

싱가포르 오염준설토 정화 후 생태 독성 변화

조은혜^{1*} · 윤성호¹ · 황선경¹ · 이성종¹ · 김흥석² · 채희훈²

¹한국외국어대학교 환경학과

²현대건설 연구개발본부

Changes in the Ecological Toxic Effects of the Contaminated Sediment of Singapore after Treatment

Eun Hea Jho^{1*} · Seong Ho Yun¹ · Sun Kyung Hwang¹ · Sung Jong Lee¹
Hongseok Kim² · Heehun Chae²

¹Department of Environmental Science, Hankuk University of Foreign Studies

²Research & Development Division, Hyundai Engineering & Construction

ABSTRACT

Contaminated sediment can be treated in order to reuse the treated sediment. Even though the chemical criteria are satisfied, the treated sediment could still impose toxic effects. Therefore, this study investigated the changes in the ecological toxic effects of the contaminated sediment from the J region in Singapore after treatment. The contaminated sediment was subject to sequential soil washing and thermal treatment, followed by pH neutralization. Toxic effects of the contaminated and treated sediments were determined by using *Vibrio fischeri* (Microtox®), *Triticum aestivum* (wheat), and *Eisenia foetida* (earthworm). After treatment, the concentrations of total petroleum hydrocarbons and heavy metals were decreased by 98% and 59-93%, respectively, and satisfied the Industrial Maximum Values of the Dutch Standard, which were used as the remedial goal. The bioluminescence reduction of *V. fischeri* decreased significantly, and the earthworm survival increased from 0% to 90% after treatment. The germination rate increased from 0 ± 0% to 75 ± 13% after treatment, but the treated sediment may need additional treatment such as nutrient addition for better plant growth. Overall, this study showed that the treatment of the contaminated sediment satisfactorily removed mixed contaminants, and this led to reduction in toxic effects, suggesting improved potentials for reuse of the treated sediment.

Key words : Sediment, Singapore, Toxicity, Remediation, Mixed contaminants

1. 서 론

싱가포르는 해안 지역 매립을 통해 영토를 꾸준히 넓혀 나가고 있고, 이를 위해 대량의 모래를 사용하고 있다. 최근 이러한 매립을 위해 해외에서 수입해 오는 모래와 함께 자국에서 발생하는 준설토를 활용하기 위해 노력하고 있다. 하지만 싱가포르의 해안 지역을 따라 많은 산업 활동이 일어나고 있어 준설토가 오염되어 있는 경우가 많고, 지역에 따라 중금속과 유류오염물질의 농도가 다르게 분포되어 있다(Goh et al., 1997; Cuong and Obbard, 2006).

따라서 오염된 준설토를 매립용으로 재사용하기 위해 오염 물질 제거를 위한 정화 기술을 적용할 수 있다. 기존 오염 준설토 정화를 위해 사용되고 있는 정화 기술은 크게 대부분 중금속과 같은 오염 물질의 이동성을 저감하기 위한 안정화 기법을 포함하는 in situ 정화 기술과 오염 물질을 준설토로부터 제거하는 세척과 같은 ex situ 정화 기술로 나누어진다(Peng et al., 2009). 안정화 기법의 경우 오염 물질의 이동성은 감소할 수 있으나, 오염 물질이 아직 존재한다는 점으로 인해 재사용에 제한성을 가질 수 있고, 오염 수준이 높은 경우, in situ 정화 기술보다는

*Corresponding author : ehjho@hufs.ac.kr

Received : 2017. 8. 10 Reviewed : 2017. 9. 14 Accepted : 2017. 9. 20

Discussion until : 2017. 12. 31

ex situ 정화 기술이 선호되는 편이다(Peng et al., 2009).

정화 기술 적용 후 정화된 준설토는 정화 기술 적용으로 인해 물리·화학적 특성이 변할 수 있다. 특히 중금속 오염 토양 또는 준설토의 경우 산을 이용한 세척 공법이 흔히 적용되는데, 산 세척 이후 토양 성질의 변화는 오염 물질의 제거와 상관없이 더 높은 독성 영향을 가질 수 있다(Elgh-Dalgren et al., 2009; Im et al., 2015; Jho et al., 2015). 예를 들어, 다환방향족탄화수소(Polycyclic aromatic hydrocarbon, PAH)와 비소로 복합 오염된 토양을 세척 공법을 적용하여 정화한 후 독성을 비교하였더니, 처리토의 독성이 처리하지 않은 토양의 독성보다 높았다(Elgh-Dalgren et al., 2009). 따라서 농도 기반 기준을 만족하는 정화토 또는 정화준설토일지라도 정화 기술 적용으로 인해 독성 영향이 나타날 수 있다. 하지만 정화토 또는 정화준설토의 독성 영향은 정화 평가 시 고려되고 있지 않다.

국내 '수저준설토사의 유효활용 기준 등 규정'과 같은 준설토 재활용 관련 기준에 따르면 수저준설토사의 유효활용을 위한 중금속과 다른 오염물질(폴리염화바이페닐, 다환방향족탄화수소, 총질소, 총인)의 총 농도에 대한 오염도 기준을 제시하고 있다(Ministry of Oceans and Fisheries, 2013a). 하지만 생태 독성 영향을 고려한 기준을 제시하고 있지는 않다. 다만 인위적 원인에 의한 오염이 아니면서 준설토 내 펄의 평균 무게 비율이 10% 이하인 경우 생태독성시험을 통과하면 유효활용이 가능하다고 명시되어 있다. 해양환경관리법 제8조에 따른 해양환경기준의 해저퇴적물편에 따르면 각 중금속 기준을 생태 영향을 반영한 농도 기준으로 제시하고 있다(Ministry of Oceans and Fisheries, 2013b). 또한 국립환경과학원에규 제687호의 하천/호소 퇴적물 오염평가 기준은 저서생물에 독성이 나타날 가능성을 고려한 각 중금속의 농도를 네 개의 등급으로 제시하고 있다(National Institute of Environmental Research, 2015). 하지만 단일 오염물질의 독성 영향은 다른 오염물질과 함께 있을 때 상호 작용으로 인해 다를 수 있다(Zeb et al., 2017).

따라서 각 오염물질에 대한 농도 기반 기준 뿐 아니라 독성 영향을 기반으로 한 관리 기준 및 방안에 대한 관심이 늘어나고 있다. 따라서 본 연구에서는 싱가포르 오염준설토의 정화 전후 독성 영향을 측정하고 비교하고자 한다. 산처리는 중금속 오염 토양 처리에 흔히 사용되는 공법으로 국내에서 널리 사용되고 있다(Wuana and Okieimen, 2011). 또한 다양한 유류오염물질로 오염된 토양 및 퇴적토 처리를 위해 열처리가 흔히 사용되고 있다

(Vidonish et al., 2016). 따라서 본 연구에서는 싱가포르 오염준설토 정화를 위해 산처리와 열처리 공법을 적용하였다. 오염준설토의 정화 전후 생태 독성 변화에 대한 연구는 싱가포르에서 오염준설토를 정화 후 매립용으로 재사용하고자 할 때 농도 기반 기준 만족 조건 외에 고려해야 할 다른 요인들을 제시할 수 있다. 본 연구에서는 오염준설토 정화 기준으로 네덜란드의 Soil Quality Decree를 적용하였다. 이 기준은 토양과 같은 물질들의 재사용을 관리하거나 부지 용도 특이적 정화 목표(주거용 또는 산업용)를 설정할 때 사용할 수 있는 기준을 제시하고 있다(Swartjes et al., 2012).

2. 실험방법 및 분석방법

2.1. 준설토 시료 준비 및 분석 방법

본 연구에서는 사용한 싱가포르의 오염준설토 시료와 이를 처리한 처리준설토 시료는 공동연구기관인 현대건설로부터 제공받았다. 싱가포르 J 지역에서 채취한 오염준설토 시료는 산세척, 저온열탈착, 중성화 처리가 포함된 공정으로 처리하였다. 준설토 시료의 중금속 함량 분석을 위해 미국 EPA 3051A 방법(Microwave assisted acid digestion of sediments, sludges, soils, and oils)을 이용하여 중금속을 추출하였다. 건조된 준설토 시료 0.5 g을 9 mL의 질산(conc. HNO₃)과 3 mL의 염산(conc. HCl)의 혼합액에 넣고, microwave법을 이용해 중금속을 추출하였다(USEPA, 2007). 추출액은 0.45 µm GHP syringe filter로 거른 후 ICP-OES(iCAP7400 duo, Thermo Scientific, Korea)를 사용해 추출액 내 Cd, Cu, As, Pb, Cr, Zn, Ni 함량을 분석하였다. 준설토 시료의 석유계 총 탄화수소(TPH; Total petroleum hydrocarbons) 함량은 EPA 8015B 방법에 따라 GRO(gasoline range organics)와 DRO(diesel range organics)에 해당하는 농도를 분석하였고, 두 값의 합을 TPH 값으로 산정하였다(USEPA, 1996). 시료의 pH는 국내 토양오염공정시험기준에 따라 측정하였다. 간략하게, 준설토 시료 5 g을 증류수 25 mL에 넣고 혼합하여 1시간 방치 후 pH 미터를 이용하여 60초 이내에 pH를 측정하였다(Ministry of Environment, 2009). 준설토 시료 내 유기탄소 함량 분석을 위해 고상 시료 연소장치(SSM-5000A, Shimadzu)가 장착된 TOC(Shimadzu)를 이용하여 TC(총탄소)와 IC(무기 탄소)를 측정 후 TC값에서 IC값을 제하여 OC(유기 탄소) 농도를 구하였다. 준설토의 입자 크기 분포는 비중계법을 이용하여 측정하였다(Gee and Bauder, 1965).

2.2. Microtox®을 이용한 독성 평가 방법

준설토 시료의 독성 평가를 위해 오염물질에 노출되면 발광도가 감소하는 발광미생물(*Vibrio fischeri*)를 이용하여 독성 평가를 수행하였다. 독성 평가는 Microtox® 제조사에서 제공하는 Basic solid phase test 방법을 따라 수행하였다. 준설토 시료와 제조사에서 제공하는 diluent solution을 고액비 1:5 비율로 섞은 후, nine serial dilution으로 준설토 농도가 다른 혼합액을 준비하여 독성 평가를 수행하는 방법이다. 준설토 혼합액에 발광미생물을 5분, 15분, 30분, 60분 노출시킨 후 Microtox® Model 500 Analyzer(SDI)를 사용하여 발광도를 측정하였고, 이를 이용하여 EC50(effective concentration 50; 50%가 영향을 받는 농도)을 산출하였다. 독성 평가는 두 번 또는 세 번 반복하여 수행하였고, 오염준설토의 처리 전후 독성 변화를 비교하였다. 노출 시간에 따른 독성 영향과 EC50값의 변화에 대한 통계 분석은 SPSS(v21)을 이용하여 수행하였다.

2.3. 식물 독성 평가 방법

준설토 시료의 독성 평가를 위해 OECD No. 208 방법에 따라 식물 발아 및 성장 실험을 수행하였다(OECD, 2006). 식물 종자는 밀(*Triticum aestivum*)을 사용하였다. 준설토 시료 50 g을 페트리디쉬에 넣고, 각 페트리디쉬에 밀 종자를 10개씩 파종하였다. 파종 후 각 비커에 용수량 만큼의 3차 증류수를 첨가하고 성장상에서 발아실험을 수행하였다. 성장조건은 온도 $20 \pm 2^\circ\text{C}$, 습도 $70 \pm 25\%$, 광주기 16 시간이었으며, 각 시료에 대해 네 번 반복 실험을 수행하였다. 실험기간 동안 수분 함량은 용수량을 유지하였고, 대조군의 발아율이 50% 될 때를 시작으로 7일과 14일 후 발아율과 지상부 성장을 확인하였다. 대조군으로는 오염되지 않은 준설토를 사용하였다.

2.4. 지렁이 독성 평가 방법

준설토 시료의 지렁이 독성 평가를 위해 OECD No. 207 방법에 따라 지렁이를 이용한 급성독성 평가를 수행

하였고, 사용한 시험종은 줄지렁이(*Eisenia foetida*)이다(OECD, 1984). 유리 용기에 준설토 시료(50 g)와 *E. foetida* 5 마리를 넣고, 성장상에서 독성 평가를 수행하였다. 성장조건으로 온도는 $20 \pm 2^\circ\text{C}$, 습도는 $70 \pm 25\%$ 를 유지하였고, 연속광 조건으로 키우면서 14일 후에 지렁이의 사망 여부를 확인하였다. 평가는 두 번 반복하였다.

3. 결과 및 고찰

3.1. 오염준설토 처리에 따른 중금속 및 TPH 농도 변화

중금속과 유류오염물질로 복합 오염된 준설토 처리를 위해 산처리와 열처리 공정이 순서대로 적용되었다. Table 1은 오염준설토와 처리준설토 내 중금속 및 TPH 함량과 싱가포르에서 비교 기준으로 사용하고 있는 네덜란드의 Soil Quality Decree의 Industrial Maximal Value(IMV)를 보여준다. 오염준설토 처리 공정은 중금속의 경우 59-93%의 제거효율을 가졌고, TPH의 경우 98%의 제거효율을 가졌다(Table 1). 오염준설토 시료의 중금속 함량은 네덜란드 Soil Quality Decree의 IMV와 비교했을 때 Pb를 제외하고는 1.0-9.2배 정도 높은 수준이었다(Table 1). 처리준설토의 경우 중금속 함량은 IMV를 모두 만족했고, Cu(IMV의 0.7배)를 제외하곤, IMV의 0.1-0.4배의 값을 가지는 수준이었다(Table 1). TPH의 경우 오염준설토의 처리로 TPH 함량이 네덜란드 Soil Quality Decree의 Industrial Maximal Value를 만족하였다(Table 1). 이는 농도기준으로 볼 때 처리준설토를 산업 부지에 재활용할 수 있음을 의미한다. 오염준설토의 처리 후 pH는 6.29에서 6.97로 증가했고($p\text{-value} < 0.05$), 이는 산세척 후 중화 처리에 의한 것으로 판단된다(Table 2). 오염준설토와 처리준설토의 입자 크기 분포에는 큰 변화가 없었으나, 유기 탄소는 처리 공정 적용으로 인해 감소하였다(Table 2).

3.2. 오염준설토 처리가 발광미생물에 대한 독성 영향에 미치는 영향

준설토의 독성 평가를 위해 발광미생물, 식물, 지렁이를

Table 1. Concentrations (mg kg^{-1}) of heavy metals and total petroleum hydrocarbons (TPH) in the contaminated and treated sediment samples with the Industrial Maximal Values of the Netherlands' Soil Quality Decree

Samples	Cd	Cu	As	Pb	Cr	Zn	Ni	TPH
Contaminated	6.2 ± 2.8	$1,742 \pm 208$	72 ± 24	210 ± 30	196 ± 11	$2,430 \pm 313$	114 ± 5	$9,283 \pm 1,832$
Treated	1.2 ± 0.8	130 ± 53	30 ± 9	41 ± 23	42 ± 9	171 ± 68	22 ± 7	206 ± 41
Industrial Maximal Values	4.3	190	76	530	180	720	100	500

Note: The detection limits of Cd, Cu, Pb, As, Zn, Ni, and Cr were 0.04, 0.06, 0.18, 0.15, 0.07, 0.17, and 0.04 mg kg^{-1} , respectively. The concentrations are from a single measurement.

Table 2. Physicochemical properties of the contaminated and treated sediment samples

Samples	pH	Organic carbon (%)	Particle size distribution
Contaminated	6.29 ± 0.01	4.1 ± 0.0	1.8% clay, 59% sand, 39% silt
Treated	6.97 ± 0.03	0.57 ± 0.01	1.8% clay, 56% sand, 43% silt

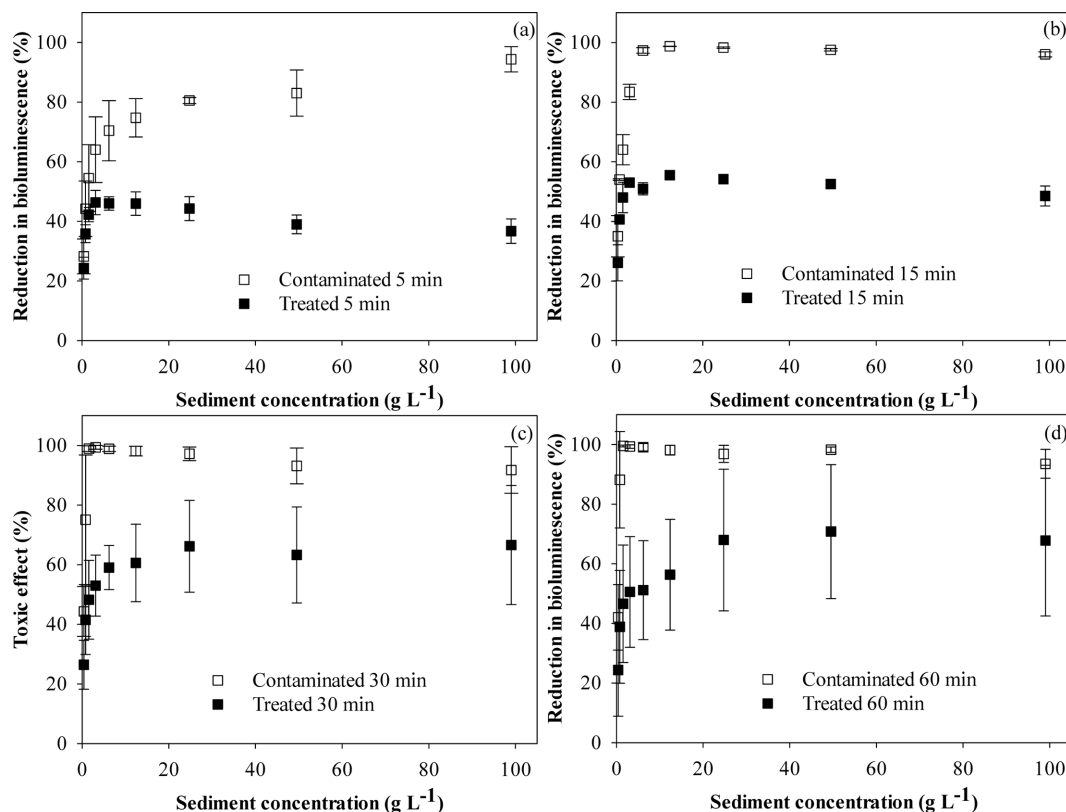


Fig. 1. Changes in toxic effects on *Vibrio fischeri* after treatment of the contaminated sediment (a) toxicity after 5 min exposure, (b) toxicity after 15 min exposure, (c) toxicity after 30 min exposure, and (d) toxicity after 60 min exposure. Triplicate samples were used for (a) and for the treated sediment in (c) and (d).

사용하였다. 발광미생물을 이용한 Microtox® 평가 결과 오염준설토에 노출 후 발광 감소 정도, 즉 독성 영향에 비해 처리준설토에 노출 후 발광 감소 정도가 감소된 것을 볼 수 있었다(Fig. 1). 이는 오염준설토 처리 후 발광 미생물에 미치는 독성 영향이 감소된 것을 의미한다. 또한 노출 시간과 상관 없이 처리준설토의 독성 영향은 오염준설토의 독성 영향에 비해 통계적으로 유의한 수준으로 낮았다(p -value < 0.05)(Fig. 1). 이는 처리준설토 내 오염물질 농도의 감소에 의한 것으로 볼 수 있다(Table 1). 오염준설토와 처리준설토 모두 준설토 농도가 증가함에 따라 발광 저감 정도가 증가하였고, 이는 오염물질을 함유한 준설토의 양이 증가함에 따라 독성 영향이 증가함을 나타낸다. 오염준설토의 경우 대부분 준설토 농도가 6.2 g L⁻¹ 이상일 때 발광 저감 정도가 100%에 달하였다.

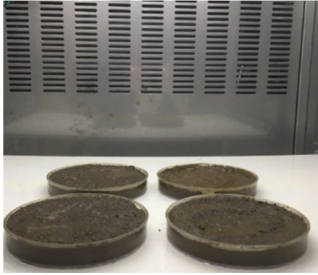
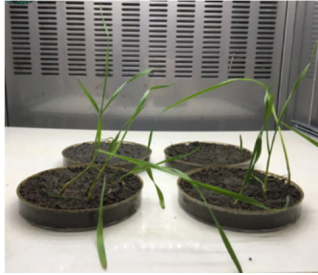
처리준설토의 경우 준설토 농도가 1.5 g L⁻¹ 이상일 때 발광 저감 정도가 최대 값에 달하였고, 5분 노출 후 발광 저감 정도는 평균 43%였으나, 15분 노출 후 52%로 증가하였고, 30분과 60분 노출 후에는 평균 60%로 증가하여 독성 영향이 증가하는 것처럼 나타났다 (Fig. 1). 하지만 오염준설토와 처리준설토 모두 노출 시간의 증가가 독성 영향 변화에 유의미한 영향을 미치지 않았다(p -value > 0.05). 노출 시간이 5분, 15분일 때에 비해 노출 시간이 30분, 60분일 때 독성 영향의 오차 범위가 증가하였으나, 이는 준설토 시료의 불균질성에 의한 것으로 볼 수 있다.

기존 연구에서 유류로 오염된 토양의 정화 정도를 평가하기 위해 Microtox® 평가를 사용한 바 있는데, 이 연구에서는 토양 내 유류오염물질의 농도와 독성 영향이 상관

Table 3. Toxic effects of contaminated and treated sediment samples on *Vibrio fischeri* in effective concentration 50 (EC50)

Exposure period (min)	EC50 (g L ⁻¹) of contaminated sediment	EC 50 (g L ⁻¹) of treated sediment
5	1.7 ± 0.73	17 ± 4.7
15	0.85 ± 0.031	8.4 ± 0.98
30	0.61 ± 0.079	7.0 ± 7.0
60	0.34 ± 0.13	7.8 ± 9.9

Table 4. Toxic effects of contaminated and treated sediment samples on *Triticum aestivum* (wheat) and *Eisenia foetida* (earthworm)

	Contaminated sediment	Treated sediment
Photos		
Seed germination (%)	0 ± 0	75 ± 13
Shoot length (cm)	0 ± 0	4.7 ± 7.1
Earthworm mortality (%)	100 ± 0	10 ± 14

관계를 가진다고 보고한 바 있다(Plaza et al., 2005). 따라서 본 연구의 처리준설토 내 TPH의 경우 오염준설토에 비해 농도가 감소하였고, 이는 독성 영향을 저감하는데 영향을 준 것으로 볼 수 있다. 중금속의 경우 기존 연구에서는 세척 공정 적용 후 중금속 농도가 감소하여도 독성의 변화가 없거나 혹은 더 증가할 수도 있음을 보여준 바 있다(Jho et al., 2015). 이는 토양 내 존재하는 중금속의 생물학적 이용성이 증가하는 쪽으로 중금속의 존재 형태가 변할 수 있기 때문이다. 하지만 본 연구에서는 독성 영향이 현저히 감소하였고, 이는 준설토 내 중금속의 농도뿐 아니라 생물학적 이용성도 감소하였다는 것을 간접적으로 의미한다고 할 수 있다.

오염준설토의 경우, 노출 시간이 5분에서 60분으로 증가하면서 평균 EC50값이 1.7 g L⁻¹에서 0.34 g L⁻¹로 감소하여 독성이 증가하는 것으로 볼 수 있으나, 이러한 변화는 통계적으로 유의하지 않은 수준이었다(p -value > 0.05)(Table 3). 마찬가지로 처리준설토의 경우에도 노출 시간이 5분에서 60분으로 증가함에 따른 EC50 값의 변화는 유의하지 않았다(p -value > 0.05)(Table 3). 이와 같이 오염준설토 또는 처리준설토의 독성 영향이 노출 시간과 상관없이 통계적으로 다르지 않은 수준이라는 것은 오염준설토 또는 처리준설토 내 오염물질에 의한 단기적 영향과 장기

적 영향에 유의한 차이가 없음을 의미한다고 볼 수 있다.

3.3. 오염준설토 처리가 식물과 지렁이에 대한 독성 영향에 미치는 영향

Table 4는 식물과 지렁이를 이용한 독성 평가 결과를 보여준다. 오염준설토에서 발아율은 평균 0 ± 0%였으나, 처리준설토에서는 7일 후 60 ± 27%에서 14일 후 75 ± 13%로 발아율이 증가하였고, 이는 독성이 크게 감소하였음을 의미한다(Table 4). 지상부의 길이 또한 오염준설토의 경우 발아하지 않아 성장이 없었고, 처리준설토의 경우 지상부 길이가 평균 4.7 cm까지 성장하였다. 하지만 Table 4의 사진에서 볼 수 있듯이, 처리준설토에서 성장한 식물은 곧게 위로 뻗지 않고 옆으로 처지는 등 건강하지 않은 상태였다(Table 4). 이는 산세척과 저온열탈착 공법을 적용하면서 토양 내 존재하는 유기 탄소가 평균 4.1%에서 0.57%로 감소한 것과 같이(Table 2) 준설토 내 식물 성장에 필요한 영양분의 역할을 할 수 있는 물질이 함께 감소하였기 때문이라고 할 수 있다. 지렁이 독성 평가 결과도 마찬가지로 오염준설토에서 사망률은 100%였으나 처리준설토에서 사망률은 10%로 줄어들어 오염준설토 처리 후 독성이 감소한 것을 알 수 있었다.

4. 결 론

본 연구에서는 산세척과 저온열탈착 공정을 함께 사용하여 중금속과 유류오염물질로 복합 오염된 싱가포르 준설토의 정화 후 독성 영향 변화를 살펴보았다. 오염준설토 처리 후 중금속과 TPH 농도가 감소하였고, 이로 인해 독성 영향도 감소하였다. 오염준설토 처리 후 발광미생물의 발광 저감 정도는 약 40-60% 정도 감소하였고, 식물 발아율의 경우 75% 증가하였다. 또한 지렁이의 생존률은 0%에서 평균 90%로 증가하였다. 이러한 오염물질 농도 저감 및 독성 영향의 감소는 처리준설토의 환경에서의 재활용 촉진에 긍정적인 역할을 할 것으로 기대된다. 만약 처리준설토의 사용 용도가 식물 성장과 관련이 있다면 오염물질 처리 후 처리준설토에 대해 적절한 후속 처리가 필요할 것으로 판단된다. 결론적으로 본 연구는 중금속과 유류오염물질로 복합 오염된 준설토에서 오염물질 처리 후 생태 독성을 평가함으로써 처리준설토 내 잔류 오염물질의 안정성을 간접적으로 평가하였다. 또한 처리준설토의 재활용시 재활용 용도에 따라 후속 처리를 고려해야 할 필요가 있음을 보여주었다. 따라서 추가 연구를 통해 처리준설토뿐 아니라 다양한 오염도양 처리 후 환경에서의 재활용을 위해 농도 기준과 더불어 독성 영향을 함께 고려해 평가하고 재활용 하는 방안을 고려하는 것이 바람직할 것으로 판단된다.

사 사

본 연구는 현대건설(주) 연구개발과제(TO15RND28)와 환경부 토양지하수오염방지기술개발사업(GAIA) 지원을 받아 수행되었습니다. 또한 이 연구는 2017년 한국외국어대학교 교내학술연구비의 지원을 받아 수행되었습니다.

References

Cuong, D.T. and Obbard, J.P., 2006, Metal speciation in coastal marine sediments from Singapore using a modified BCR-sequential extraction procedure, *Appl. Geochem.*, **21**(8), 1335-1346.

Elgh-Dalgren, K., Arwidsson, Z., Camdzija, A., Sjoberg, R., Ribe, V., Waara, S., Allard, B., von Kronhelm, T., and van Hees, P.A., 2009, Laboratory and pilot scale soil washing of PAH and arsenic from a wood preservation site: changes in concentration and toxicity, *J. Hazard. Mater.*, **172**(2-3), 1033-1040.

Gee, G.W. and Bauder, J.W., 1986, Particle-size Analysis I,

Methods of Soil Analysis: Part 1-Physical and Mineralogical Methods, A. Klute (Ed), Wisconsin, USA.

Goh, B.P.L. and Chou, L.M., 1997, Heavy metal levels in marine sediments of Singapore, *Environ. Monit. Assess.*, **44**(1), 67-80.

Im, J., Yang, K., Jho, E.H., and Nam, K., 2015, Effect of different soil washing solutions on bioavailability of residual arsenic in soils and soil properties, *Chemosphere*, **138**, 253-258.

Jho, E.H., Im, J., Yang, K., Kim, Y.-J., and Nam, K., 2015, Changes in soil toxicity by phosphate-aided soil washing: Effect of soil characteristics, chemical forms of arsenic, and cations in washing solutions, *Chemosphere*, **119**, 1399-1405.

Ministry of Environment, 2009, Standard test method for soil contamination, ES 07302.1 Hydrogen ion concentration - Glass electrode method.

Ministry of Oceans and Fisheries, 2013a, Regulations on beneficial reuse of dredged sediment.

Ministry of Oceans and Fisheries, 2013b, Sediment Quality Guidelines (seabed sediment).

National Institute of Environmental Research, 2015, Sediment Pollution Evaluation Standard.

OECD, 1984, Test No. 207: Earthworm, Acute Toxicity Tests.

OECD, 2006, Test No. 208: Terrestrial Plant Test: Seedling Emergence and Seedling Growth Test.

Peng, J.-f., Song, Y.-h., Yuan, P., Cui, X.-y., and Qiu, G.-l., 2009, The remediation of heavy metals contaminated sediment, *J. Hazard. Mater.*, **161**(2), 633-640.

Płaza, G., Nałęcz-Jawecki, G., Ulfig, K., and Brigmon, R.L., 2005, The application of bioassays as indicators of petroleum-contaminated soil remediation, *Chemosphere*, **59**(2), 289-296.

Swartjes, F.A., Rutgers, M., Lijzen, J.P.A., Janssen, P.J.C.M., Otte, P.F., Wintersen, A., Brand, E., and Posthuma, L., 2012, State of the art of contaminated site management in The Netherlands: Policy framework and risk assessment tools, *Sci. Total Environ.*, **427-428**, 1-10.

US EPA, 1996, US EPA 8015B Method: Nonhalogenated organics using GC/FID, Revision 2.

US EPA, 2007, US EPA 3051A Method: Microwave assisted acid digestion of sediments, sludges, soils, and oils, Revision 1.

Vidonish, J.E., Zygourakis, K., Masiello, C.A., Sabadell, G., and Alvarez, P.J.J., 2016, Thermal Treatment of Hydrocarbon-Impacted Soils: A Review of Technology Innovation for Sustainable Remediation, *Eng.*, **2**(4), 426-437.

Wuana, R.A. and Okieimen, F.E., 2011, Heavy Metals in Contaminated Soils: A Review of Sources, Chemistry, Risks and Best Available Strategies for Remediation, *ISRN Ecol.*, **2011**, 20.

Zeb, B., Ping, Z., Mahmood, Q., Lin, Q., Pervez, A., Irshad, M., Bilal, M., Bhatti, Z.A., and Shaheen, S., 2017, Assessment of combined toxicity of heavy metals from industrial wastewaters

on *Photobacterium phosphoreum* T3S, *Appl. Water Sci.*, 7(4), 2043-2050.