

전자 수용체가 BTEX, MTBE로 오염된 토양의 혐기성 자연정화에 미치는 영향

김원석 · 김지은 · 백지혜* · 상병인†

한국과학기술연구원 수질환경 및 복원연구센터

*성균관대학교 약학과

Effect of Electron Acceptors on the Anaerobic Biodegradation of BTEX and MTBE at Contaminated Sites

Won-Seok Kim · Ji-Eun Kim · Ji-Hye Baek* · Byoung-In Sang†

Water Environment and Remediation Center, Korea Institute of Science and Technology, Seoul, Korea

*College of Pharmacy, Sungkyunkwan University

(Received 18 April 2005, Accepted 30 May 2005)

Abstract

Methyl tert-butyl ether (MTBE) contamination in groundwater often coexists with benzene, toluene, ethylbenzene, and xylene (BTEX) near the source of the plume. Then, groundwater contamination problems have been developed in areas where the chemical is used. Common sources of water contamination by BTEX and MTBE include leaking underground gasoline storage tanks and leaks and spills from above ground fuel storage tanks, etc. In oil-contaminated environments, anaerobic biodegradation of BTEX and MTBE depended on the concentration and distribution of terminal electron acceptor. In this study, effect of electron acceptor on the anaerobic biodegradation for BTEX and MTBE-contaminated soil was investigated. This study showed the anaerobic biodegradation of BTEX and MTBE in two different soils by using nitrate reduction, ferric iron reduction and sulfate reduction. The soil samples from the two fields were enriched for 65 days by providing BTEX and MTBE as a sole carbon source and nitrate, sulfate or iron as a terminal electron acceptor. This study clearly shows that degradation rate of BTEX and MTBE with electron acceptors is higher than that without electron acceptors. Degradation rate of Ethylbenzene and Xylene is higher than that of Benzene, Toluene, and MTBE. In case of Benzene, Ethylbenzene, and MTBE, nitrate has more activation. In case of Toluene and Xylene, sulfate has more activation.

keywords : Methyl tert-butyl ether (MTBE), Benzene, toluene, ethylbenzene, and xylene (BTEX), Anaerobic biodegradation, Electron acceptor, Contaminated soil

1. 서론

유류는 증금속과 함께 대표적인 토양오염물질로서 그 예로는 다방향족 화합물, BTEX 화합물, 가솔린 첨가제인 MTBE 등이 있다. 이러한 유류중에서도 특히 휘발유에 높은 함량으로 포함되어있는 벤젠, 톨루엔, 에틸벤젠, 자일렌(BTEX)은 휘발성 유기오염물질로서 발암의 위험성이 있다(Schad et al., 1996). BTEX는 대표적인 석유계 화합물로 다른 석유계화합물에 비해 물에 대한 용해도가 높기 때문에 일단 오염되면 지하수 내에서 오염지역으로부터 수천 미터 떨어진 지점까지 오염이 확산되는 특징을 가지는 독성물질이다(Bin et al., 2002). MTBE는 무연 휘발유의 첨가제로서 가솔린성분 중 다량(10-15% v/v)으로 첨가되어 옥탄가를 향상시키고 자동차 배기가스 중의 일산화탄소 발생을 감소시켜 결과적으로 대기 오염을 줄이는 환경 친화적인 효과 때

문에 광범위하게 사용되고 있다. MTBE는 메탄올과 이소부텐의 결합체로서, 알코올에 섞여 있는 높은 산소 함유량 때문에 휘발유에 섞여 쓸 경우 산소 첨가제의 역할을 해서 휘발유의 불완전 연소를 줄이게 된다(USEPA, 1994).

Harty 등(1999)에 의하면 미국의 일반적인 음용수의 MTBE 농도는 10 µg/L 이하이며, 발암 가능성 때문에 음용수로서의 최대 허용 기준을 100 µg/L로 제시하였다. 또한 미국환경청에서는 1997년 맛과 냄새를 기준으로 20-40 µg/L의 음용수 권고량을 발표했다. 이와 같이 BTEX, MTBE로 인해 상당한 토양 및 지하수의 오염이 진행되었다고 추정할 수 있다. 이런 지하수 섭취로 인한 인체 위해성에 대해, 동물을 대상으로 실험을 한 결과 BTEX, MTBE에 다량 노출되었을 경우 중앙 신경계, 혈청, 간, 신장 등에 역효과를 나타냈고, 인간에 대해서는 발암 가능성 물질로 분류가 되었다(USEPA, 1997).

BTEX, MTBE로 오염된 토양이나 지하수를 처리하거나 복원하기 위해서는 물리, 화학적인 방법들이 많이 제시되고 있으나, 자연적인 정화작용 원리를 이용한 생물학적 복원

† To whom correspondence should be addressed.
biosang@kist.re.kr

방법에 대한 관심이 높아지고 있다.

본 연구에서는 BTEX, MTBE 혐기성 분해특성과 분해능에 미치는 전자수용체의 영향을 조사하였다. 일부 호기성 미생물은 BTEX를 분해할 수 있으며, 이들 호기성 미생물의 BTEX 분해 능력은 오염지역을 복원하는데 매우 중요한 역할을 한다. 따라서 호기적 BTEX복원을 촉진하기 위해 오염지역에 산소를 주입하는 공법을 생물복원공정에서 많이 사용하고 있다. 그러나 이러한 호기적 처리방법은 에너지가 많이 소요되며, 혐기성 미생물이 우점하고 있는 지하 환경에 적용하기에는 적절치 못한 방법이다. 특히, 혐기적인 분위기에 있는 지하 토양층이나 퇴적물 층에서는 혐기성 대사산물인 ferrous ion이나 sulfide와 같은 환원상태 화합물이 대량으로 존재한다. 이러한 환경에 산소를 주입하게 되면 산소는 이들 환원된 화합물과 우선적으로 반응하게 되므로 호기적인 BTEX 분해에 이용되지 않을 수 있다(Bin et al., 2002). BTEX의 혐기적 생분해는 불가능한 것으로 오랫동안 생각되어 왔으나, 최근 들어 이들 물질의 혐기적인 조건하에서 생분해에 관한 연구 결과들이 보고되고 있다(Rooney-Varga et al., 1999). 산소가 없는 혐기조건에서의 미생물 에너지 전환과정은 전자 수용체로 무기화합물이 이용되는 혐기호흡에 의해 수행된다. MTBE는 탄소원 혹은 에너지원으로 이용하는 중속영양 미생물에 의해 혐기적 혹은 호기적으로 분해될 수 있다(Salanitro et al., 1994). 구체적으로 살펴보면, 생물학적인 MTBE 분해는 MTBE 자체를 탄소원으로 이용하여 직접 분해하거나(Mo et al., 1997), 기타 성장기질(growth substrate)을 이용하는 여러 종류의 박테리아(Steffan et al., 1995)와 곰팡이류(Hardison et al., 1997)에 의해 난분해성 오염물질인 MTBE 분해를 유도하기도 한다. 이를 공대사(cometabolism)라고 하는데 대부분의 난분해성 유기물질들은 물질 자체의 독성 등으로 인해 미생물에 의해 직접 탄소원으로 이용되지 못하므로 오염된 토양 및 지하수 복원에 공대사의 원리가 많이 적용되고 있다. 혐기적 환경하에서 BTEX, MTBE가 생분해되기 위해서는 전자수용체를 필요로 하게 되는데, nitrate, ferric ion, sulfate를 전자수용체로 이용하여 MTBE, BTEX가 혐기적으로 생분해하게 된다(Schmitt et al., 1996; Beller et al., 1992). 따라서 혐기환경의 산화환원전위, pH 등과 같은 물리, 화학적 특성뿐만 아니라 최종 전자수용체로 이용가능한 물질의 농도 및 분포에 따라 BTEX, MTBE 혐기성 생분해 특성은 달라질 것으로 생각된다. 그러므로 본 연구에서는 토양시료를 채취하여 nitrate, ferric iron, sulfate reduction에 의한 BTEX, MTBE 혐기적 생분해 특성을 비교 하였다.

2. 실험

2.1. 시료 전처리

실험에 사용된 토양 시료는 오염되지 않은 토양에 존재하는 indigenous microorganism을 이용하여 BTEX와 난분해성인 MTBE 분해를 시도하기 위해 KIST 주변의 오염되

지 않은 것으로 판단되는 산과 늪에서 채취하였다. 토양시료를 채취하여 실험실로 옮겨 바로 풍건시켰으며, 토양 시료 중 돌맹이가 포함된 것이 많아 실험편의상 표준망체(No 18)를 사용하여 직경 1.0 mm 이하로 조정하여 실험에 사용하였다. 토양시료의 pH는 산토양, 늪토양이 각각 6.4, 7.2를 나타내었고 산토양에서의 nitrate, sulfate, iron 초기농도는 각 16.6, 11.84, 3.5(mg/kg)이며 늪토양에서의 nitrate, sulfate, iron 초기농도는 각 10.3, 13.2, 1.4(mg/kg)였다.

2.2. 미생물 배양

토양시료를 대상으로 BTEX 및 MTBE 생 분해 특성을 조사하기 위해, 500 mL serum bottle에 토양시료 200 g과 무기염 배지 140 mL을 넣고 질소가스를 불어넣어 serum bottle 내부를 질소가스로 치환한 후, 부틸고무마개와 알루미늄 캡으로 serum bottle을 밀봉하였다. 무기염 배지 조성은 다음과 같다 : NaHCO₃ 2.5 g/L; NH₄Cl 1.5 g/L; KH₂PO₄ 0.6 g/L; KCl 0.1 g/L; MgCl₂ 1 g/L. 각 serum bottle에 Fe³⁺(FeC₆H₅O₇), NO₃⁻(NaNO₃), SO₄²⁻(Na₂SO₄)를 전자수용체로 최종 농도가 30 mM이 되도록 syringe로 첨가하였고, 전자수용체를 첨가하지 않은 시료(대조군)도 준비하였다. 각 serum bottle에 benzene 15.927 µL, toluene 16.1849 µL, ethylbenzene 16.1476 µL, xylene 15.9090 µL, MTBE 18.9189 µL를 syringe로 주입한 후, 25°C에서 배양하였다.

2.3. GC 분석

혈청병의 headspace gas를 gas-tight syringe로 채취하여 각각의 농도를 분석하였다. BTEX, MTBE 농도를 주기적으로 분석하여 검출한계 이하까지 분해되면 재주입 하는 방법으로 농화배양을 수행하였다. 농도분석은 HP-1 capillary 컬럼이 장착된 가스 크로마토그래피(ACME 6000, Young-Lin, Korea)를 이용하여 분석하였고, 검출기는 불꽃이온화 검출기 FID(Flame Ionization Detector)를 사용하였다. 시료 주입부와 검출부의 온도는 230°C이고 오븐은 100°C로 설정하였다. 500 µL gas-tight syringe를 이용하여 serum bottle의 headspace에서 500 µL의 시료를 채취한 즉시 기체 크로마토그래피에 주입하였다.

3. 결과

본 실험을 통하여 토양 시료의 물리·화학적 특성에서 BTEX, MTBE 혐기적 생분해 특성을 전자수용체 Fe³⁺, NO₃⁻, SO₄²⁻의 영향과 geomicrobiology의 영향을 조사하여 유류로 오염된 토양의 자연복원 능을 촉진해주기 위한 필요한 조건으로 도출 하였다. 아래 각 그래프들은 BTEX, MTBE의 분해 경향, 전자 수용체의 영향을 보여주고 있다. BTEX는 호기성 및 혐기성 조건에서 생물학적으로 어렵지 않게 분해되나 오염지역의 특성에 따라 BTEX, MTBE의 분해특성, 분해경로 및 분해정도 등이 달라질 수 있다.

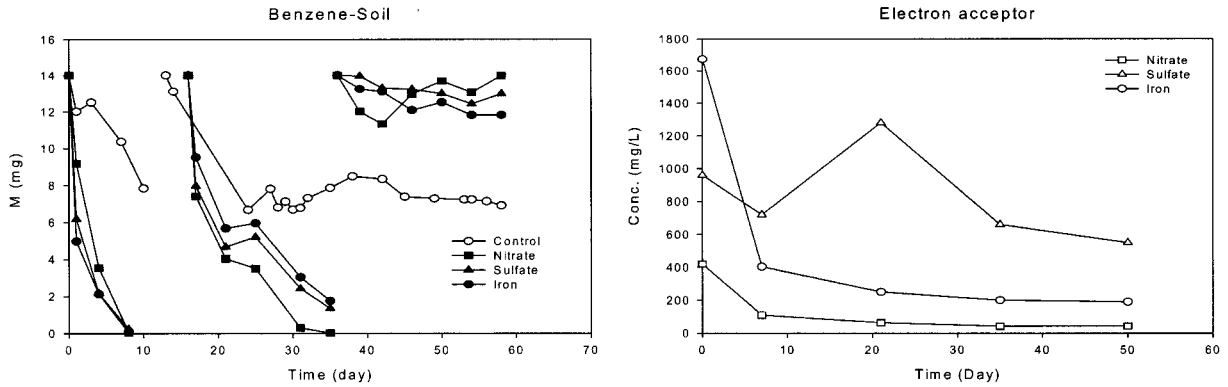


Fig. 1. Mass of Benzene and concentration of electron acceptor in soil.

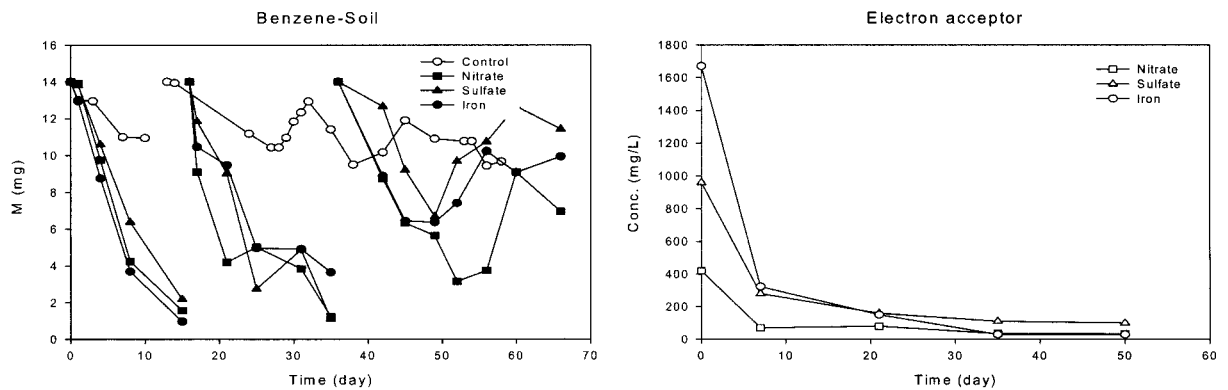


Fig. 2. Mass of Benzene and concentration of electron acceptor in sediment.

전자수용체 Fe^{3+} , NO_3^- , SO_4^{2-} 의 영향을 살펴보기 위해 control 실험에서는 전자수용체를 넣지 않았고 각각 산 토양과 늪 토양에서의 BTEX, MTBE의 분해 경향을 살펴보기 위하여, 전자수용체가 존재하는 경우와 비교해 보았다.

Fig. 1은 토양에 오염물질로서 benzene을 넣고 각각에 전자수용체로써 iron, sulfate, nitrate를 넣어주고 시간의 경과에 따른 benzene양과 전자수용체의 농도를 본 결과이다. Benzene의 경우 호기적 조건에서는 쉽게 분해가 되나 혐기적 조건에서는 toluene에 비하여 분해하기 더 어려운 난분해성 물질로 알려져 있다. Benzene의 초기 질량이 14 mg (액상내 농도: 100 mg/L)으로 총 3번의 주입횟수를 가지며, 주입초반엔 많은 양이 감소되는 것을 볼 수 있었다. 그러나 이차 주입했을 경우에는 일차 주입 때보다 상대적으로 분해속도가 작음을 볼 수 있지만 역시 감소량이 많음을 관찰할 수 있었다. 이때의 benzene 분해에 따른 전자수용체의 영향을 보면 Fig. 1의 전자수용체 그래프에서도 함께 보여지듯이 nitrate의 초기 일주일 이내의 소비율이 가장 높으며 실험기간(60일)내내 nitrate 소비가 꾸준히 관찰되었다. Nitrate의 전자수용체로서의 이용이 sulfate와 iron 보다 조금 더 활발한 것으로 보이며, 토양내 질산환원 미생물에 의한 benzene 분해가 보다 원활히 이뤄지고 있음을 알 수 있었다. 실험시작 후 35일정도 경과하였을 시 benzene양이 1 mg이하로 감소하여 재주입을 하였다. 재주입 후 약 20일

가량 지난 시점인 60일째의 결과 값은 초반주입때보다 감소율이 적은 것으로 보여지며 초기 실험 시작후 15일경과 후 부터 benzene양이 감소하는데, 3차 주입부터는 benzene 양이 감소하는데까지 지연기간이 더 늘어나는 것으로 보이며 이때의 전자수용체들의 benzene 분해에 대한 영향은 특별히 관찰되는 것이 없으며, 배지의 재주입과 nitrate의 재주입이 이뤄져야 할 것으로 사료되었다. 35일 이후에 iron이 함유된 벤젠의 감소량이 nitrate나 sulfate가 함유된 벤젠보다 상대적으로 많음을 볼 수 있으며, 이는 benzene 농도가 거의 감소하지 않음에도 불구하고 iron 농도가 감소하는 것을 관찰할 수 있는 것에서 연관성이 있었다.

Fig. 2는 늪토양에 오염물질로서 benzene을 주입하고 benzene양과 전자수용체의 농도를 본 결과이다. 산토양과는 달리 benzene양감소의 변화폭이 컸다. Benzene 분해에 따른 전자수용체의 영향을 보면 산토양과 마찬가지로 nitrate의 전자수용체로서의 이용이 sulfate와 iron보다 활발하였다. Benzene이 혐기적 조건에서 분해되기 어려운데 비하여 toluene과 같은 alkylbenzene는 다양한 혐기적 조건에서 서서히 분해되는 것으로 알려져 있다. 3차 주입시 benzene 농도가 다시 증가하는 것처럼 보이는데 이는 분석상오차인 것으로 보여졌다.

Fig. 3에서는 산토양에서의 toluene 분해율을 보았는데 toluene양이 감소하다가 15일경과 후 일시적으로 다시 증가

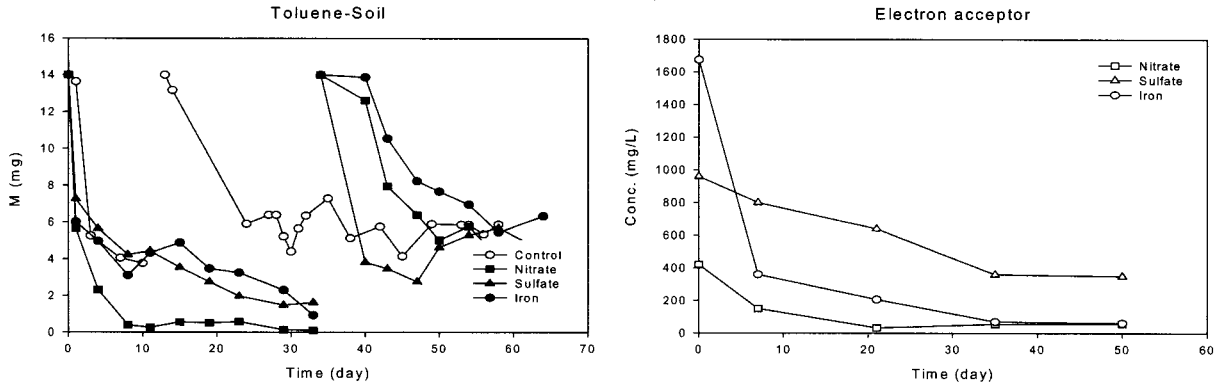


Fig. 3. Mass of Toluene and concentration of electron acceptor in soil.

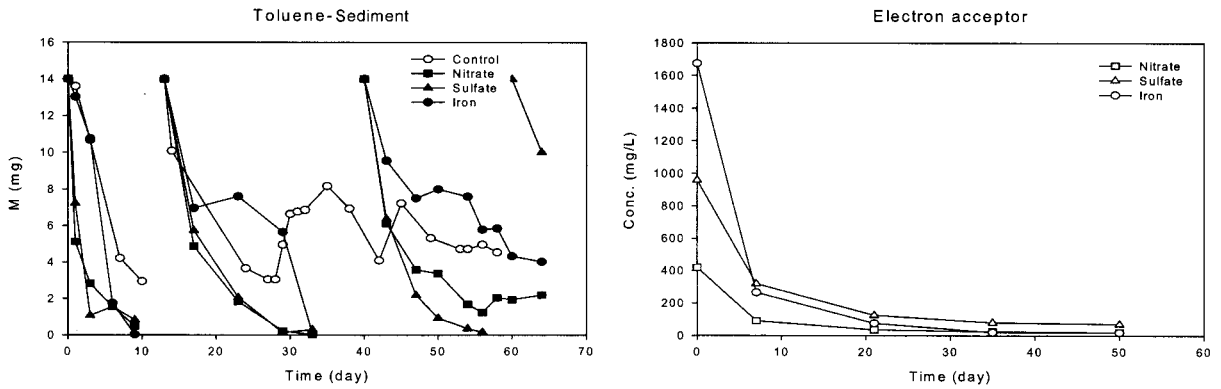


Fig. 4. Mass of Toluene and concentration of electron acceptor in sediment.

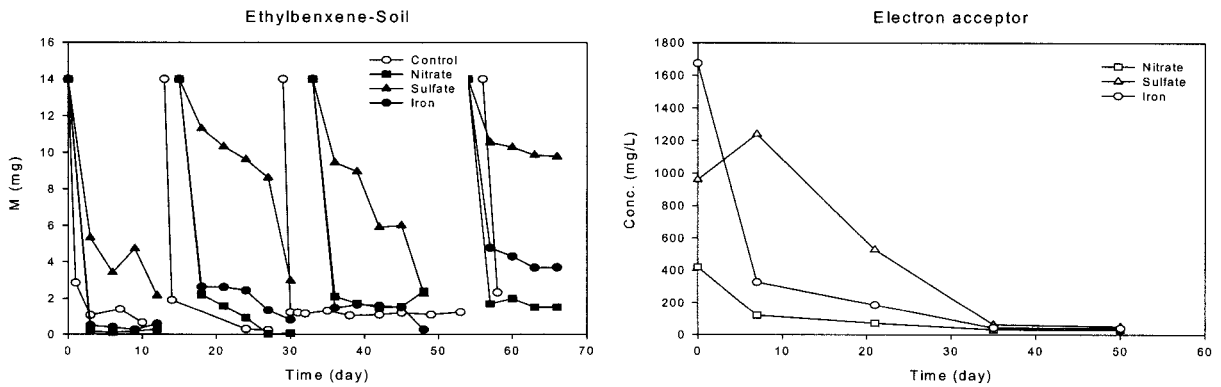


Fig. 5. Mass of Ethylbenzene and concentration of electron acceptor in soil.

하는 경향을 보임을 알 수 있으나 곧 다시 감소하는 것으로 보아 분석상의 오차인 것으로 보여졌다. 앞서 본 benzene과 비교하여 비교적 분해가 원만히 이뤄지는 것을 볼 수 있으며 1차 주입시에 toluene의 감소가 control보다 높게 나타났으며 이 때 nitrate를 전자수용체로 이용하였을 때 toluene 분해능이 더 활발한 것으로 나타났다. 2차 주입 시에도 toluene의 감소율이 control보다 높게 나타나는 것을 관찰할 수 있었다. 2차 주입시 초기 sulfate 감소율이 높았지만 전체적으로 nitrate 감소율이 더 높았다. Nitrate를 전자수용체로 이용하였을 경우 toluene양이 1 mg이하로 감소하는데 걸리는 기간은 약 한달정도로 나타났다.

Fig. 4는 늪토양에서 오염물질로 toluene을 이용했을 경우의 결과이다. 늪토양에서의 toluene 분해는 산토양보다 분

해율이 더 높은 것으로 보여지며, 전자수용체는 sulfate를 이용할 때 효율이 높은 것으로 나타났다. 산토양과 달리 늪토양에서는 각 전자수용체의 toluene 분해영향이 뚜렷이 차이가 나며 sulfate를 전자수용체로 이용하는 toluene의 분해율이 빨라 같은 운전기간임에도 불구하고 총 3회의 주입이 이루어졌다. 전자수용체로 sulfate를 이용할 시 약 열흘 내 toluene이 분해가 되는 것을 볼 수 있으며 다른 전자수용체의 경우 열흘 내 toluene 농도가 1/2로 감소하는 것을 알 수 있었다. 이로써 늪토양의 경우 황산염 환원 미생물이 우점종으로 존재할 가능성이 큰 것으로 사료된다.

Fig. 5에서는 산토양 ethylbenzene의 경우 기질로서 nitrate의 이용이 일정한 감소경향을 보이고 있음을 알 수 있었다. Nitrate의 이용이 다른 기질보다 높음이 관찰되었고

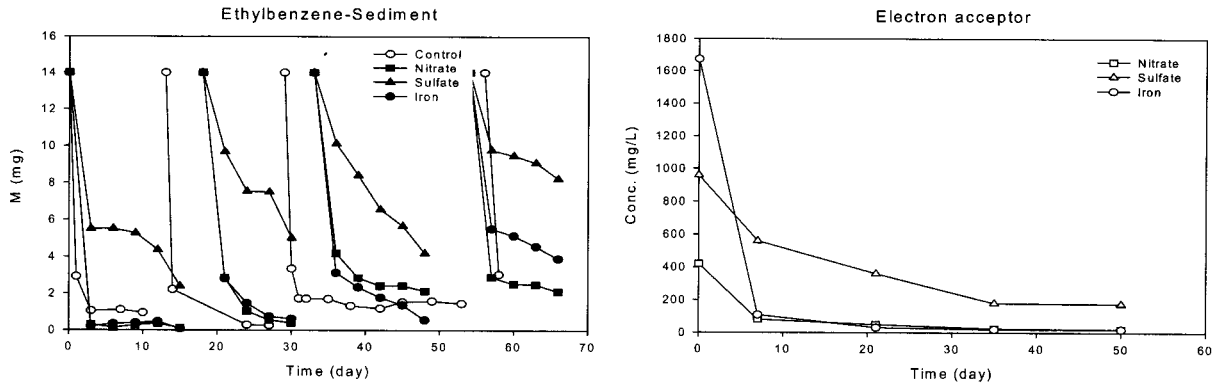


Fig. 6. Mass of Ethylbenzene and concentration of electron acceptor in sediment.

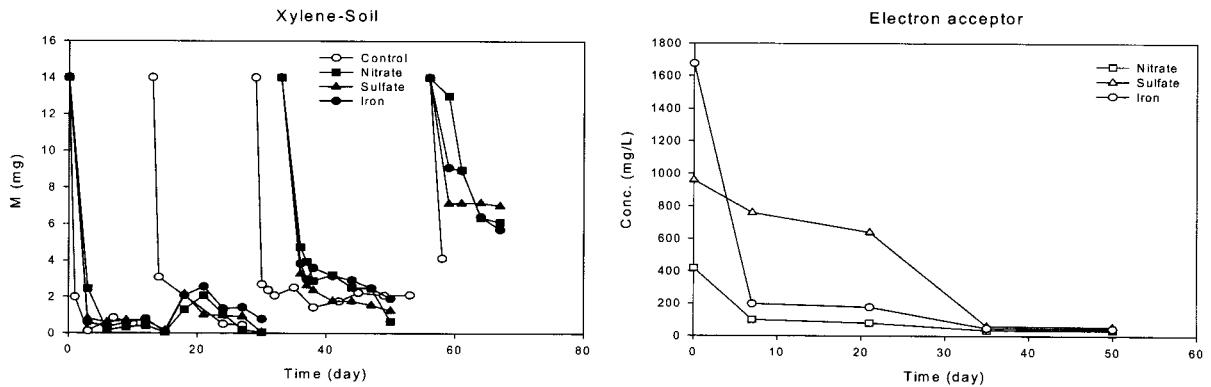


Fig. 7. Mass of Xylene and concentration of electron acceptor in soil.

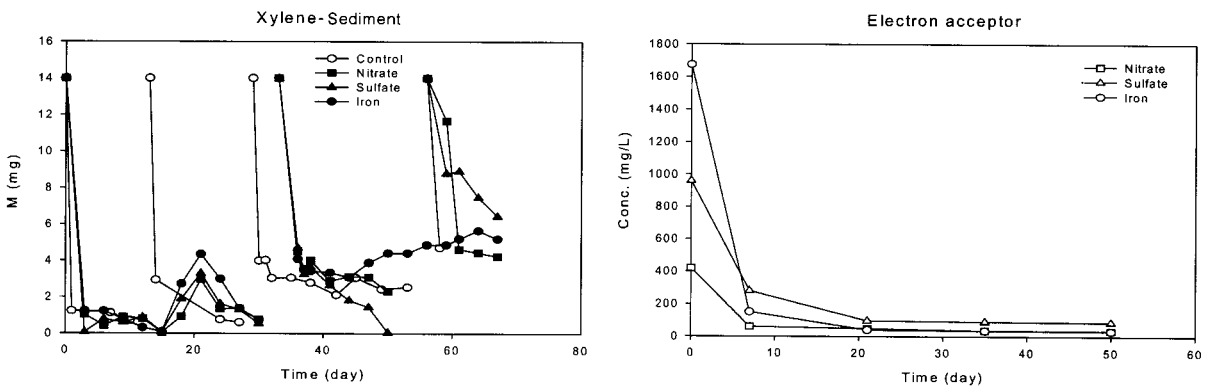


Fig. 8. Mass of Xylene and concentration of electron acceptor in sediment.

control에서의 ethylbenzene의 감소경향과 유사하다. 유류에 의해 오염된 토양의 혐기성 지역에서의 전자수용체로 질산염이 존재한다면 토착미생물에 의한 분해가 빠름을 간접적으로 추정할 수 있었다.

Fig. 6은 늪토양에서 오염물질로 ethylbenzene을 이용하였을 때 결과이다. 산토양과 마찬가지로 늪토양에서 nitrate에 의한 ethylbenzene의 감소경향을 보게되면 주입후 1-2일 동안 빠른 분해를 관찰할 수 있고 sulfate나 iron에 비해 분해율이 높음을 볼 수 있었다. Electron acceptor 존재시 control과의 분해율이 비슷한 것은 ethylbenzene의 분해가 용이하기 때문인 것으로 사료되었다.

Fig. 7에서는 산토양에서 xylene 분해율을 보았는데, 2차

주입시 다른 물질에 비해 상대적으로 분해도가 떨어짐을 볼 수 있었다. Xylene은 sulfate를 전자수용체로 이용하고 있는 것으로 보여졌다.

Fig. 8은 늪토양에서 오염물질로 xylene을 이용한 결과이다. 늪 토양의 경우도 2차주입시 산토양과 마찬가지로 상대적 분해도가 떨어지며, sulfate의 이용에 의한 분해가 잘 됨을 보여주었다. Electron acceptor 존재시 control과의 분해율이 비슷한 것은 ethylbenzene과 마찬가지로 Xylene의 분해가 용이하기 때문인 것으로 사료되었다.

MTBE는 생물학적으로 분해되기 어려우며 10,000일(27년)이란 반감기를 가져 생태계에 유출되었을 경우 오염에 의한 피해가 오랜 시간 동안 지속된다. 따라서 미생물을

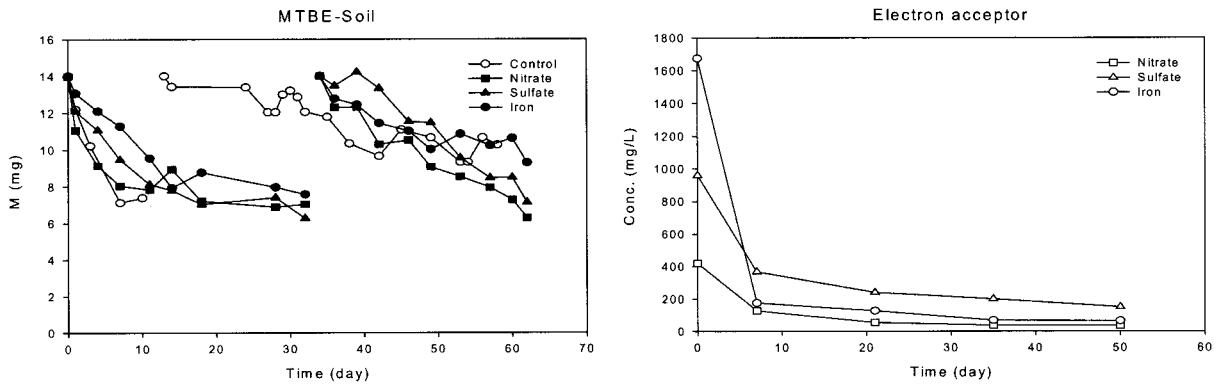


Fig. 9. Mass of MTBE and concentration of electron acceptor in soil.

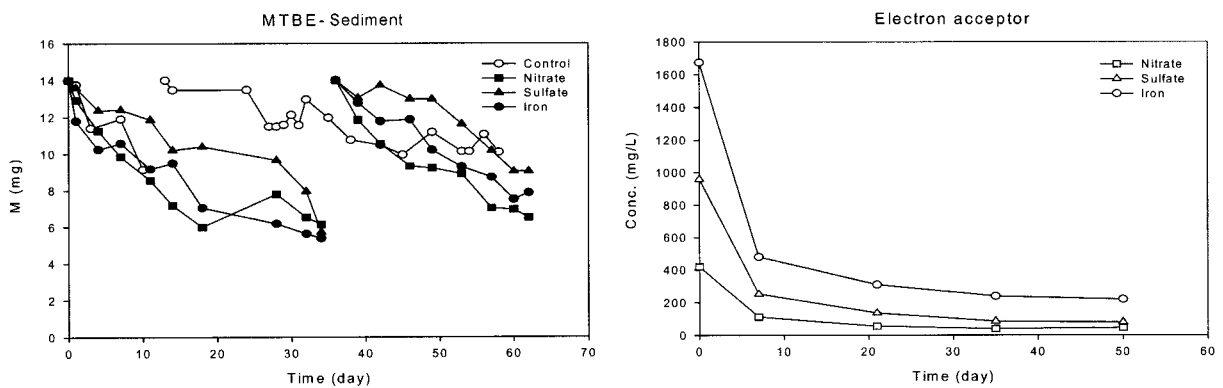


Fig. 10. Mass of MTBE and concentration of electron acceptor in sediment.

이용한 MTBE 처리 시 처리시간이 길고 효과적인 처리효율을 기대하기 어렵다는 단점이 있으며 실험에서도 BTEX 보다 감소율이 떨어짐을 볼 수 있었다. Fig. 9는 산 토양에 MTBE을 넣고 각각에 전자수용체로써 iron, sulfate, nitrate를 넣어주고 시간의 경과에 따른 MTBE 양을 본 결과이다. 일반적으로 BTEX실험은 배양된 미생물을 이용하여 BTEX를 탄소원으로 이용한 분해실험이 대부분이며 혐기성조건인 경우 산소대신 대체 전자수용체가 있을 경우 분해될 수 있음이 밝혀졌는데 MTBE의 경우 분해하기 어려운 난분해성 물질이다. MTBE의 초기 질량이 14 mg(액상내 농도: 100 mg/L)으로 초기주입 후 그 양이 감소함에 따라 32일 후 다시 주입해서, 총 2번의 주입횟수를 가지며, BTEX에 비해 주입초반엔 24시간 이내에 많은 양의 감소를 보이지 않음을 알 수 있었다. 2주 정도까지 어느 정도 감소하다 그 양을 유지하는 것을 볼 수 있었다. MTBE 분해에 따른 전자수용체의 영향을 보면 MTBE의 분해가 어렵지만 control의 경우보다 전자수용체가 존재시 분해율이 더 높음을 관찰할 수 있고, nitrate의 전자수용체로서의 이용이 sulfate와 iron 보다 조금 더 활발한 것으로 보이며, 토양 내 질산환원 미생물에 의한 MTBE 분해가 어느 정도 이뤄지고 있음을 알 수 있었다. 실험시작 후 30일정도 경과하였을 시 MTBE 재 주입을 하였다. 재 주입 후 약 30일가량 지난 60일째까지의 결과 값은 감소율이 적은 것으로 보여지며, 초기 실험 시작 후 2차주입후부터는 MTBE 양이

감소하는데 지연기간이 더 늘어나는 것으로 사료되었다.

Fig. 10은 늪 토양에 오염물질로서 MTBE을 넣고 각각에 전자수용체로써 iron, sulfate, nitrate를 넣어주고 시간의 경과에 따른 MTBE을 본 결과이다. 산 토양과 마찬가지로 MTBE의 분해량이 작았다. MTBE 분해에 따른 전자수용체의 영향을 보면 산 토양과 마찬가지로 nitrate의 전자수용체로서의 이용이 sulfate와 iron 보다 활발한 것으로 보였으며, 토양 내 질산 환원 미생물에 의한 MTBE 분해가 어느 정도 이뤄지고 있음을 알 수 있었다. 실험시작 후 30일정도 경과하였을 시 MTBE 재 주입을 하였다. 재 주입 후 약 30일가량 지난 시점인 60일째의 결과 값은 감소율이 비슷한 것으로 보여졌다.

특정기간(BTEX, MTBE 두번째 주입)의 분해에 따른 분해속도를 Table 1에 표시하였다. 첫 번째 주입은 적응기간이므로 두 번째 주입때의 분해속도를 비교하였다. Table 1에서 보듯이 전자수용체가 없는 control 보다 전자수용체 존재 시 분해속도가 빠름을 볼 수 있다. 또한 Benzene, Xylene의 경우 산토양에서 분해속도가 늪토양일 경우보다 빨랐으며, Toluene, Ethylbenzene, MTBE의 경우는 늪토양에서 분해속도가 산토양일 경우보다 빨랐다.

4. 결론 및 고찰

본 연구에서는 전자수용체가 존재할 때의 BTEX, MTBE

Table 1. Degradation rate (mg/day)

		Soil	Sediment
Benzene	Control	0.401	0.180
	Nitrate	0.736	0.692
	Sulfate	0.666	0.679
	Iron	0.645	0.545
Toluene	Control	0.180	0.565
	Nitrate	0.421	0.690
	Sulfate	0.375	0.705
	Iron	0.396	0.695
Ethylbenzene	Control	0.532	0.523
	Nitrate	0.929	1.134
	Sulfate	0.735	0.749
	Iron	0.879	1.121
Xylene	Control	0.495	0.477
	Nitrate	0.785	0.586
	Sulfate	0.790	0.697
	Iron	0.711	0.479
MTBE	Control	0.149	0.126
	Nitrate	0.275	0.288
	Sulfate	0.245	0.190
	Iron	0.168	0.235

의 분해율이 전자수용체가 없을 때 보다 훨씬 높은 것을 볼 수 있다. 결과를 보면 Benzene, Toluene, MTBE는 분해율보다 상대적으로 Xylene, Ethylbenzene의 분해율이 상대적으로 높음을 관찰할 수 있었다.

산 토양과 늪 토양의 물리, 화학적 특성이 다름에도 불구하고 혐기성 생분해 활성이 가장 좋은 전자수용체는 각각 오염물에서 다르게 나타났지만 실험 결과로 판단할 때, benzene의 경우 nitrate, toluene의 경우 sulfate, ethylbenzene의 경우 nitrate, xylene의 경우 sulfate, 그리고 MTBE의 경우 nitrate의 전자수용체로서의 이용이 활발한 것으로 관찰되었다. 본 연구에서 얻은 결과로부터 유류로 오염된 토양이나 깃벌의 자연복원능을 촉진하기 위해서는 iron보다 nitrate와 sulfate를 첨가해주는 것이 가장 효율적이다.

지하수 내에서의 BTEX, MTBE의 자연 생분해성을 연구해서 실제 오염 지역에서의 자연 생분해에 의해 이 오염물질의 저감이 가능한지, 또는 약간의 인위적인 공정을 더해 현장 생분해를 가능하게 할 수 있는지 등에 대해서도 다각도의 연구가 진행되어야 할 것이다. 주유소, 인쇄시설, 도장시설, 세탁시설, 자동차등이 토양의 BTEX, MTBE 농도에 영향을 미치고 있다고 판단되어 지속적인 오염원 관리가 필요하다고 보며, 보다 명확한 원인을 규명하기 위해서는 좀 더 많은 연구가 진행되어야 할 것이다.

사 사

이 논문은 환경부 차세대 핵심환경기술개발사업, 04-0010026, "Geomicrobiology를 이용한 오염토양 및 지하수의 자연정화형 복원 및 평가기술"에 의하여 지원되었으며,

이에 감사드립니다.

참고문헌

- Beller, H. R., Grbic-Galic, D. and Reinhard, M., Microbial Degradation of Toluene under Sulfate-reducing Conditions and the Influence of Iron on the Process, *Appl. Environ. Microbiol.*, **58**, pp. 786-793 (1992).
- Bin, L., Van Berseveld, H. W. and Gling, W. F. M., Microbial Aspects of Anaerobic TEX Degradation, *Biomed. Environ. Sci.*, **15**, pp. 130-144 (2002).
- Hardison, L. K., Curry, S. S., Ciuffetti, L. m. and Hyman, M. R., Metabolism of Diethyl Ether and Cometabolism of Methyl t-butyl Ether by a Filamentous Fungus, a Graphium sp, *Appl. Environ. Microbiol.*, **63**(8), pp. 3059-3067 (1997).
- Harty, W. R., Englande, Jr. A. J. and Harrington, D. J., Health Risk Assesment of Groundwater Contaminated with Methyl Teriary Butyl Ether (MTBE), *Wat. Sci. Tech.*, **39**(10), pp. 305-310 (1999).
- Mo, K., Lora, C. O., Wanken, A. E., Jabanmardian, M., Yang, X. and Kulpa, C. F., Biodegradation of Methyl T-Butyl Ether by Pure Bacterial Cultures, *Appl. Microbiol. Biotechnol.*, **47**, pp. 69-72 (1997).
- Rooney-Varga, J. N., anderson, R. T., Fraga, J., Ringelberg, L. D. and Lovley, D. R., Microbial Communities Associated with Anaerobic Benzene Degradation in a Petroleum-contaminated Aquifer, *Appl. Environ. Microbiol.*, **65**, pp. 3056-3063 (1999).
- Salanitro, J. P., Diaz, L. A., Williams, M. P. and Isniewski, H. L., Isolation of a Bacterial Culture that Degrades Methyl T-Butyl Ether, *Appl. Environ. Microbiol.*, **60**, pp. 2593-2596 (1994).
- Schade, W. and Bublitz, J., On-situ Laser Probe for the Detection of Petroleum Products in Water and Soil, *Environ. Sci. & Technol.*, **30**(5), pp. 1415-1458 (1996).
- Steffan, R. J., McClay, k., Valnberg, S., Condee, C. W. and Zhang, D., Biodegradation of the Gasoline Oxygenates Methyl T-Butyl Ether, Ethyl T-Butyl Ether, and Tert-Amyl Methyl Ether Bypropane-oxidizing Bacteria, *Appl. microbiol. Biotechnol.*, **51**, pp. 498-503 (1995).
- Schmitt, R., Langguth, H. R., Puttmann, W., Rohns, H. P., Eckert, P. and Schubert, J., Biodegradation of Aromatic Hydrocarbons under Anoxic Conditions in a Shallow Sand and Gravel Aquifer of the Lower Rhine Valley, *Germany. Org. Geochem.*, **25**, pp. 41-50 (1996).
- U.S. Environmental Protection Agency, Health Risk Perspective on Fuel Oxygenates, U.S. Environmental Protection Agency Publication no. EPA 600/R-94/217, U.S. Environmental Protection Agency, Washing, D.C. (1994).
- USEPA, Drinking Water Advisory: Consumer Acceptability Advice and Health Effects Analysis on Methyl Teriary-Butyl Ether, U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water, EPA-882-F-97-009 (1997).