

Research Article



CrossMark

Open Access

## 유류오염 토양 내 석유계 탄화수소 화합물의 분해에 대한 퇴비의 시용 효과

김성은, 김용균, 이상몽, 박현철, 김근기, 손흥주, 노용동, 홍창오\*

부산대학교 생명자원과학대학 생명환경화학과

### The Effect of Compost Application on Degradation of Total Petroleum Hydrocarbon in Petroleum-Contaminated Soil

Sung Un Kim, Yong Gyun Kim, Sang Mong Lee, Hyeon Cheal Park, Keun Ki Kim, Hong Joo Son, Yong Dong Noh and Chang Oh Hong\* (Department of Life Science and Environmental Biochemistry, Natural Resources & Life Science, Pusan National University, Miryang 50463, Korea)

Received: 26 August 2015 / Revised: 26 October 2015/ Accepted: 4 November 2015

Copyright © 2015 The Korean Society of Environmental Agriculture

This is an Open-Access article distributed under the terms of the Creative Commons Attribution Non-Commercial License (<http://creativecommons.org/licenses/by-nc/3.0>) which permits unrestricted non-commercial use, distribution, and reproduction in any medium, provided the original work is properly cited.

#### Abstract

**BACKGROUND:** Petroleum-contaminated soil from leaking above- and underground storage tanks and spillage during transport of petroleum products is widespread environmental problem in recent years. Application of compost may be the most promising, cost-effective, and eco-friendly technology for soil bioremediation because of its advantages over physical and chemical technology. The objective of this study was to evaluate effect of compost application on degradation of total petroleum hydrocarbon (TPH) in petroleum hydrocarbon-contaminated soil.

**METHOD AND RESULTS:** An arable soil was artificially contaminated by diesel, and compost was applied at the different rate of 0, 10, 30, and 50 Mg/ha. Concentration of TPH in the soil decreased as application rate of compost increased. Degradation efficiency was highest at compost 30 Mg/ha; however, it slightly decreased with compost 50 Mg/ha. Kinetic modeling was performed to estimate the rates of chemical reaction. The correlation coefficient (R<sup>2</sup>) values for the linear plots using the second-order model were higher than those using the first-order model. Compost

30 and 50 Mg/ha had the fastest TPH degradation rate in the second-order model. Change of microbial population in soil with compost application was similar to that of TPH. Microbial population in the soil increased as application rate of compost increased. Increasing microbial population in the contaminated soil corresponded to decreased in TPH concentration.

**CONCLUSION:** Conclusively, compost application for soil bioremediation could be an effective response to petroleum hydrocarbon-contaminated soil. The increase in microbial population with compost suggested that compost application at an optimum rate might enhance degradation of TPH in soil.

**Key words:** Bioremediation, Compost, Soil contamination, Total petroleum hydrocarbon

#### 서론

토양오염은 다른 오염과 달리 쉽게 눈에 보이지 않는 오염으로 토양오염물질의 특성에 따라 오염의 양상이 달라지며 오염 지역의 토양 특성에 의해서도 크게 영향을 받는다. 토양오염은 토양 자체의 오염 뿐 아니라 오염물질의 휘발, 분리, 용해, 확산에 의한 지하수, 하천 및 대기 오염 등 다른 매체로 이동하여 2차 오염을 유발 할 수 있다. 토양오염원으로는 폐

\*Corresponding author: Chang Oh Hong  
Phone: +82-55-350-5548; Fax: +82-55-350-5549;  
E-mail: soilchem@pusan.ac.kr

Table 1. Selected chemical properties of the studied soil

pH (1:5, H <sub>2</sub> O)	OM <sup>Z</sup> (g/kg)	T-N <sup>Y</sup> (g/kg)	Av. P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> <sup>X</sup> (mg/kg)	Exchangeable cations (cmolc/kg)		
				K	Ca	Mg
6.7	17.6	1.05	142	0.42	5.76	1.25

<sup>Z</sup>OM: organic matter; <sup>Y</sup>T-N: total nitrogen; <sup>X</sup>Av. P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>: Available P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>.

기물 매립지, 유류저장시설, 유해화학물질 저장시설, 농약, 휴·폐 광산 및 농업·산업지역의 각종 시설물 등이 있다. 그 중에서도 유류운반 및 유류 지하저장시설의 배관부식, 과 저장, 틈새발생, 외부부하에 의한 유류누출이 토양생태계 내에 잔류하여 발생하는 피해가 보고되면서 심각한 사회문제로 대두되었다(KME, 2011). 이러한 유류토양오염은 크게 휘발성이 높은 벤젠(Benzene), 톨루엔(Toluene), 크실렌(Xylene), 에틸벤젠(Ethylbenzene) 등의 통칭으로 불리는 BTEXs와 등유, 경유, 제트유, 병커 C유 등과 같은 석유계 탄화수소 화합물(TPH, Total Petroleum Hydrocarbon)로 나눌 수 있으나, 일반적으로는 석유계 탄화수소 화합물에 의한 유류오염 토양이 국내 토양 오염의 주류를 차지하고 있어, 유류오염 토양 정화기법에 대해 집중적인 관리가 필요하다(Lee, 2009). 최근에 환경부는 특정토양오염대상관리대상시설 현황 및 토양오염조사결과 보고서에서 주유소, 운수회사 및 군부대 등 266 개소 토양 TPH 오염수준이 1,356 에서 55,117 mg/kg 으로 토양오염우려기준을 크게 초과하였음을 보고하였고, 환경통계연감에서 오염우려지역으로 지정된 2,470 곳 중 폐기물 적치·매립·소각 등 지역 410 곳과 교통관련시설지역 343 곳에서 최고 3,286 mg/kg의 TPH 오염사례를 보고하였다(KME, 2011, 2012).

유류오염토양을 복원하는 기술로는 물리·화학적, 생물학적 기술로 나눌 수 있다. 물리·화학적 기술의 경우 비용이 많이 발생 하고 2차적인 오염물질을 발생시킬 수 있으며 토질을 악화시켜 생물존재의 기반으로서의 역할을 상실 할 수 있는 문제가 발생 할 수 있다(Padmavathiamma and Li, 2007). 하지만 생물학적 기술의 경우 토양 생물의 생화학적 대사과정을 이용하여 오염물질을 무독성 형태로 분해하여 제거하는 방법으로 처리비용이 적게 들고 친환경적이며 2차적인 오염물질을 발생 시키지 않고 넓은 면적에 적용할 수 있는 장점이 있다(Riser-Roberts, 1998).

생물학적 기술은 생체촉진하법(Bioaugmentation)과 생물자극법(biostimulation) 으로 나눌 수 있다(Collin, 2001). 생체촉진하법은 유류물질의 주요 구성성분인 다양한 체인의 탄화수소 화합물을 분해할 수 있는 미생물을 유류오염토양에 처리하여 정화시키는 방법이며(Collin, 2001), 생물자극법은 미생물의 양분이 되는 유기 및 무기형태의 퇴비, 비료, 거름 등 다양한 형태의 질소와 인산을 유류로 오염된 토양에 공급하여 최적의 탄소: 질소: 인산 양분 비에 도달 시켜 토착미생물의 수를 빠르게 증가시켜 토양을 정화하는 방법이다(Riser-Roberts, 1998; Sarkar *et al.*, 2005). 이러한 미생물의 양분 공급은 미생물의 증식에 큰 영향을 미치며 탄화수소

화합물의 분해를 더욱더 효율적으로 만든다(Walworth and Reynolds, 1995; Zhou and Crawford, 1995; Ting *et al.*, 1999). 따라서 생물학적 기술의 최종 목표는 오염된 토양 내 미생물의 수를 극대화 시킨 후 미생물을 이용하여 탄화수소 화합물을 이산화탄소와 물로 분해하여 오염된 토양을 정화시키는 방법이다.

국내에 값싼 농자재로써 널리 보급되고 있는 퇴비는 농경지 토양의 물리성, 화학성, 생물학적 특성을 개선시켜 작물의 생산성 증대를 위한 목적으로 사용된다. 퇴비는 탄소와 질소 및 인산 등의 미생물의 증식에 필요한 양분들을 다량으로 함유하고 있어 시용 후 토양 내 미생물 체량과 활성 증가, 효소 활성 증가와 토양 미생물 분포의 변화를 초래할 수 있다(Kallenbach and Grandy, 2011; Aranda *et al.*, 2015; Caracciolo *et al.*, 2015). 따라서 본 연구에서는 유류로 오염된 토양의 정화를 위한 생물자극법에서 퇴비의 시용효과를 알아보기 위해 TPH로 오염된 토양에 퇴비를 수준별로 처리하여 TPH의 분해 양상 및 미생물 수의 변화를 조사하였다.

## 재료 및 방법

### 공시토양 및 공시품 특성

본 연구를 수행하기 위해 경남 밀양시 부북면 오례리에 소재하는 부산대학교 부속농장 밭토양(35°30'07.6"N 128°43'16.0"E)을 공시토양으로 선정하였다. 대상지역의 토양은 우곡통에 속하는 토양이었으며 점토 7.2%, 미사 37%, 모래 55.8%를 포함하는 사질양토(sandy loam)이었다. 자세한 공시토양의 화학적 특성은 Table 1에 나타났다. TPH로 오염된 토양을 설정하기 위해 100 L의 디젤유를 60 m<sup>2</sup>의 공시토양 면적에 균일하게 살포하였다. 공시품으로 국내 농자재 상에

Table 2. Chemical properties of compost used for the study

Item	Compost
pH (soil:H <sub>2</sub> O, 1:5)	6.2
EC (ds m <sup>-1</sup> , soil:H <sub>2</sub> O 1:5)	4.1
Total content (g/kg)	
C	391
N	21.5
P	23.8
K	36.8
Ca	18.5
Mg	5.5

서 유통되고 있는 가축분 퇴비(산청축협, 등록번호: 11-유기-3-563)를 구입하였으며 사용된 퇴비 내 양분 함량은 Table 2에 나타났다.

### 현장시험

퇴비 처리량에 따른 유류오염토양 복원 효과를 조사하기 위해 공시유류토 오염된 토양에 퇴비처리 수준을 각각 0, 10, 30, 50 Mg/ha로 처리하여 토양 내 총 탄화수소화합물 저감 효과 및 미생물수를 조사하였다. 각 처리구의 면적은 5 m<sup>2</sup>이었고 처리구의 배치는 난괴법을 사용하였으며 각 처리구는 3반복으로 구성되었다. 시험은 2014년 3월 8일에 시작하여 동년 8월 9일에 종료하였다. 토양시료는 시험 시작 후 월 1회 총 5번을 채취하였으며 시험 기간 중 식물생육이 미치는 영향을 배제하기 위하여 정기적으로 잡초를 제거하였다.

### 토양의 화학적 특성 분석

시험포장의 공시토양의 화학적 특성 분석을 위해 다음과 같은 방법으로 수행하였다: pH (1:5 토양:물), 유기물 함량 (Walkley and Black method; Allison, 1965), 총질소 함량 (Kjeldahl method; Bremner, 1965), 치환성 양이온 K<sup>+</sup>, Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup> (1 N NH<sub>4</sub>-acetate pH 7.0, AAS, atomic absorption spectroscopy, Perkin elmer model 3300, Norwalk, CT, USA). 유효인산의 함량은 Lancaster 법 (RDA, 2000)을 이용하여 분석하였다.

### 토양 내 탄화수소화합물 (TPH) 분석

유류로 오염된 토양 내 탄화수소 화합물의 농도변화를 알아보기 위해 유류 처리 직후부터 5개월 동안 30일 간격으로 토양 시료를 채취하였다. 토양시료는 오거(auger)를 이용하여 15 cm 깊이의 토양을 시험구당 5점씩 채취하였으며, dichloride methane을 이용한 초음파 추출법으로 추출 정제 한 후 GC-ECD (gas chromatograph electron capture detector, ECD-2010 Plus, Shimadzu Co, Kyoto Japan)를 이용하여 측정하였다. 분석에 사용된 검출기는 FID (flame ionization detector)이었으며, 컬럼은 DB-1(HT) (길이 30 m, 내경 0.32 mm, 필름두께 0.52 μm)를 사용하였다.

### 미생물 수 조사

5-tube Most probable Umber (MPN) 방법(Collins *et al.*, 1989)을 이용하여 미생물 populations을 측정하였다. 증

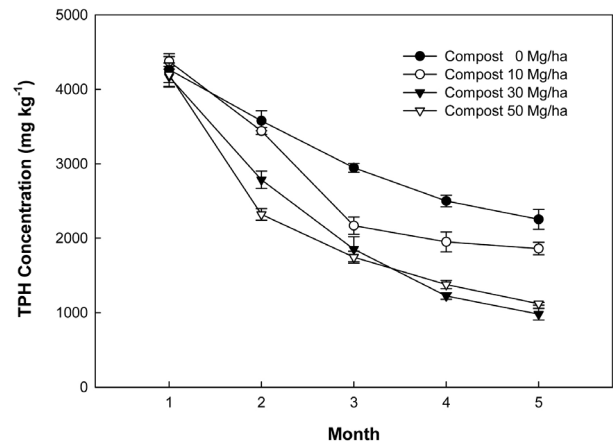


Fig. 1. Changes of TPH concentration in soils amended with different rates of compost for 5 months.

식을 위한 배지는 10% PTYG (Pepton, Tryptone, Yeast, Glucose) 용액을 사용하였다.

## 결과 및 고찰

### 토양 내 TPH 함량 변화

퇴비의 처리량을 증가시킴에 따라 시험 기간 동안 조사된 토양 내 TPH의 함량은 감소하는 경향을 나타냈다(Fig. 1). 퇴비의 처리 후 한 달 후에 퇴비의 처리량에 따른 토양 내 TPH의 뚜렷한 함량 변화는 없었으나 처리 후 두 달 이후부터 퇴비의 처리량에 따른 TPH 함량의 감소가 나타났다. 퇴비는 무기태 비료와 달리 토양 내에서 분해되는 속도가 늦어 미생물의 활성을 증대시켜 TPH 함량을 감소시키는데 다소의 시간이 소요되는 것으로 판단된다. 토양 내 탄화수소 화합물 분해속도는 탄소분자화합물의 크기에 따라 분해속도가 달라지는데, 탄소화합물의 분자량이 클수록 그 분해 속도는 늦어진다(Nocentini *et al.*, 2000; Sarkar *et al.*, 2005; Van *et al.*, 2003). 따라서 실험 종료 후 토양에 남아있는 탄소분자화합물은 분자량이 큰 화합물이라고 판단된다. 또한 퇴비처리 후 TPH 함량이 초기에는 빠르게 감소되다가 그 이후에는 느려지는 것이 관찰되었다. 이러한 결과는 시간의 경과에 따라 퇴비가 완전히 분해되어 조사기간 후반기에 미생물 효소의 활동도가 감소되었기 때문으로 판단된다(Van *et al.*, 2003).

퇴비의 처리량에 따른 토양 내 TPH 분해율을 조사한 결

Table 3. Initial and final TPH concentrations and degradation efficiency of TPH with different rates of compost application

Compost --- Mg/ha ---	TPH concentration (mg/kg)		Degradation efficiency ----- % -----
	--- Initial ---	--- Final ---	
0	4264±175	2252±134	47±0.6
10	4374±103	1860± 83	57±0.2
30	4170±139	980± 78	76±0.3
50	4195±157	1120± 18	73±0.4

**Table 4. Correlation coefficients for first- and second-order linear models**

Compost Mg/ha	Correlation coefficient ( $R^2$ )	
	First-order	Second-order
0	0.9351	0.9340
10	0.8591	0.9088
30	0.9004	0.9362
50	0.9486	0.9457

과, 퇴비 처리량을 30 Mg/ha까지 증가시킴에 따라 TPH 분해율은 증가하였다(Table 3). 유사한 결과로 Liu *et al.* (2010)은 퇴비를 90 Mg/ha로 처리하였을 때의 TPH의 분해율이 무처리 보다 3배 이상 높았다고 보고하였다. 그러나 퇴비를 50 Mg/ha로 처리하였을 때 TPH 분해율은 30 Mg/ha로 처리하였을 때 보다 다소 감소하는 결과를 나타냈다. 퇴비 30 Mg/ha 처리하였을 때 TPH의 함량은 980 mg/kg로 76%의 분해율을 나타내었으며 퇴비 50 Mg/ha 처리하였을 때 TPH의 함량은 1,120 mg/kg로 73%의 분해율을 나타냈다. 이러한 결과를 미루어 볼 때, 과도한 퇴비의 투입은 오히려 TPH의 분해율을 다소 낮추는 것으로 판단된다. Chaîneau *et al.* (2005)는 유류로 오염된 토양을 복원하기 위해 과도하게 비료를 투입하면 토양 내 탄소원의 무기화를 야기해 오히려 복원능력을 저하 시킨다고 보고 하였다. 또한 퇴비를 처리하지 않은 무처리의 경우 TPH 함량은 2,252 mg/kg인 47%로 가장 낮은 분해율을 보여주었지만 이러한 무처리의 TPH 함량 감소는 공시토양 내 토착미생물들의 TPH 분해 가능성을 보여주었다.

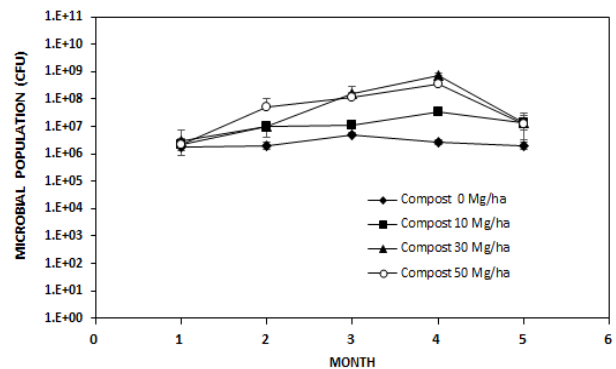
### TPH 분해속도

탄화수소 화합물의 분해율을 알아보기 위해 퇴비 처리량에 따른 탄화수소 화합물 농도변화를 1차와 2차 kinetics 모델에 적용하였다. First-order kinetic 모델은  $\ln[TPH]$ 와 시험기간의 관계를 straight line으로, second-order kinetic 모델은  $1/[TPH]$ 와 시험기간의 관계를 linear로 나타내어 (Snoeyink & Jenkins, 1980) 두 kinetic 모델의 결정계수 ( $R^2$ )를 비교 하였다. Second order kinetic 모델의 결정계수 값이 first-order kinetic 모델의 결정계수 값 보다 높거나 비슷하였다(Table 4). 따라서 본 연구 결과는 second-order kinetic 모델이 first-order kinetic 모델보다 더 잘 적용됨을 알 수 있었다. 이와 동일하게 Saker *et al.* (2005)은 TPH로 오염된 토양에 각각 다른 농도의 biosolid 및 비료를 처리하였을 때 여섯 개의 처리구중 다섯 개의 처리구에서 first-order kinetic 모델 보다 second-order kinetic 모델에 더 잘 적용되었다고 보고하였다.

따라서 Second-order kinetic 모델에서 reaction rate constant 값을 계산한 결과(Table 5), 퇴비를 30 Mg/ha과 50 Mg/ha 처리하였을 때의 reaction rate constant 값은  $2.0 \times 10^{-4}$ 로 가장 높았으며 10 Mg/ha 처리하였을 때의 값은  $8.0 \times 10^{-5}$ 이었다. 또한 퇴비 0 Mg/ha 처리하였을 때의

**Table 5. Second-order reaction rate constants for TPH degradation in soils amended with different rates of compost**

Compost Mg/ha	Reaction rate constant
	day
0	5.E-05
10	8.E-05
30	2.E-04
50	2.E-04

**Fig. 2. Changes of total viable microbial population in soils amended with different rates of compost for 5 months.**

reaction rate constant 값은  $5.0 \times 10^{-5}$ 로 가장 낮았다. 퇴비를 30 Mg/ha 이상 처리하였을 때 reaction rate constant 값은 퇴비를 처리하지 않았을 때 보다 그 값이 4배 정도 높았음을 알 수 있었다.

### 미생물 수 변화

시험 기간 동안 TPH로 오염된 토양 내 미생물의 수를 조사한 결과, 퇴비의 처리량을 증가시킴에 따라 토양 내 미생물의 수는 증가하는 경향을 나타냈다(Fig. 2). 토양 내 미생물의 수는 시간의 경과에 따라 증가하다가 조사기간 후기에 다소 감소하는 경향을 나타냈다. 퇴비 사용 후 네 달째의 미생물의 수는 시험 초기단계인 첫째 달에 비해 각각  $3 \times 10^2\%$  (0 Mg/ha),  $2 \times 10^3\%$  (10 Mg/ha),  $2 \times 10^4\%$  (30 Mg/ha, 50 Mg/ha) 까지 증가하였다. 이와 비슷하게 Sarkar *et al.* (2005) 및 Liu *et al.* (2011)의 보고에 따르면 유류로 오염된

토양에 biosolid 및 퇴비를 처리 하였을 경우 미생물의 수가 급격히 증가되다가 감소되었다고 하였으며, Ting *et al.* (1999) 과 Vasudevan and Rajaram (2001)은 급변하는 미생물의 증가는 토양의 양분 공급에 밀접한 관계가 있다고 보고하였다. 시험기간 동안 퇴비의 처리량에 따른 토양 내 미생물 수의 변화는 Fig. 1에 나타낸 토양 내 TPH 함량 변화와 유사한 경향을 나타냈다. 퇴비의 처리 후 한 달 후에 퇴비의 처리량에 따른 토양 내 미생물 수의 뚜렷한 변화는 없었으나 처리 후 두 달 이후부터 퇴비의 처리량을 증가시키기에 따라 토양 내 미생물 수의 증가가 나타났다. 또한 퇴비 시용 후 네 달째부터 퇴비 50 Mg/ha를 시용 했을 때 보다 30 Mg/ha를 시용하였을 때 토양 내 미생물 수가 더 높은 것으로 나타났다. 이와 유사하게 토양 내 TPH 함량 또한 네 달째부터 퇴비 50 Mg/ha를 시용 했을 때 보다 30 Mg/ha를 시용하였을 때 TPH 함량이 더욱 감소하는 결과를 나타냈다(Fig. 1). 50 Mg/ha의 퇴비 시용은 시험기간 초기에 미생물 수를 과도하게 증대시켰으나 후기에 오히려 경쟁으로 인한 미생물의 사멸을 초래하여 TPH 함량의 감소효과가 낮아진 것으로 판단된다. 이상의 결과를 바탕으로 볼 때, 퇴비의 처리량은 토양 내 미생물 수와 TPH 함량 변화에 밀접한 관계가 있는 것으로 판단된다. 유사한 결과로 Liu *et al.* (2011)의 보고에 따르면 유류 슬러지로 오염된 토양에 퇴비를 처리한 후 토양 내 양분을 조사 한 결과 hydrolyzable 질소, 유효인산 및 칼륨의 양이 무처리 토양에 비해 현저히 증가됨을 관찰하였으며, 이러한 양분의 증가는 미생물의 활동을 증식 시켜 TPH의 분해를 도왔을 것이라 설명하였다. 본 연구에서 시험기간 동안 퇴비의 처리에 따른 토양 내 양분 함량 변화에 대한 조사가 이루어지지 않았지만 공시품으로 사용된 가축분 퇴비 내에는 미생물의 생육에 필요한 다량의 탄소, 질소, 인산 등의 영양분을 포함하고 있어 퇴비의 처리량을 증가시키기에 따라 토양 내 공급되는 영양분의 함량이 증가되었을 것으로 판단한다 (Table 2). 따라서 TPH로 오염된 토양에 퇴비의 처리는 토양 내 미생물 수를 증가시켜 TPH 함량의 감소를 가속화시킬 수 있을 것으로 판단된다. 그러나 과도한 양의 퇴비의 시용은 오히려 토양 내 미생물 수의 감소와 TPH 분해율의 감소를 초래할 수 있을 것으로 판단된다.

## 요 약

본 연구는 유류로 오염된 토양의 정화를 위한 생물자극법에서 퇴비의 시용효과를 알아보기 위해 실시되었다. TPH로 오염된 토양에 퇴비를 수준별로 처리 한 후 TPH 함량 변화를 관찰 한 결과, 퇴비 처리량이 증가 할수록 토양 내 TPH 함량이 감소하는 경향이 나타났다. TPH 분해율을 알아보고자 퇴비 처리수준에 따른 TPH 함량 변화를 1차와 2차 kinetics 모델에 적용하여 결정계수( $R^2$ )를 비교 한 결과 second order kinetic 모델의 결정계수 값이 잘 적용되었다. 퇴비를 처리하였을 때 second-order kinetic 모델의 reaction rate constant 값은 퇴비를 30 Mg/ha 이상 처리하였을 때

무처리 보다 4배 정도 높게 나타났으며, 퇴비 처리 수준이 높아질수록 그 값은 증가하는 경향을 보였다. 퇴비의 처리량을 증가시키기에 따라 토양 내 미생물의 수는 증가하는 경향을 나타냈다. 또한 퇴비의 처리량은 토양 내 미생물 수와 TPH 함량의 변화와 밀접한 관계가 있음을 보여주었다. 따라서 TPH로 오염된 토양 내 적합한 양의 퇴비 처리는 토양 내 미생물 수를 증가시켜 TPH 함량의 감소를 가속화시킬 수 있을 것으로 판단된다.

## Acknowledgment

This study was carried out with the support of "Research Program for Agricultural Science & Technology Development (Project No. PJ00982803)", National Academy of Agricultural Science, Rural Development Administration, Republic of Korea.

## References

- Allison, L. E. (1965). Organic carbon. In: Black CA, (ed) Methods of soil analysis. Part II. American Society of Agronomy Inc., Publ. Madison, Wisconsin, USA, 1367-1376.
- Aranda, V., Macci, C., Peruzzi, E., & Masciandaro, G. (2015). Biochemical activity and chemical-structural properties of soil organic matter after 17 years of amendments with olive-mill pomace co-compost. *Journal of Environmental Management*, 147(1), 278-285.
- Bremner, J. M. (1965). Total nitrogen. In *Methods of Soil Analysis. Part II*, (ed. Black, C. A.), American Society of Agronomy Inc., Publ., Madison, WI, 1149-1178.
- Caracciolo, A. B., Bustamante, M. A., Nogues, I., Lenola, M. D., Luprano, M. L., & Grenni, P. (2015). Changes in microbial community structure and functioning of a semiarid soil due to the use of anaerobic digestate derived composts and rosemary plants. *Geoderma*, 245-246, 89-97.
- Collins, C. H., Lyne, P. M., & Grange, J. M. (1989). *Microbiological Method*, 6th ed., Butterworth-Heinemann, London, UK.
- Collin, P. H. (2001). *Dictionary of ecology and the environment*, fourth ed., Peter Collin Publishing, London, UK.
- Chaineau, C. H., Rougeux, G., Yepremian, C., & Oudot, J. (2005). Effects of nutrient concentration on the biodegradation of crude oil and associated microbial populations in the soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 37(8), 1490-1497.
- Kallenbach, C., & Grandy, A. S. (2011). Controls over soil

- microbial biomass responses to carbon amendments in agricultural systems: A meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 144(1), 241-252.
- Lee, J. Y. (2009). Bioremediation technique and application for contaminated soil. *Korean Geosynthetics Society*, 8(2), 6-13.
- Liu, W., Luo, Y., Teng, Y., Li, Z., & Ma, L. Q. (2010). Bioremediation of oily sludge-contaminated soil by stimulating indigenous microbes. *Environmental Geochemistry and Health*, 32(1), 23-29.
- Liu, P. W. G., Chang, T. C., Whang, L. M., Kao, C. H., Pan, P. T., & Cheng, S. S. (2011). Bioremediation of petroleum hydrocarbon contaminated soil: effects of strategies and microbial community shift. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 65(8), 1119-1127.
- Nocentini, M., Pinelli, D., & Fava, F. (2000). Bioremediation of a soil contaminated by hydrocarbon mixtures: the residual concentration problem. *Chemosphere*, 41(8), 1115-1123.
- Padmavathamma, P. K., & Li, L. Y. (2007). Phytoremediation technology: hyper-accumulation metals in plants. *Water, Air, and Soil Pollution*, 184(1), 105-126.
- Riser-Roberts, E. (1998). Remediation of petroleum contaminated soil: Biological, physical, and chemical processes. CRC Press LLC, Boca Raton, FL.
- Sarkar, D., Ferguson, M., Datta, R., & Birnbaum, S. (2005). Bioremediation of petroleum hydrocarbons in contaminated soils: comparison of biosolids addition, carbon supplementation, and monitored natural attenuation. *Environmental Pollution*, 136(1), 187-195.
- Snoeyink, V. L., & Jenkins, D. (1980). *Water Chemistry*. John Wiley, New York, USA.
- Ting, Y. P., Hu, H. L., & Tan, H. M. (1999). Bioremediation of petroleum hydrocarbons in soil microcosms. *Resource and Environmental Biotechnology*, 2, 197-218.
- Vasudevan, N., & Rajaram, P. (2001). Bioremediation of oil sludge-contaminated soil. *Environment International*, 26(5-6), 409-411.
- Van Gestel, K., Mergaert, J., Swings, J., Coosemans, J., & Ryckeboer, J. (2003). Bioremediation of diesel oil-contaminated soil by composting with biowaste. *Environmental Pollution*, 125(3), 361-368.
- Walworth, J. L., & Reynolds, C. M. (1995). Bioremediation of a petroleum-contaminated cryic soil: effects of phosphorus, nitrogen, and temperature. *Soil and Sediment Contamination*, 4(3), 299-310.
- Zhou, E., & Crawford, R. L. (1995). Effects of oxygen, nitrogen, and temperature on gasoline biodegradation in soil. *Biodegradation*, 6(2), 127-140.