙동강 유역 수질관리 개선 효과로 BOD 4.1 mg/l에서 3.0 mg/l로 개선 시 생태경제적 가치가 연간 5억원에 해당함을 나타낸 바 있다. Kang and Jeong(2009)은 질산성 질소 제거 나노여과막 도입에 따른 주민 부담 설비비용으로 영주지역 월간 863원, 군위지역 월간 1,536원으로 도출하였다.

Eom(2000)은 유해물질이 감소된 수도물 0.5리터에 대한 1인당 지출가치로 비소의 경우 1,887원, 납의 경우 1,523원, 트리할로메탄은 465원으로 도출하였다. 이는 유해물질 함유량에 따른 건강위험 정보를 기준으로 한 것으로, 비소의 경우 일반 수도물은 인구 1만명 중 3명이 암에 걸릴 확률 농도(비소 농도 0.05 mg/l)를 보이고 있었으나 1,887원의 비용을 더 지불하고 비소 농도 0.01 mg/l의 정밀 검사된 물을 받는 경우 암 발생 확률은 인구 1천만명 중 1명으로 낮아지게 된다. 마찬가지로 0.05 mg/l에서 0.01 mg/l로 납의 함유량 감소에 따른 인구 10만명 중 2명의 암 발생 확률에서 인구 1천만명 중 1명으로 건강위험 저하에 대해 1,523원의 지불의사액을 표시하였다. 트리할로메탄의 경우 농도 0.1 mg/l에서 0.05 mg/l로의 감소로 암에 걸리는 확률이 100만명 중의 4명에서 1천만명 중 1명으로 감소되며 이때의 지불의사액은 465원이었다.

위의 Eom(2000)의 연구결과는 오염물질의 단위 당 가치로 환산할 수 있으며, 이를 이후 지하수 · 토양오염 관련 법령의 배출부과금과 비교할 수 있다. 위 연구 결과를 단순 환산 시 비소, 납, 트리할로메탄의 단위 가치는 각각 943천원/kg, 761천원/kg, 465천원/kg으로 환산된다.

4. 지하수 · 토양오염 관련 법령 분석

공공재인 하천 및 공공수역의 오염행위에 대해, 수질 및 수생태계 보전에 관한 법률에서는 수질오염물질과 특정수질유해물질 및 그 배출기준을 제시하고 기본배출부과금과 초과배출부과금을 부과하고 있다. 수질 및 수생태계 보전에 관한 법률 41조에 의해 배출부과금은 기본배출부과금과 초과배출부과금으로 구성된다. 해당 법률 시행령 41조에 의해 기본배출부과금은 폐수의 유기물질(BOD, COD), 부유물질 농도가 방류수 수질기준은 초과하지만 배출허용 기준 이내인 경우에 부과되며 방류수 수질 기준을 초과한 배출허용 기준 이내 오염물질 배출량, 오염물질 1 kg당 부과금액, 연도

별/지역별/사업장별 부과계수, 방류수 수질 기준 초과율별 부과계수에 의해 계산된다. 2011년 현재의 수질오염물질 1 kg당 연도별 부과금 단가는 5,800원이다.

해당 법률 시행령 45조에 의해 초과배출부과금은 유기물질, 부유물질, 카드뮴 및 그 화합물 등 19종의 배출허용 기준을 초과하여 오염물질을 배출 경우와 폐수 무방류배출시설에서 오염물질을 공공수역으로 배출하는 경우 부과되며, 배출허용 기준 초과 오염물질 배출량(일일 초과오염배출량×배출기간), 오염물질 1 kg당 부과금액, 연도별/지역별/사업장별 부과계수, 배출허용 기준 초과율별 부과계수, 위반횟수별 부과계수에 의해 계산된다. 해당 시행령 별표 14에 의해 오염물질 1 kg당 배출허용기준 초과율별 부과금액을 살펴보면 특정 유해물질인 비소 및 그 화합물은 부과계수를 적용하지 않는 부과금이 100천원/kg, 납 및 그 화합물은 150천원/kg이다. Eom(2000) 결과의 단순환산 단위가치인 비소 943천원/kg, 납 761천원/kg과 비교할 때, 수질 및 수생태계 보전에 관한 법률의 배출부과금제도에서 부과계수를 적용하지 않은 kg당 부과금액은 낮은 수준임을 알 수 있다. 하지만 배출허용기준 초과 비율 당 3~7배의 부과계수가 적용되며 청정지역 등에는 1.5~2배의 부과계수가 적용되기 때문에 인체 건강 위험을 고려한 측면에서 적절한 금액일 수 있다.

참고로 배출부과금 제도를 시행하고 있는 대기 부문도 살펴보면 대기환경보전법의 시행령 23조에서 대기오염물질을 기본배출부과금 부과대상 오염물질인 황산화물, 먼지와 초과배출부과금 부과대상 오염물질인 황산화물, 암모니아, 황화수소, 이황화탄소, 먼지, 불소화합물, 염화수소, 염소, 시안화수소로 구분하고 있는 것을 알 수 있다. 해당 법률 시행령 24조의 대기오염 대상 배출부과금 제도의 부과계수를 적용하지 않는 오염물질 1 kg당 부과금액은 먼지 770원/kg, 황산화물 500원/kg으로 KIIAM에 적용된 UNEP의 대기오염물질의 단위 사회적 비용인 황산화물 7.8천원/kg, 먼지 22.8천원/kg에 비해 대기환경보전법의 배출부과금액은 극히 낮은 수준임을 알 수 있다. 황산화물의 경우 배출부과금제도에서 단순히 부과계수를 적용하지 않은 kg당 부과금액은 UNEP 산정 사회적 비용의 1/150 수준이며, 먼지는 1/30 수준이다.

토양환경보전법 10조는 토양오염으로 인하여 피해가 발생하였을 때에는 해당 오염원인자가 그 피해를 배상하고 오염토양을 정화해야 함을 명시하고 있다. 여기서 오염원인자는 토양오염물질을 토양에 누출·유출, 투기·방치하여 토양오염을 유발한 자 및 토양오염의

원인이 된 토양오염관리대상시설을 소유·점유, 운영하고 있는 자, 토양오염 관리 대상시설 권리·의무를 승계, 인수한 자이다. 해당 법령 11조에서 특별자치도지사·시장·군수·구청장은 토양오염원인자의 신고를 받거나, 토양오염물질이 누출·유출된 사실을 발견한 때 소속 공무원으로 하여금 해당 토지에 출입하여 오염 원인과 오염도에 관한 조사를 하게 할 수 있으며 조사결과 오염도가 우려기준을 넘는 토양에 대해 기간을 정하여 오염원인자에게 토양관련전문기관에 의한 토양정밀조사의 실시, 오염토양의 정화 조치를 할 것을 명하도록 되어 있다. 대기·수질의 경우 공공재로 오염자에 대해 단위당 화폐금액으로 배출부과금을 부과하고 있으나, 토양의 경우 소유자가 명확하여 오염자가 피해를 배상하고 오염토양을 정화하도록 명령하고 있는 것을 알 수 있다. 토양오염의 경우 오염사고로 인한 소송 및 손해배상 비용 또한 사회적 비용으로 볼 수 있을 것이다.

토양오염으로 인한 소송 및 손해배상 사례를 살펴보면 다음과 같다. Hang(2007)이 제시한 신도시 사례는 불법적으로 매립된 제지회사 일반폐기물과 특정폐기물 폐합성수지 약 5천톤, 정수장 일반폐기물 정수처리슬러지 약 6천톤으로 인해 신도시 건설지에 토양 및 지하수 오염이 발생된 사례이다. 그로 인해 일반폐기물 매립 처리비용 24억원, 지정폐기물 매립 처리비용 37억원, 운반비용 19억원, 토공매립비용 4억원과 오염토양의 현장처리비용 34억원, 오염지하수 처리비용 47억원을 포함한 총 167억원 지급 판결되었다. 단순히 매립 폐기물의 단위 손해배상 비용을 산정하면, 매립 폐기물 천톤 당 15억원 비용으로 산정된다. Yu et al.(2010)은 보상가격을 높이기 위해 대지조성공사 시 토사와 함께 산업폐기물 약 18,500톤을 매립하여 주변 토지에 중금속 등 오염 확산과 지하수 오염을 발생시킨 사례를 제시하였다. 이때 토지와 지하수의 오염도를 산출하여 이를 정상적인 토지와 지하수로 정화하기 위한 비용인 163억원의 배상판결이 났으며, 이는 산업폐기물 천톤 당 8.8억원의 배상금 규모이다.

참고로 낙동강 폐놀 오염 사건은 1991년 3월 14일과 4월 22일 두 차례에 걸쳐 각각 폐놀 30톤과 1.3톤이 낙동강으로 유출된 사건으로 유출된 폐놀은 대구 지역 상수원으로 사용되는 취수장으로 유입되었으며, 염소를 이용한 정수처리과정에서 클로로페놀로 변하면서 악취를 유발하였다. Han and Park(2011)에서 정리한 바, 중앙환경분쟁조정위원회는 식품폐기, 구토, 설

사 등으로 인한 정신적 피해는 인정하지 않고, 이로 인한 치료경비와 손실 등에 대해서만 배상 책임을 인정하였다. 해당 오염자는 물질적 피해 11,182건에 대해 11억원을 직접 배상하였다.

낙동강 폐놀 오염의 경우 배출 폐놀 톤당 0.35억원의 직접적인 의료비용과 물리적 손실에 대한 배상금을 지급한 사례가 있으나 대부분 지하수·토양오염의 처리·정화비용으로 배상금을 산정한 것을 알 수 있다. 이는 배출부과금제도와 같이 환경오염 원인자에게 처리비용을 부담시켜 환경자원을 효율적으로 사용하도록 하는 경제적 유인 목적에 부합한다고 볼 수 있으나, UNEP 보고서인 Markandya(1998)와 같이 인체피해, 노동생산성 감소 등의 직간접 비용이 포함된 사회적 비용이 적용되었다고 보기 어려움을 알 수 있다.

지하수·토양오염의 처리·정화비용에 관한 관련 사례 연구로 Kim and Son(2006)에서 유류 및 석유화학 물질에 오염된 토양의 복원비용을 산정한 바 있다. 위 연구에서는 오염된 토양의 양과 사업비를 제시하여 유류 및 석유화학물질의 단위 조사설계 및 처리비용을 16~160천원/m³으로 제시하였다.

토양오염과 가치 하락에 대해서 Hang(2007)에 의하면 토지 지하에 폐기물이 매립되어 있는 경우 매매목적물로 그 토지가 하자가 있는 것으로 본 법적 사례가 있으며, 토양오염으로 인한 가치 하락을 다음과 같은 원인으로 분석하고 있다. 먼저 건축물·공작물 등의 지지기능의 하락이며 둘째 인체 건강을 해치지 않도록 하는 품질·기능에서 오염된 토지상의 건축물·공작물 용도상의 제약 및 토지이용제한이다. 세 번째로 초목/미생물/곤충 등 생육기능, 수질정화기능, 진동완화기능, 대기정화 및 온도조절기능, 지하수함양기능, 경관유지보전기능 등 제약이다. 또한 앞서 제시한 특성을 물리적 결함으로 보고 있으며, 토양오염 부동산의 물리적, 경제적, 법률적, 심리적 결함을 다음과 같이 제시하였다.

먼저 토지의 일반적인 기능을 저해하고 있으므로 물리적 결함에 해당하며 토양오염부동산의 매가가격이 오염이 없는 부동산에 비해 낮아지므로 경제적 결함에 해당한다. 그리고 토양환경보전법에 의한 우려기준, 대책기준 등의 조치 규정이 오염토지에 직간접적으로 연관되므로 법률적 결함에 해당한다. 마지막으로 오염의 확대 등으로 인한 정화비용의 예상초과의 우려가 있으며 오염물질의 신체적 심리적 건강상의 피해 우려로 인근 주민으로부터 민원 등 신뢰도 피해가 있으며, 오

염부지의 혐오감 등으로 불안감을 주므로 심리적 고통에 해당한다고 하였다. 마지막으로 제시한 심리적 고통은 스티그마(Stigma)로 정의하고 있으며 Yu. *et al.* (2010)에 따르면 감정평가사들이 인식하는 토양오염 부동산의 부정적 심리적 영향은 오염정화 이전의 경우 부동산 가치의 22~25% 수준이며, 오염 정화 이후에도 여전히 9~14% 수준으로 존재하는 것으로 나타난다. 그리고 주거용 부동산의 경우, 오염 정화 이후에도 오염에 따른 부정적 인식의 영향이 전체 가치의 13.7%로 높게 나타나는 것으로 보고하였다.

5. 결 론

Min(2009)의 수질배출부과금제도 개선 방안 연구에 따르면 배출부과금 징수율은 환경관련 부과금 중 가장 낮은 수준이며, 부과금 징수액 규모를 조정할 시 물례이션 결과 부과액이 해당 시점의 26% 수준일 때 징수율 100%에 도달함을 도출하였다. 이 결과를 산정할 당시, Min(2009)은 당시 배출부과금 부과액이 오염물질 처리단가의 약 4배 이상을 부과하고 있는 것으로 해석하였으며 오염물질별 초과율을 고려한 누증적 부과계수를 적용하여 실제 환경오염 비용을 초과하는 형벌적 성격의 부과금을 부과하고 있는 것으로 보았다. Kim *et al.*(2010) 또한 농도기준에 의한 불완전 규제 하의 기업의 오염배출행위에 대한 분석으로 농도 기준 배출부과금제도는 기업 인센티브 기준으로 비용효과적이지 않음을 제시하였다. 하지만 본 연구에서 Eom(2000) 사례에서 산정한 수질오염물질인 비소와 납의 인체 건강위험에 대한 단위 회피가치를 살펴보면 수질 및 수생태계 보전에 관한 법률의 배출부과금제도에서 단순히 부과계수를 적용하지 않은 kg당 부과금액은 낮은 수준임을 알 수 있다. 하지만 배출허용기준 초과 비율 및 배출 지역에 따른 부과계수가 적용되기 때문에 인체 건강위험을 고려한 측면에서 적정한 금액일 수 있다. 따라서 지하수·토양오염의 사회적 비용 관점에서 현재 배출부과 기준을 지하수·토양오염물질의 단위 가치로 이용할 수 있다.

본 연구에서는 지하수·토양오염의 사회적 비용 관련 국내외 연구 함께 지하수오염 관련 법령의 배출부과금, 토양오염의 배상비용, 기업의 오염물질 저감비용의 측면에서 지하수·토양오염물질의 단위 당 사회적 비용을 접근하고자 하였다. 기존 KIIAM에서 적용한 대기오염물질의 일반 시민의 인체피해에 따른 의료비용, 노동생산성 하락 및 농어업 생산성 감소, 구조물

부식 비용 등의 사회적 비용 추정을 위해서는 지하수·토양오염 사회적 비용에 대한 추후 지속적인 추가 연구가 요구된다.

사 사

이 논문은 한국지질자원연구원 주요연구사업 ‘지질 자원기술 핵심역량 강화 전략 수립 연구(GP2012-008)’에 의해 지원되었습니다.

참고문헌

- Australian New South Wales(NSW) Government (2009) Responsibilities of landholders and small business regarding land contamination, <http://www.environment.nsw.gov.au/resources/clm/098111LandContamination.pdf>.
- Eom, Y.S. (2000) Valuing Drinking Water Risk Reductions Using Experimental Market Method, *Environmental and Resource Economics Review*, v.9, n.4, p.747-771.
- Görlach, B., Landgrebe-Trinkunaite, R., Interwies, E., Bouzit, M., Darmendrail, D. and Rinaudo, J.-D. (2004) Assessing the Economic Impacts of Soil Degradation, European Commission, DG Environment.
- Han, S.H. and Park, S.W. (2011) A Study on Environmental Liability and the Institutionalization of the Environmental Impairment Liability Insurance System, Korea Environment Institute.
- Hang, J.H. (2007) A Study on the Real Estate Appraisal Approach of Contaminated Properties, Sungkyunkwan University IMBA, 151p.
- Kang, M.A. and Jeong, T.K. (2009) Research on groundwater quality and economic expenses for drinking in Daegu and Gyeongbuk Areas, *The Journal of Engineering Geology*, v.19, n.3, p.307-311.
- Kim, D.H. and Kim K.H. (1994) Measure the Economic Benefits of the Water Quality Improvement in Seoul with Avoidance Behavior Analysis, *Resource Economics Review*, v.3, n.2, p.337-358.
- Kim, G.S., Han, T.W. and Lim, D.S. (2010) The Incentive of a Firm under an Imperfectly Enforceable Emission Tax with a Concentration Standard, *Market Economy*, v.39, n.2, p.85-101.
- Kim, J.L., Park, B.K., Rhew, D.H. and Jung, D.I. (2009) A study on improvement of water quality management in the Nakdong river basin, Korean Society of Water and Wastewater/Korean Society of Water Environment, p.567-568.
- Kim, S.H., Lee, S.B., Yun, Y.S., Kwak, S.J., Eom, Y.S., Kim, Y.J., Cho, S.K. and Lu, M.H. (2004) The Measurement of Environmental and Resource Values: Method and Application, Korea Research Institute for Human Settlements, 285p.
- Kim, T.H. and Son, M.J. (2006) Real Estate Valuation on the Contaminated Properties, Korea Real Estate Research Institute.

- Markandya, A. (1998) The Indirect Costs and Benefits of Green house Gas Limitations, UNEP Collaborating Centre on Energy and Environment.
- Min, D.K. (2009) The Effect of Industrial Waste Water Effluent Charge Reform, *Environmental and Resource Economics Review*, v.18, n.4, p.767-787.
- OECD (2008) Costs of inaction on key environmental challenges, OECD Publications.
- Oh, I.H. (2010) Outlook of Carbon Market beyond 2012, Korea Energy Economics Institute (KEEI).
- Park, Y.H. and Ahn, S.E. (2005) Environmental Policy Suggestions for Establishing Soil Remediation Funds, *Korea Environmental Policy*, v.13, n.1, p.113-138.
- Pimentel, D., Acquay, H., Biltonen, M., Rice, P., Silva, M., Nelson, J., Lipner, V., Giordano, S., Horowitz, A. and D'Amore, M. (1992) Environmental and Economic Costs of Pesticide Use. *BioScience*, v.42, n.10, p.750-760
- Rodrigue, J.-P., Comtois, C. and Slack, B. (2009) *The Geography of transport systems*, Routledge, 352p.
- Yu, E.C., Shinm M.S. and Jung, S.S. (2010) Contaminated Real Estate Valuation and Stigma Impact Analysis, Research Institute of Korea Appraisal Board.

2012년 7월 1일 원고접수, 2012년 8월 15일 게재승인