수온과 pH가 복합유용미생물의 수질정화능에 미치는 영향

Effects of Water Temperature and pH on Water Quality Improvement by a Mixture of Beneficial Microorganisms

곽명률 · 이원태*

Myeong-ryul Kwak · Wontae Lee*

금오공과대학교 환경공학과

Department of Environmental Engineering, Kumoh National Institute of Technology

(Received December 26, 2017; Revised January 5, 2018; Accepted January 10, 2018)

Abstract : We investigated effects of water temperature and pH on degradation of organics, nutrients and heavy metals by a mixture of microorganisms, also known as beneficial microorganisms (BM), to assure operating parameters for the water quality improvement of rivers and streams. Water and sediment samples were obtained from Icheon Stream in Seongju, Korean, and experiments were conducted over five days after injection of BM to the samples. Degradation rates of organics by BM evidently decreased at 10°C comparing with 15-25°C, which implied this biological approach could be hard to apply at lower temperature. Degradation rates of organics by BM did not show distinct difference at pH 7-8. Nitrification was 10-20% slower at lower temperature (10°C) than 25°C; degradation of heavy metals by BM was minimal except for Zinc which degraded about 75% over five days. Organics and heavy metals in the sediments hardly degraded over five days. Among microbial communities *Proteobacteria* increased, but *Actinobacteria* decreased. *Proteobacteria* include nitrifying species, and *Actinobacteria* can produce Geosmin.

Key Words : Beneficial Microorganisms (BM), Water Quality Improvement, Natural Organic Matters (NOM), Nutrients, Microbial Community

요약 : 혼합미생물(복합유용미생물)을 활용한 하천 수질 개선을 위한 기초자료를 확보하기 위하여 수온, pH 등 수질인자들이 복합유용미생물에 의한 유기물, 영양염류, 중금속 분해에 미치는 영향을 연구하였다. 실험에 사용된 하천수 및 하상퇴적토 시료는 경상북도 성주군 이천에서 채취하였고, 복합유용미생물 주입 후 5일 동안 변화를 관찰하였다. 복합유용미생물에 의한 하천수 내 유기물 분해는 수온 15-25°C에 비하여 10°C에서 현격히 저하되어 적용에 계절적 한계가 있을 수 있으나, 일 반 하천수의 pH 범위(7~8)에서 유기물 분해율의 차이는 없었다. 질산화는 10°C에서 25°C대비 10-20% 가량 느리게 나타났고, 중금속의 경우 아연(75%제거)을 제외한 물질들(Cr, Cu, Pb, Cd)의 감소는 미미하였다. 하상퇴적토의 유기물 및 중금속 함량은 복합유용미생물 투입 후 5일 이내에는 큰 변화를 나타내지 않아 장기간의 평가가 필요하다. 하상퇴적토 내 미생물군집은 질산화과정에 기여하는 *Proteobacteria*계열은 증가한 반면, Geosmin을 생성하는 *Actinobacteria*계열은 감소하였다.

주제어 : 복합유용미생물, 수질정화, 천연유기물, 영양염류, 미생물군집

1. 서론

도시화 및 산업화로 인해 생성된 오염원으로부터 발생되는 생활하수 및 산업폐수를 통해 유기물과 질소, 인 등이 수계로 유입되어 하천과 호소 등 지표수의 수질에 미치는 영향이 점차 커지고 있는 상황에서,¹⁾ 국민들의 생활수준과 환경에 대한 관심이 증가함에 따라 환경문제에 대한 관심과 민원 역시 증가하고 있다.²⁾ 우리나라는 80년대부터 현재까지 지속적으로 하천유역의 수질오염에 대하여 연구를 진행하고 있으며 연구결과를 살펴보면 수질이 개선된 곳도 있으나 오염도가 빠른 속도로 진행되는 곳도 있는 것으로 나타났다.³⁾ 국가경제발전의에 의한 도시화 지역뿐 아니라 농업이 주요 산업인 지역에서도 하천유역의 오염도가 빠르게 진행 중인 것으로 보고되었다.⁴⁾ 이는 농업활동시 비료 및 농약의 과다사용 등에 의하여 토양과 수질의 악화가 초래되었음을 시사한다.⁵⁾ 하천의 오염은 농업 환경에 영향을 미

칠 뿐 아니라 식수원으로 사용되는 하천과 지하수의 수질 오염에도 큰 영향을 미칠 수 있다. 더욱이 농업과 관련된 비점오염원은 별도의 처리 과정을 거치지 않고 배출되는 것이 일반적이기에 오염원 배출량이나 수질악화 및 피해정도를 추정하는 것이 쉽지 않다.⁶⁾

정부와 지방자치단체는 하천관리를 위해서 많은 투자를 하고 있다. 국토교통부는 국가하천에 대해 치수사업을 주로 수행하며 하도를 확보하고 제방을 보완하는 사업을 수행하고, 환경부와 지방자치단체는 중소규모의 하천(지류·지천)을 대상으로 다양한 하천 정비 및 관리 사업을 시행하고 있다.⁷⁾ 대형하천에서 시행하는 사업만으로 수질관리를 시행한다는 것은 대단히 어려운 일이다. 대형하천의 수질은 수많은 중소규모 하천(지류·지천)을 통하여 유입되는 물의 수질에 큰 영향을 받는다. 특히 소하천은 실제로 사람들이 거주하는 지역과 가장 가까운 위치에 있으므로 유역과 가장 밀접한 관계를 형성하고 있으며 소하천의 관리는 바로

* Corresponding author E-mail: wtlee@kumoh.ac.kr Tel: 054-478-7636 Fax: 054-478-7859

유역의 관리와 직결된다.⁸⁾

소하천은 유역의 하천망에서 큰 부분으로 차지하고 있으며 하천의 크기에 따라 다르지만 수생태계의 생존을 위한 다양한 영양원의 제공처이다.⁹⁾ 하류 하천 조건에 미치는 소하천의 여러 가지 환경인자는 수질, 수리, 수문, 하천생태 등의 범주에서 세분류할 수 있으며, 이러한 인자가 미치는 영향을 규명하고 효율적으로 관리하는 것은 전체 하천 생태계의 연속성(river ecological continuum) 보호를 위해 필수적이다.¹⁰⁾ 그럼에도 불구하고 우리나라 소하천은 경작지나 주거지역, 위락시설 조성 등으로 주변의 토지이용이 고도화되고 이에 따른 과도한 용수의 이용으로 수량부족을 겪고 있으며 미처리된 오수의 유입으로 수질오염이 발생되고 있다.¹¹⁾

소하천을 정화하기 위해서는 적용하는 처리기술이 미칠 수 있는 환경적인 영향을 고려하여야 한다. 소하천을 정화하기 위하여 많은 개선 방안이 연구되고 있지만 물리적 처리기술은 자연하천에 적용하기에 장치/장비 설치 면적이 많이 필요하고 비용이 비싸 비경제적인 요소가 많으며, 화학적인 처리기술은 화학반응으로 인한 2차 오염이 하천 수질 및 생태계에 미칠 수 있는 영향을 고려하지 않을 수 없다. 이에 근래에 들어 미생물을 활용한 생물학적 처리기술을 이용하여 소하천을 대상으로 수질 정화를 시도한 연구들이 많이 이루어지고 있다.¹²⁻¹⁴⁾ 다만, 이러한 기술들은 자외선을 필요로 하거나 산소를 필요로 하는 등 특정조건에서 효율적으로 작용하는 한계를 보이고 있다. 복수의 유용한 미생물을 공생시킨 혼합미생물(복합유용미생물)은 자연 환경에 잘 적응할 수 있어 활용도가 높아 오염된 하천의 정화에 활용된 연구가 있었으나 수질인자의 변화가 처리효율에 미치는 영향에 대한 과학적인 검증은 없었다.¹⁵⁾ 이에 본 연구에서는 pH, 수온 등 환경인자들이 복합유용미생물의 오염물질 정화 효율에 미치는 영향을 살펴보고 혼합미생물제제를 활용한 소하천 수질개선의 현장적용을 위한 기초자료로서 활용하고자 하였다.

2. 연구방법

2.1. 실험대상 원수

본 연구는 경상북도 성주군 이천의 하천수 및 하상퇴적토를 2016년 8월에 채취하여 실험실에서 실험을 진행하였다. 하천수는 수질오염공정시험기준의 시료 채취 및 보존 방법(ES 04130.1)에 따라, 하상퇴적토는 하천·호소 퇴적물 측정망 매뉴얼의 시료채취법(ES 7101)에 따라 채취하였다. 채취한 하천수의 수질특성은 Table 1에 나타내었다.

2.2. 복합유용미생물의 활성화

복합유용미생물에 의한 오염물질 제거를 평가하기 전에 미생물 활성화를 검토하였다. 사용된 복합유용미생물은 A사의 BMc-1 제품이었으며, 제품의 성분은 Table 2에 정리되

Table 1. Water qualities of raw water

Parameter (unit)	Value
pH	8.3
Electric Conductivity ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	231
Turbidity (NTU)	4.28
Dissolved Oxygen (mg/L)	7.8
UV Absorbance at 254 nm	0.145
Dissolved Organic Carbon (mg/L)	4.98
Total Nitrogen (mg/L)	1.22
Total Phosphorus (mg/L)	0.12

Table 2. Composition of the microorganism mixture (BMc-1) used for this study

Classification	Ratio (%)
<i>Prevotellaceae_uc_s</i>	22.2
<i>Lactobacillus_uc</i>	17.7
<i>Lactobacillus parabuchneri</i>	6.9
<i>Lactobacillaceae_uc_s</i>	6.5
<i>Lactobacillus paracasei</i>	5.8
<i>Lactobacillus parafarraginis</i>	4.3
<i>Lactobacillus camelliae</i>	3.0
<i>Lactobacillus manihotivorans</i>	2.4
<i>Acetobacter lovaniensis</i>	2.3
<i>Lactobacillus collinoides</i>	2.2
<i>Lactobacillus vini</i>	2.0
Sum of Misc. (< 2%)	24.7

어 있다. 2 L 용량의 갈색병에 포기장치를 부착하여 배양된 복합유용미생물 원액과 당밀, 물을 1:1:30의 비율로 제조한 후 20℃에서 3일간 활성화시켰다. 활성화 전후의 미생물 균체량을 분석하기 위하여 먹는물수질공정시험기준의 일반세균-평판집락법(ES 05702.1a)을 이용하여 미생물의 생장정도를 파악하였다.

2.3. 복합유용미생물 주입 실험

복합유용미생물을 활용한 수중의 오염물질 제거 효율을 평가하기 위해 수온 및 pH 변화에 따른 오염물질 제거 경향을 살펴보았다. 원수의 pH를 조건(6, 7, 8, 9)별로 조절하여 2 L 갈색병에 1.5 L를 넣고 2.2.에서 제조한 복합유용미생물 활성액을 원수 대비 0.1% 부피비로 주입한 후 10, 15, 20, 25℃의 온도로 각각 5일간 반응(100 rpm)시키며 시간에 따른 유기물질, 영양염류, 중금속 성분 등의 변화를 분석하였다. 반응기간 동안 병마개는 닫지 않고 면지유입만 차단되도록 하여 공기와 접촉되도록 하였다. 다음으로 복합유용미생물 주입에 따른 하상퇴적토 내 변화를 살펴보기 위하여 2 L 비이커에 현장에서 채집한 하상퇴적토와 하천수의 부피비가 1:3이 되도록 한 후 하천수 실험과 같은 조건으로 복합유용미생물 주입효과를 살펴보았다. 하천수 및 하상퇴적토 실험은 2번씩 반복수행 하였다.

2.4. 분석방법

반응시간 별로 채취한 시료는 잔존하는 복합미생물로 인한 추가적인 제거영향이 발생하지 않도록 유리섬유여과지(GF/F, 공극 0.7 μm)로 거른 후 분석을 진행하였다. 유기물질의 정량 및 정성적 특성을 분석기 위하여 용존유기탄소(Dissolved Organic Carbon, DOC), 254 nm의 자외선흡광도(UVA₂₅₄), 액체크로마토그래피-유기탄소(Liquid Chromatography - Organic Carbon Detector, LC-OCD)를 분석하였다.

DOC는 고온연소법을 이용하여 총유기탄소검출기(TOC-VCPH, Shimadzu, Japan)로 분석하였고, UVA₂₅₄는 흡광광도계(DR6000, Hach, USA)를 이용하여 분석하였다. 천연유기물(natural organic matter, NOM)의 분자량분포는 LC-OCD(DOC-LABOR, Germany)로 분석하였다.^{16,17)} 분자량(molecular weight; MW) 크기에 따라 biopolymer (BP, MW >20,000 g/mol), humic substances (HS, MW 1,000-20,000 g/mol), building blocks (BB, MW 350-500 g/mol), low molecular weight-organic acids (LMW-A, MW <350 g/mol), low molecular weight-neutrals (LMW-N, MW <350 g/mol)로 분류된다.¹⁷⁾

질산성질소와 아질산성 질소는 이온크로마토그래피(Dionex ICS-1100, Thermo Fisher Scientific, USA)로 분석하고 암모니아성 질소(NH₃-N)는 수질오염공정시험기준에 따라 인도페놀법(ES 04355.1)으로 분석하였다. 중금속(Cr, Cu, Zn, Pb, Cd)은 ICP-MS (ICP-MS 7500, Agilent, USA)장비를 이용하여 분석하였다.

하상퇴적토 내 미생물군집 분석을 위하여 시료 채취 후 FastDNA® Spin Kit for soil (Chun Lab, Inc.)를 이용하여 DNA 추출을 실시하고 16S rRNA/ITS NGS Pyrosequencing (Chun Lab, Inc.)을 통한 미생물 군집분석을 실시하였다. 미생물군집 결과는 Chun Lab에서 제공하는 CLcommunity™를 이용하여 해석하였다.

3. 결과 및 고찰

3.1. 복합유용미생물 활성화

복합유용미생물을 5일 동안 배양하며 총 균수를 분석하여 미생물의 활성화속도를 파악하였다. 분석결과 초기 미생물 균수는 1.41×10^6 cfu/mL로 나타났으며, 활성화 진행 5일 후 미생물균수는 3.52×10^7 cfu/mL로 초기 미생물균수에 비해 약 25배 증가하였다(Fig. 1). 미생물의 활성화곡선은 시간에 대한 로그함수로 표현 가능하였고, 이 식의 결정계수(R^2)는 0.991로 높게 나타났다(Fig. 1). 미생물 활성화곡선으로 보아 초기 2일까지 급격한 활성화를 이룬 뒤 5일차까지 안정된 활성율을 보이는 것으로 나타났다. 본 결과를 토대로 복합유용미생물에 의한 오염물질의 제거효율을 평가하기 위한 실험은 복합유용미생물을 2일간 활성화한 후 하천수에 투입하여 하기로 결정하였다.

Fig. 1. Activation of the beneficial microorganisms (BMc-1).

3.2. 수중 유기물, 영양염류, 중금속 제거

활성화된 복합유용미생물을 하천수에 투입하여 시간의 경과에 따른 천연유기물질(NOM)의 정량 및 정성적 변화를 분석하였다. Fig. 2는 복합유용미생물 주입 후 수온 조건별로 시간에 따른 UVA₂₅₄의 측정결과이다. pH는 7.0으로 동일한 조건이었다. 수온이 10℃에서 25℃까지 상승 할수록 복합유용미생물에 의한 유기물(UVA₂₅₄) 분해가 활발하여 25℃에서 가장 높은 유기물 분해를 보였다. 15-25℃는 수온에 따른 유기물(UVA₂₅₄) 분해율이 큰 차이를 보이지 않았지만 10℃에서 분해율이 현격히 저하되어, 본 복합유용미생물의 적용에 계절적 한계가 있음을 암시하였다. 5일(120시간) 경과 후 유기물(UVA₂₅₄) 분해율은 10℃에서 22.1%이었고, 15-25℃는 36.4-45.3%이었다. 수온별 DOC 제거율도 UVA₂₅₄ 결과와 마찬가지로 수온이 상승할수록 제거율이 높게 나타났다(120시간 경과 후 분해율 21.5~36.3%).

복합유용미생물 주입 후 다양한 pH 조건에서 반응시간에 따른 UVA₂₅₄의 변화를 관찰한 결과, 일반 하천수의 pH 범위(7~8)에서 유기물(UVA₂₅₄)의 분해가 잘 일어나는 것으로 나타났다(Fig. 3). 5일(120시간) 경과 후 유기물(UVA₂₅₄)

Fig. 2. Removal of UVA₂₅₄ by a mixture of microorganisms (BMc-1) at various water temperatures (pH = 7.0).

Fig. 3. Removal of UVA₂₅₄ by a mixture of microorganisms (BMC-1) at various pH (Temperature = 20°C).

Fig. 4. Molecular weight fractionations of raw water and biodegraded water samples.

분해율은 pH 7-8에서 36.5-40.9%이었으나, pH 6과 9에서는 각각 26.1%와 30.8%로 상대적으로 낮은 분해율을 나타냈다. pH 변화에 따른 DOC 제거율도 UVA₂₅₄ 결과와 유사한 결과를 나타냈으나 변화의 폭은 적었다(120시간 경과 후 분해율 19.3-23.9%). 이에 유기물질의 측정지표인 UVA₂₅₄와 DOC의 측정결과는 유사하게 나타난 것을 확인하였다.

복합유용미생물 주입에 의한 하천수 내 천연유기물(NOM)의 정성, 특히 분자량의 변화특성을 파악하기 위해 LC-OCD를 통해 시료의 유기물 분자량 분석을 하였다(Fig. 4). 복합유용미생물 주입 전(하천수)과 주입/반응 5일 후를 비교하면 10-20°C 수온에 관계없이 분자량 1000 Da 이상의 물질(BP, HS)은 감소하는 경향을 나타내었다(Fig. 4). 특히 HS(fulvic acids, humic acids 등)은 10°C, 20°C에서 원수 대비 각각 64.2%, 61.6%로 낮아져 5가지 분자량 분류 중 가장 많은 감소를 나타냈다. 가장 큰 분자량을 나타내는 BP(polysaccharides, proteins, amino sugars 등)는 10°C, 20°C에서 원수 대비 각각 74.0%, 64.5%로 낮아졌다. 고분자 물질(BP, HS)의 경우 수온이 높을수록 더 많은 감소율을 보였다.

저분자 물질(BB, LMW-N, LMW-A)의 경우 고분자 물질과 다른 경향을 나타냈다. BB과 LMW-N은 수온과 관계없이 원수대비 큰 변화가 없었다. BB의 경우 실제로 미생물에 의해 분해되었을 수 있으나 고분자 물질인 HS의 부산물로 발생하는 부분이 더해지며 전체적으로는 변화가 없는 것으로 나타났을 가능성이 높다.¹⁶⁾ LMW-N의 경우 이전 다른 연구에서도 생분해가 잘 되지 않는 것으로 나타났다.¹⁸⁾ LMW-A는 생분해가 잘 되어 10°C, 20°C에서 원수 대비 각각 72.2%, 37.1%로 낮아졌다. 전체적으로 볼 때 복합유용미생물이 고분자, 저분자 유기물질을 생분해하는 것으로 판단되며,¹⁸⁾ 일부 저분자 유기물질이 동일하거나 미미하게 증가한 것으로 보이는 것은 고분자 유기물질이 분해되면서 저분자 유기물질을 생성함에 따른 것으로 유추할 수 있다.

복합유용미생물 주입으로 인한 영양염류의 변화를 평가하기 위하여 질소성분(아질산성질소, 질산성질소, 암모니아성질소)의 변화를 분석하였다. 미생물 주입 후 20°C, 호기성 상태에서 5일간 관측한 결과 암모니아성질소는 초기 1.43 mg/L-N에서 5일 후 0.82 mg/L-N로 감소하였다. 반면, 아질산성질소의 경우 초기농도 0.11 mg/L에서 5일 후 0.33 mg/L까지 증가하였으며, 질산성질소는 초기농도 0.20 mg/L에서 5일 후 0.68 mg/L까지 증가하여 두 항목 모두 초기농도에 비해 약 3배 증가한 것으로 나타났다. 다만, 반응 시간에 따른 암모니아성질소, 질산성질소, 아질산성질소의 합은 통계적으로 변화가 없는 것으로 나타났다. 이는 질산화가 일어나면서 암모니아성질소가 아질산성질소, 그리고 질산성질소로 변환되었기 때문이다(참고문헌). 10°C에서도 유사한 경향을 나타냈으나 10-20% 가량 느린 전환율을 나타냈다. 생물증강법에 의한 오염하천의 정화사례를 보면 총질소(TN) 및 암모니아성질소의 제거율이 각각 50.3%, 60.1%로 나타났는데, 이것은 하천 특성상 질산화와 탈질이 함께 일어났기 때문으로 판단된다.¹⁹⁾

복합유용미생물의 중금속 제거효율을 알아보기 위하여 10, 20°C의 온도조건에서 5일 동안 반응시킨 후 중금속 용출 농도를 측정하였으며 결과는 Fig. 5와 같다. 복합유용미생물 투입 후 아연(Zn)은 초기농도 대비 약 75%의 제거효

Fig. 5. Concentrations of Cr, Cd, Pb, Cu, Zn in raw water and biodegraded water samples.

율을 보였으며 그 외 항목들은 일부 제거되거나 변화가 미미한 것으로 분석되었다. 중금속은 일반적으로 미생물에 의해 쉽게 분해되지 않는 비분해성 물질이다. 미생물에 의한 중금속 감소는 황화물 형성 및 침전에 의한 것이나 미생물의 성장(DNA, RNA, 세포분열, 유전자 발현 등)에 있어서 Zn과 같은 일부 중금속이 필수 미네랄로서 미생물에 의해 흡수되기 때문으로 알려져 있다.²⁰⁾

3.3. 하상퇴적토 내 변화

복합유용미생물 투입 후 하상퇴적토 내 변화를 분석하기 위하여 완전연소가능량과 중금속함량 분석을 진행하였다. 완전연소가능량 분석 결과 복합유용미생물을 투입하지 않은 시료는 9.8%로 나타났으며 미생물 제재 주입 후 120시간 경과한 시료는 8.8%로 나타났다. 완전연소가능량이 전체량에서 1.0% 감소하여 이에 해당되는 양 만큼 복합유용미생물 주입으로 인해 하상퇴적토의 유기물질 함량이 감소한 것으로 판단되나 영향이 크지는 않았다. 또한 하상퇴적토의 중금속 함량을 분석한 결과 초기 하상퇴적토 내 중금속 함량과 복합유용미생물 투입 5일 후 중금속 함량의 변화는 통계적으로 차이가 없었다. 따라서 복합유용미생물 식중 후 기간이 길어지면 생물학적 분해 등에 의한 영향이 커질 수 있으나, 5일로는 하상퇴적토 내 유기물 및 중금속이 분해되지 않는 것으로 나타났다.

복합유용미생물 주입 전과 5일 후 하상퇴적토 내의 미생물군집 변화를 분석하였다. 생물분류단계(계/문/강/목/과/속/종)로 분류하였으나 분석결과가 방대하여 중요한 문

Table 3. Microbial community (Phylum) fractions in sediments before/after injection of a mixture of microorganisms (BMc-1)

Phylum	Raw sediment (%)	120 h after BMC-1 injection (%)	Difference (%)
<i>Proteobacteria</i>	39.76	46.03	6.27
<i>Chloroflexi</i>	10.37	9.53	-0.84
<i>Actinobacteria</i>	11.56	7.34	-4.21
<i>Acidobacteria</i>	8.31	7.83	-0.48
<i>Planctomycetes</i>	5.71	4.83	-0.88
<i>Verrucomicrobia</i>	4.74	4.30	-0.44
<i>Bacteroidetes</i>	3.81	3.64	-0.16
<i>Firmicutes</i>	3.79	2.84	-0.95
<i>Nitrospirae</i>	2.41	2.93	0.52
<i>Latescibacteria_WS3</i>	1.01	1.53	0.52
<i>Chlorobi</i>	1.14	1.32	0.18
<i>Cyanobacteria</i>	1.28	1.04	-0.24
<i>Gemmatimonadetes</i>	1.02	1.02	0.00
<i>Aminicenantes_OP8</i>	0.82	0.83	0.02
<i>Lentisphaerae</i>	0.58	0.67	0.09
<i>Parcubacteria_OD1</i>	0.54	0.67	0.13
<i>Spirochaetes</i>	0.39	0.76	0.37
etc.(< 0.3%)	2.62	2.69	0.07

Fig. 6. Microbial community (class) fractions in sediments before/after injection of a mixture of microorganisms (BMc-1): (a) *Proteobacteria*, (b) *Actinobacteria*.

(Phylum)과 강(Class)에 대해서만 제시한다(Fig. 6). 복합유용미생물 주입 전후 하상퇴적토 내 *Bacteria*계에서 *Proteobacteria*문이 6.27% 증가하였고, *Actinobacteria*문이 4.21% 감소하였다(Table 3). 각 문에 대한 강의 변화를 살펴 본 결과 *Proteobacteria* 내 β -*proteobacteria*가 7,980종에서 12,238종으로 증가하였고 ϵ -*proteobacteria*가 89종에서 1,008종으로 증가하였다(Fig. 6). α -*proteobacteria*는 6,611종에서 5,337종으로 소폭 감소하였으며 그 외의 강(class)은 큰 변화가 없었다(Fig. 6). *Actinobacteria*의 경우 *Actinobacteria_c*와 *Acidimicrobia*, *Rubrobacteria*가 각각 3,798종에서 2,123종, 1,470종에서 909종, 1,389종에서 984종으로 감소하였다(Fig. 6). *Proteobacteria*는 일반적으로 질소의 고정화 반응에 주로 관여하는 것으로 알려져 있으며 복합유용미생물 주입으로 인하여 그 개체수가 증가한 것으로 판단된다. *Actinobacteria*의 경우, 흙냄새를 유발하는 유기물인 Geosmin을 생성하는데 관여하는 것으로 알려져 있고, 복합유용미생물의 주입으로 인하여 그 개체수가 감소한 것으로 판단된다.

4. 결론

본 연구에서는 복합유용미생물을 활용한 친환경적 하천수질 개선을 위한 기초자료를 확보하기 위하여 pH, 수온 등

환경인자들이 복합유용미생물의 오염물질 정화 효율에 미치는 영향에 관하여 연구하여 다음과 같은 결론을 얻었다.

활성화된 복합유용미생물에 의한 하천수 내 유기물 분해는 수온이 높을수록(25℃) 잘 되었으나 10℃에서 분해율이 현격히 저하되었다. 따라서 본 복합유용미생물의 적용에 계절적 한계가 있을 수 있다. 일반 하천수의 pH 범위(7~8)에서 유기물 분해율의 차이는 없었다. 고분자 물질(BP, HS)과 LMW-A는 수온이 높을수록 더 많은 감소율을 보였으나 BB와 LMW-N은 수온과 관계없이 원수대비 큰 변화가 없었다.

질소계 물질은 질산화에 의해 암모니아성질소가 아질산성질소, 그리고 질산성질소로 변환되었고, 10℃에서 25℃ 대비 10-20% 가량 느린 전환율을 나타냈다. 중금속의 경우 아연(Zn)은 초기농도 대비 약 75%의 제거효율을 보였으며 그 외 항목들은 일부 제거되거나 변화가 미미한 것으로 분석되었다.

하상퇴적토의 유기물 및 중금속 함량은 복합유용미생물 투입 후 5일 이내에는 큰 변화를 나타내지 않아 장기간의 평가가 필요하다. 하상퇴적토 내 미생물군집의 변화를 살펴본 결과, 질산화과정에 기여하는 *Proteobacteria*계열이 증가하였고, 유기물의 일종인 Geosmin을 형성하는 *Actinobacteria*의 감소가 확인되었다.

Acknowledgement

본 연구는 경북녹색환경지원센터의 2016년 연구개발사업에서 연구비 지원을 받았으며 이에 감사드립니다.

KSEE

References

- Eom, T. K. and Han, D. Y., "Removal Characteristics of Organics, Nitrogen and Phosphorus According to Each HRT of Sequencing Batch Reactor Using *Bacillus* sp.," *J. Water Treat.*, **13**(3), 21~29(2005).
- Kim, H. S., Park, S. J., Jeong, W. H. and Lee, S. S., "The Study on the Effect of Efficient Microorganism for Early Stabilization of the Burial Sites," *The Korean J. Microbiol.*, **49**(4), 343~352(2013).
- Chung, J. B., Kim, B. J. and Kim, J. K., "Water Pollution in Some Agricultural Areas along Nakdong River," *The Korean Soc. Environ. Agric.*, **16**(2), 187~192(1997).
- Han, K. W., Cho, J. Y. and Kim, S. J., "Effects of Farming on Soil Contamination and Water Quality in Keum River Districts," *The Korean Soc. Environ. Agric.*, **16**(1), 19~24(1997).
- Jung, Y. S., Yang, J. E., Joo, Y. K., Lee, J. Y., Park, Y. S., Choi, M. H. and Choi, S. C., "Water Quality of Streams and Agricultural Wells Related to Different Agricultural Practices in Small Catchments of the Han River Basin," *The Korean Soc. Environ. Agric.*, **16**(2), 199~205(1997).
- Chung, J. B., Kim, B. J., Kim, J. K. and Kim, M. K., "Water Quality of Streams in Some Agricultural Areas of Different Agricultural Practices along Nakdong River Basin," *The Korean Soc. Environ. Agric.*, **17**(2), 140~144(1998).
- Seo, D. I., "Basin Environment Management for the Successful Four Great Rivers Project in Korea," *J. Korean Soc. Civil Eng.*, **57**(4), 26~28(2009).
- Seo, D. I., "Necessity of Small Stream Management for River Management in Korea," *J. Korea Water Resour. Assoc.*, **42**(5), 18~22(2009).
- Pozo, J., Conzalez, E., Diez, J. R., Molinero, J. and Elosegui, A., "Inputs of particulate organic matter to streams with different riparian vegetation," *J. North American Benthol. Soc.*, **16**(3), 602~611(1997).
- Harding, J. S., Young, J. W., Hayes, K. A. and Stark, J. D., "Changes in agricultural intensity and river health along a river continuum," *Freshwater Biol.*, **42**(2), 345~347(1999).
- Yang, I. T. and Choi, Y. J., "Development of Small River Management System Using GIS," *The Korean Soc. Environ. Agric.*, **21**(1), 105~114(2001).
- Yang, K. H., "Water treatment system using titanium bioball," Korea Patent. No. 10-2003-0102359(2003).
- Biovankorea, "Microbial agent effective in wastewater treatment and its manufacturing methods and wastewater treatment technology," Korea Patent. No. 10-2010-0089906(2010).
- Kim, S. J. and Lee, S. S., "The development of treatment system for removing the low concentrated nitrogen and phosphorus using phototrophic bacteria and media," *Korean J. Microbiol.*, **46**, 27~32(2010).
- Koh, S. C. and Ekpeghere, K. I., "Remediation and improvement of contaminated coastal sediment using EM mud balls," *Res. Report Coastal Environ.*, **8**, 135~159(2009).
- Huber, S. A., Balz, A., Abert, M. and Pronk, W., "Characterisation of aquatic humic and non-humic matter with size-exclusion chromatography-organic carbon detection-organic nitrogen detection (LC-OCD-OND)," *Water Res.*, **45**, 879~885(2011).
- Lee, K., Gegal, B., Choi, I. and Lee, W., "Formation characteristics and control of disinfection byproducts in a drinking water treatment plant using lake water," *J. Korean Soc. Environ. Eng.*, **37**(5), 269~276(2015).
- Chen, F., Peldszus, S., Elhadidy, A., Legge, R. L., Dyke, M. I. V. and Huck, P. M., "Kinetics of natural organic matter (NOM) removal during drinking water biofiltration using different NOM characterization approaches," *Water Res.*, **104**, 361~370(2016).
- Jiao, Y., Zhao, Q., Jin, W., Hao, X. and You, S., "Bioaugmentation of a biological contact oxidation ditch with indigenous nitrifying bacteria for in situ remediation of nitrogen-rich stream water," *J. Bioresour. Technol.*, **102**, 990~995(2011).
- Song, D. S., Lee, J. U., Ko, I. W. and Kim, K. W., "Study on Geochemical Behavior of Heavy Metals by Indigenous Bacteria in Contaminated Soil and Sediment," *J. Econ. Environ. Geol.*, **40**(5), 575~585(2007).