



저작자표시-비영리-변경금지 2.0 대한민국

이용자는 아래의 조건을 따르는 경우에 한하여 자유롭게

- 이 저작물을 복제, 배포, 전송, 전시, 공연 및 방송할 수 있습니다.

다음과 같은 조건을 따라야 합니다:



저작자표시. 귀하는 원저작자를 표시하여야 합니다.



비영리. 귀하는 이 저작물을 영리 목적으로 이용할 수 없습니다.



변경금지. 귀하는 이 저작물을 개작, 변형 또는 가공할 수 없습니다.

- 귀하는, 이 저작물의 재이용이나 배포의 경우, 이 저작물에 적용된 이용허락조건을 명확하게 나타내어야 합니다.
- 저작권자로부터 별도의 허가를 받으면 이러한 조건들은 적용되지 않습니다.

저작권법에 따른 이용자의 권리는 위의 내용에 의하여 영향을 받지 않습니다.

이것은 [이용허락규약\(Legal Code\)](#)을 이해하기 쉽게 요약한 것입니다.

[Disclaimer](#)

工學碩士 學位論文

유용 미생물을 이용한 오염 인공해수천의
생물정화기술 연구

Bioremediation of Polluted Constructed Sea Stream
Using Bioaugmentation of a Microbial Consortium



2014年 2月

韓國海洋大學校 大學院

土木環境工學科

金 秀 玹

本 論文을 金秀玟의 工學碩士 學位論文으로 認准함.

委員長 宋 永 彩

委 員 張 在 秀

委 員 高 星 澈



韓國海洋大學校 大學院

목 차

목차	I
List of Tables	IV
List of Figures	V
Abstract	XI
1. 서 론	1
2. 문헌조사	3
2.1 하천복원의 의미	3
2.2 해수천의 의미	3
2.3 하천복원기술 및 국내외 사례	4
2.3.1 하천복원기술	4
2.3.2 국내사례	6
2.3.3 국외사례	9
2.4 BM의 일반적인 특징	14
3. 실험장치 및 방법	16
3.1 연구목표 및 범위	17
3.2 연구방법	18
3.3 분석방법	20
3.4 현장투여 미생물제제(BM-S-1)의 배양액 준비 및 투여방법	21

4. 연구결과 및 고찰	22
4.1 유황 조사	22
4.1.1 구간별 간격 및 수심	22
4.1.2 유속	23
4.2 환경 조건	24
4.2.1 수온	24
4.2.2 염분(Salinity)	25
4.2.3 수소이온농도(pH)	25
4.2.4 용존산소(DO)	26
4.2.5 산화환원전위(ORP)	28
4.3 수질 항목	39
4.3.1 화학적산소요구량(COD)	29
4.3.2 부유물질(SS)	30
4.3.3 총질소(T-N)	31
4.3.4 질소의 물질수지(2013년 11월 2일)	32
4.3.5 총인(T-P)	33
4.3.6 인의 물질수지(2013년 11월 2일)	34
4.3.7 Chl-a	35
4.4 저질 항목	36
4.4.1 저질 화학적산소요구량(COD)	36
4.4.2 강열감량(IL)	37

4.5 현장 사진	38
4.5.1 2012년 7월 4일	38
4.5.2 2012년 9월 27일	38
4.5.3 2012년 10월 31일	39
4.5.4 2012년 11월 21일	40
4.5.5 2013년 02월 08일 이후	40
4.6 해수천 BM-S-1처리 전후의 미생물군집변화 분석	41
4.6.1 Pyrosequencing기법에 의한 미생물 군집의 변화 비교 (처리 후 약 1개월 경과)	42
4.6.1.1 UNI-FRAC 기법 기반 정점별 미생물 군집 유사도 비교	42
4.6.1.2 BM-S-1 처리 전후의 정점별 주요 미생물의 문(Phylum), 속(Genus), 및 종(Species)의 수준별 출현 빈도 분석 ..	45
4.6.1.3 BM S-1에 의한 처리 전후 대표적 미생물종들의 분포 및 생태적 특성 분석	53
4.6.2 Pyrosequencing 기법에 의한 미생물 군집의 변화 비교 (처리 후 약 8개월 후)	56
4.6.3 Pyrosequencing 기법에 의한 미생물 군집의 변화 비교 (처리 후 약 11개월 후)	60
5. 결론	65
참고문헌	66

List of Tables

Table 2.1 Putative functions of the Microbial community from the consortium, BM-S-1	15
Table 3.1 The test criteria to water quality of the stream	17
Table 3.2 The location of sampling sites of the stream	19
Table 3.3 The sampling date and analysis items	19
Table 3.4 The test criteria	20
Table 3.5 Analytical methods for samples from water and sediment	21



List of Figures

Fig. 2.1	The view of Jeonjucheon, Jeonju, South Korea	7
Fig. 2.2	The view of Onchoncheon, Busan, South Korea	8
Fig. 2.3	The natural education site of Onchoncheon, Busan, South Korea	8
Fig. 2.4	The restoration of Gwanchicheon, Jeonbuk, South Korea	8
Fig. 2.5	View of Alterbach River before restoration	9
Fig. 2.6	View of Alterbach River after restoration	9
Fig. 2.7	Hotophia Creek before treatment	10
Fig. 2.8	Hotophia Creek before treatment 2 years after treatment	10
Fig. 2.9	View of Trinity River(california, USA) after restoration	12
Fig. 2.10	Enka River before(left) and after(right) restoration	13
Fig. 2.11	The water-front area of river side park in Enka River	13
Fig. 2.12	Enka River before(left) and after(right) restoration	13
Fig. 2.13	Microbial community composition of a microbial consortium, BM-S-1	14
Fig. 3.1	View of the constructed sea stream at Dongsamdong, Busan, South Korea and location of drains of run-off water	17
Fig. 3.2	View of one of the typical drains at the stream	17
Fig. 3.3	View of sites for water and sediment quality of the stream	18
Fig. 3.4	Sampling of water and sediment for analysis	20

Fig. 4.1	The investigation site of water and sediment of the constructed sea stream at Dongsamdong, Busan, South Korea	22
Fig. 4.2	The interval and water level of the stream	23
Fig. 4.3	The water temperature changes at the test sites of the stream during the test period	24
Fig. 4.4	The salinity changes at the test sites of the stream during the test period	25
Fig. 4.5	The pH changes at the test sites of the stream during the test period	26
Fig. 4.6	The DO changes at the test sites of the stream during the test period	27
Fig. 4.7	The ORP changes at the test sites of the stream during the test period	28
Fig. 4.8	The COD changes at the test sites of the stream during the test period	29
Fig. 4.9	The SS changes at the test sites of the stream during the test period	30
Fig. 4.10	The T-N changes at the test sites of the stream during the test period	31
Fig. 4.11	The mass balance of nitrogen at the test sites of the stream during the test period	32
Fig. 4.12	The T-P changes at the test sites of the stream during the test period	33
Fig. 4.13	The mass balance of phosphorus at the test sites of the stream during the test period	34

Fig. 4.14	The Chl-a changes at the test sites of the stream during the test period	35
Fig. 4.15	The COD of sediment changes at the test sites of the stream during the test period	36
Fig. 4.16	The ignition loss changes at the test sites of the stream during the test period	37
Fig. 4.17	View of the stream 85days before BM-S-1 treatment	38
Fig. 4.18	View of the stream one day before BM-S-1 treatment	49
Fig. 4.19	View of the stream 33 days after BM-S-1 treatment	49
Fig. 4.20	View of the stream 54 days after BM-S-1 treatment	40
Fig. 4.21	View of the stream 158 days after BM-S-1 treatment	41
Fig. 4.22	View of the stream 295 days after BM-S-1 treatment	41
Fig. 4.23	View of the stream 401 days after BM-S-1 treatment	41
Fig. 4.24	The cluster analysis of the test sites based on UNI-FRAC analysis of microbial communities (before BM S-1 treatment)	42
Fig. 4.25	The cluster analysis of the test sites based on UNI-FRAC analysis of microbial communities (one month after BM S-1 treatment)	43
Fig. 4.26	The combined cluster analysis of the test sites based on UNI-FRAC analysis of microbial communities	44
Fig. 4.27	Distribution of the dominant microbial phylum before treatment	46
Fig. 4.28	Distribution of the dominant microbial phylum one month after treatment	47

Fig. 4.29 Distribution of the dominant microbial genus before treatment	48
Fig. 4.30 Distribution of the dominant microbial genus one month after treatment	49
Fig. 4.31 Distribution of the dominant microbial species before treatment	50
Fig. 4.32 Distribution of the dominant microbial species one month after treatment	51
Fig. 4.33 Changes of the dominant microbial communities in the Site 3 before and one month after treatment	52
Fig. 4.34 The distribution percentage of <i>Psychrilyobacter atlanticus</i> for each site (before treatment of BM-S-1)	53
Fig. 4.35 The distribution percentage of <i>Psychrilyobacter atlanticus</i> for each site (after treatment of BM-S-1)	53
Fig. 4.36 The distribution percentage of Desulfuromonadaceae_uc_s for each site (before treatment of BM-S-1)	54
Fig. 4.37 The distribution percentage of Desulfuromonadaceae_uc_s for each site (after treatment of BM-S-1)	54
Fig. 4.38 The distribution percentage of Sulfurimonas_uc for each site (before treatment of BM-S-1)	55
Fig. 4.39 The distribution percentage of Sulfurimonas_uc for each site (after treatment of BM-S-1)	55
Fig. 4.40 Changes of the dominant microbial communities before(092812) and after(103112, 052313) treatment of BM-S-1 (St. 2)	56

Fig. 4.41	Changes of the dominant microbial communities before(092812) and after(103112, 052313) treatment of BM-S-1 (Site 2)	57
Fig. 4.42	Changes of the dominant microbial communities before(092812) and after(103112, 052313) treatment of BM-S-1 (Site 3)	57
Fig. 4.43	Changes of the dominant microbial communities before(092812) and after(103112, 052313) treatment of BM-S-1 (continuing Site 3)	58
Fig. 4.44	Changes of the dominant microbial communities before(092812) and after(103112, 052313) treatment of BM-S-1 (continuing Site 3)	58
Fig. 4.45	Changes of the dominant microbial communities before(092812) and after(103112, 052313) treatment of BM-S-1 (continuing Site 3)	59
Fig. 4.46	Changes of the dominant microbial communities before(092812) and after(103112, 052313) treatment of BM-S-1 (St. 4)	59
Fig. 4.47	The cluster analysis of all test sites before(09-28-12) and after (05-23-13) BM-S-1 treatment based on UNI-FRAC analysis of microbial communities	60
Fig. 4.48	Changes of the dominant microbial communities before(092812) and after(103112, 052313, 082613) treatment of BM-S-1 (St. 2)	61
Fig. 4.49	Changes of the dominant microbial communities before(092812) and after(103112, 052313, 082613) treatment of BM-S-1 (Site 1)	61
Fig. 4.50	Changes of the dominant microbial communities before(092812) and after(103112, 052313, 082613) treatment of BM-S-1 (Site 2)	62

- Fig. 4.51** Changes of the dominant microbial communities before(092812) and after(103112, 052313, 082613) treatment of BM-S-1 (Site 3) 62
- Fig. 4.52** Changes of the dominant microbial communities before(092812) and after(103112, 052313, 082613) treatment of BM-S-1 (St. 4) 63
- Fig. 4.53** The cluster analysis of all test sites before(092812) and after(103112, 052313, 082613) BM-S-1 treatment based on UNI-FRAC analysis of microbial communities 64



Bioremediation of Polluted Constructed Sea Stream Using Bioaugmentation of a Microbial Consortium

Kim, Soo Hyeon

Department of Environmental Engineering
Graduate School of Korea Maritime University

Abstract

A constructed sea stream in Yeongdo, Busan, Republic of Korea is mostly static due to the raised stream bed and tidal characters and receives domestic wastewater nearby, causing consistent odor and sanitary problems. Bioaugmentation of a microbial consortium (BM-S-1) has been proposed as an effective and economical restoration technology to restore the polluted stream ecosystem. The purpose of this study was to elucidate whether bioaugmentation of the microbial consortium could lead to clean-up of the polluted sea stream and its ecosystem restoration. The microbial consortium activated on site was augmented into the most polluted sites (Sites 1, 2 and 3) on a weekly basis for a year. Water and sediment quality was monitored in terms of DO, ORP, COD, T-N, T-P, SS, and Chl-a. Microbial community analysis of the sediments was performed through pyrosequencing. A significant reduction in COD, SS

and T-N of water column occurred by 58.1%, 51.1 % and 45.7%, respectively. Chl-a concentration also decreased in all the test sites except station 2 (ca. by 55.5%), indicating the restoration occurred. COD removal rates of the sediment in Site 2 and Station 4 were 51.1% and 74.2%, respectively, demonstrating the remediation of the polluted sediment. Microbial community cluster analysis showed that the community structures in Sites 1, 2 and 3 after bioaugmentation were differently grouped from those before the augmentation. This indicates that the sea stream restoration was due to the treatment with the microbial consortium. One of the dominant microbial populations in the sites before the treatment was sulfate reducers while the dominant ones after treatment were *Psychrilyobacter atlanticus* and Flavobacteriaceae. It was concluded that the sea stream restoration was triggered by augmentation of the microbial consortium, leading to a systematic restoration of the ecosystem.

KEY WORDS: Bioaugmentation, Microbial consortium, Microbial community, Stream restoration, Pyrosequencing

제 1 장 서 론

우리나라는 21세기 해양부국 실현을 위해 해양의 합리적 개발·이용 및 보전에 관해 해양수산발전기본계획을 수립하였고 해양환경의 수요와 국제적인 해양환경변화에 능동적으로 대처하기 위하여 2001년 해양환경보전종합계획을 수립하였다. 또한, 친환경적 항만의 개발 및 이용을 위해 항만환경계획에 대한 연구도 수행하였으며, 해양수산부에서는 항만의 건설 또는 확정된 후 운영단계에서 오염문제의 해결은 비효율적이고 항만환경의 개선비용도 크게 소요된다고 보고 있다. 한편, 항만의 기능은 물류 및 생산 기능 외에도 친수공간과 경관지역으로서의 역할도 중요하며, 항만 지역 내 국가기관 및 지방자치단체간의 이해관계도 중요하다고 보고 있다.

현재의 부산항은 수질환경의 오염도가 평균 2등급이나 하절기의 경우 육상기인 오염원이 강우로 인하여 항만으로 대량 유입되어 3등급 이상의 오염된 수질로 나타나고 있다. 특히 부산시 영도구 영도동삼혁신지구내의 인공해수천은 워터프론트시설 및 주민들의 여가공간의 확충을 위해 부산항의 해수를 유지용수로 이용하는 인공하천인데, 배수로의 유로 선형이 불규칙하고 하상고가 높아 하수의 정체, 생활하수 및 쓰레기가 유입되어 악취가 발생하고 있다. 또한 현재 하수 처리체계는 불완전분류식으로 평상시와 우기시의 초기 유량을 제외하고는 월류하여 약 17개소 배수로에 유입되고 있으며, 인공해수천의 해수순환을 확인한 결과 해수가 좌우 입구 부분은 부분적인 순환이 이루어지고 있으나 중앙에서는 일정한 거리 내에서만 해수순환이 이루어지고 있기 때문에 오염물질의 정체로 인한 오염이 가중되고 악취가 발생하고 있어 주민들의 민원이 계속되고 있는 실정이다.

본 연구에서는 인공 해수천을 포함한 연안해역 수질개선을 위해 친환경적이고 경제적인 해결방안으로서 지속적으로 미생물을 투입하여 전 계절(춘계, 하

계, 추계 및 동계)에 걸쳐 2년 간(2012년 1월 ~ 2013년 12월) 실험한 결과를 고찰 하였다. 가장 오염이 심각한 위치에 유용미생물(BM-S-1)을 약 1년 간 투입한 결과 수질의 경우 COD 58.1%, T-N 45.7%, Chl-a 55.5%, SS 51.1%의 제거율을 보였고 저질의 경우 COD 51.1%, 강열감량 6.84%의 제거율이 나타났다.

본 연구의 결과는 해양환경관련 산업의 기술증진과 더불어 연안해역 수질개선분야의 기본 자료로 사용되며 우리나라 해양환경 보전에 기여할 것으로 기대된다.



제 2 장 문헌조사

2.1 하천복원의 의미

훼손된 하천의 생물서식처와 친수성을 되살리기 위해 하도와 하천변을 원래의 자연 하천에 가깝게 되돌리는 것을 하천의 복원(restoration)이라고 하지만 진정한 복원은 과거의 하천 모양을 그대로 유지하는 것이다. 김(2007) 등은 복원을 생태계의 구조와 기능의 재정립으로 설명하였고, 도시 하천 복원이란 하천을 생태적으로 건강한 상태로 되돌리는 것뿐만 아니라 경제적·심미적 가치를 증진시키고, 높은 삶의 질을 가지는 도시생활에 조건을 제공하는 것이라고 하였다. 그리고 회복(복구로 번역되기도 함, rehabilitation)은 자연적으로 생태계를 다시 지속시킬 수 있는 안정된 지형을 만들어 주는 것을 의미하고, 재생(개간과 대체로 번역되기도 함, reclamation)은 하천의 원 생태계가 가지고 있는 생물적, 물리적 능력을 변경시키는 것을 의미한다. 또한 재생을 산업단지 사용 후, 심하게 손상되고 독성물질로 오염된 지역의 기능적 생산성을 찾는 의미로 설명하기도 하였다.

2.2 해수천의 의미

부산항 동삼동 매립지 배수로는 부산항의 준설토를 투기하면서 기존의 해안과 투기장 호안 사이에 형성된 수로구간으로서 토사가 부패하여 악취가 심하고 해충이 발생하는 등 인근 주민들에게 생활의 불편을 초래하였다. 그래서 2006년 9월 환경친화적 자연형 하천을 목표로 배수로 정비공사를 완료하였는데 이것을 인공해수천 이라한다. 인공해수천은 한국해양대학교, 연구소, 해양박물관, 해양수산관련 국가기관 및 공공기관 등이 입주하고 있는 부산 영도동삼혁신지구내에 위치하고 있으며 워터프론트시설 및 주민들의 여가공간의 확충을 위해

부산항의 해수를 유지용수로 이용하는 인공하천이다. 하지만 현재의 해수천 배수로의 유로 선형이 불규칙하고 하상고가 높아 하수의 정체, 생활하수 및 쓰레기가 유입되어 악취가 발생하고 있다. 하수 처리체계는 불완전분류식으로 평상시와 우기시의 초기 유량을 제외하고는 월류하여 약 17개소 배수로에 유입되고 있어 주민들의 민원이 계속되고 있는 실정이다. 그리고 해수순환을 확인한 결과 해수천의 해수가 좌우 입구 부분은 부분적인 순환이 이루어지고 있으나 중앙에서는 일정한 거리 내에서만 해수순환이 이루어지고 있기 때문에 오염물질의 정체로 인한 오염이 가중되고 악취가 발생하고 있어 지속적인 환경관리를 통하여 동삼동 해수천 유역을 쾌적한 워터프론트 시설로 유지할 필요가 있다.

2.3 하천복원기술 및 국내의 사례

2.3.1 하천복원기술

하천 유역에서 생산 활동이 증대 되고 도시화가 진전됨에 따라, 하천 유역 부근은 현저하게 원래의 형태를 잃었다. 이에 따라, 하천 정비를 일률적으로 진행을 하였으나, 하천의 특징을 고려하지 않았기에 그 효과는 미미하였다. 하지만 최근, 다양한 친환경적 공법이 개발되었고 적절히 이를 적용하여 하천의 상태는 예전보다 많이 개선되었는데, 그와 관련된 소개를 다음과 같이 하였다.

하천정화공법은 크게 물리적, 화학적, 생물학적인 방법으로 분류된다. 물리적 방법은 하천의 수리적 특성을 이용하여 유속 제어에 의한 침전, 소류, 혹은 분리, 대기접촉 등을 주체로 하는 정화방법이며, 화학적 방법은 약품을 첨가하여 용해성 물질 혹은 물리적 제어에 의해서는 분리되지 않는 물질을 제거하는 것으로서 응집·침전, 산화제 투입에 의한 유기물의 산화, 병원성 미생물의 살균에 의한 감소 등을 주체로 하는 정화방법이다. 또한, 생물학적 방법은 유수 중의 미생물을 집적시켜 생물(특히 세균류)에 의한 유기물의 분해·산화, 특정 수생생물에 의한 영양염류의 흡수, 영양염류의 고정화(생체화) 등의 생물을 이용하는 방법이다. 하천수질 정화공법은 이러한 물리적, 화학적, 생물학적 방법들을 목표 수준에 맞게 조합시켜 소기의 목적을 달성하는 것으로서, 결과적으로

로 자연하천에 존재하는 다양한 현상을 인위적으로 조절하여 최대의 정화력을 발휘시킬 수 있는 조건을 설정하는 것이다.

대표적인 도시 하천수질 정화기법에는 접촉산화법, 박충류법, 토양정화법, 수생식물이용법, 복류수정화법, 생물 산화지법, 폭기법, 여과법 및 독 이용법 등을 들 수 있다. 접촉산화법은 자갈 등의 접촉제를 이용하여 오염물질을 생물분해 또는 물리적으로 처리하는 방법이고, 박충류법은 하천의 폭을 확장하고 수심을 얕게 함으로써 물과 접촉하는 하상면적을 크게 하여 하천의 정화능력을 증대시키는 방법이다. 토양정화법은 토양이 갖는 분해·흡착 능력을 이용하는 방법으로 트렌치를 이용하여 오염수를 토양에 주입함으로써 하천수의 생물분해, 여과, 물리·화학적 흡착의 원리로 하천수를 정화시키는 방법이며, 수생식물이용법은 수생식물이 번성하는 수로에 도시하천을 통하게 하여 수생식물이 오염물질을 직접적으로 분해 및 흡수, 침전을 시켜 정화시키는 방법이다. 생물 산화지법은 오염된 하천수를 연못에 체류시켜서 수 표면에서 용해되는 산소 또는 조류의 동화작용에 의해 발생하는 산소를 호기성 미생물에 의해 유기물을 분해시켜 하천수를 정화시키는 방법이고, 폭기법은 하천의 바닥에 폭기 장치를 설치해서 물리적으로 산소를 공급하여 수중에 용존산소량을 증가시켜 호기성 미생물의 작용에 의해 하천수의 유기물질을 분해시켜 하천수를 정화시키는 방법이다. 여과법은 여과장치를 이용해 오염된 하천수를 직접적으로 여과함으로써 하천수를 정화시키는 방법이며, 하도에 인공적으로 독을 설치하여 하천수의 긴 체류시간을 통한 침전효과를 통해 하천수를 정화시키는 독 이용법이 있다.

1950년대 이후로 국내·외 하천정화방법으로 다양한 방법이 연구개발 되었으며 미국 등 선진국에서는 주로 도시하천과 호수의 수질보전을 위해 인공습지를 활용하고 있다. 특히 비점오염원의 관리, 하수처리시설의 기능향상에 이용하고 있다. 자연정화에 의한 처리 방법 중 인공습지법은 하천 및 농경지 주변에서 발생하는 비점오염원 및 점 오염원들이 자연 상태의 습지에 의해 정화되어 지는 것을 바탕으로 하여 제한된 공간에서 집약적으로 정화능력을 발휘할 수 있도록 인공적으로 만든 습지(George Burton, 1991)를 이용하는 방법이다.

그리고 근래에 들어 미생물제제를 이용한 생물학적 정화기술을 하천 정화의 대안으로서 수로가 좁은 지형 등에 이를 적용하고 있다. 하지만, 미생물을 조합

해 발효시킨 복합 미생물 제제를 이용하여 악취제거 및 수질개선용으로 사용하고 있으나 아직까지 괄목할만한 성과는 많지 않았다. 그 이유는 적용할 수 있는 환경이 매우 제한적이며, 적용환경에 따라 기능과 효과의 일관성이 유지되지 않는 한계가 있기 때문이다.

다음은 국내와 국외에서의 하천 정화를 다른 공법을 이용하여 개선하였던 사례를 나타낸 것이다.

2.3.2 국내사례

급속한 도시화로 인한 환경오염의 심각성이 1990년대 이후로 대두되면서 하천의 정화 사업이 날이 갈수록 중요해졌다. 하천 바닥에 깔려있는 콘크리트 제거, 주변 지역의 친환경적 공간 조성 등 시민들로부터 접근성을 높이고, 생태계 복원을 위한 노력이 진전되었는데, 그 대표적인 사례가 전주천, 온천천 및 광치천 복구 사업이다.

첫 번째로 전주천은 만경강 하구에서 약 41.5km 상류지점에서 만경강 좌안 측으로 유입되는 제1지류로서 전주시 중앙부를 관통하는 도심하천의 성격을 가지고 있다. 전주천 하천복원은 2000년 4월부터 2002년 12월까지 전주천 7.2km 구간 (한벽교~삼천 합류지점까지)을 수위유지시설, 생태계복원, 수질개선사업 및 친수공간시설 조성에 대한 기본 및 실시설계를 하면서 추진하였다. 자연형 호안조성, 둔치 주차장 철거 및 녹지화 함으로써 생태계가 복원되었으며, 지천의 우수, 오수 분리 및 차집관로 정비로 오수 유입을 차단하고 갯버들, 부들 등의 식재로 어류의 서식 및 산란처를 제공하여 수질개선효과가 있었다<Fig. 2.1>.



〈Fig. 2.1〉 The view of Jeonjucheon, Jeonju, South Korea

두 번째로, 온천천은 금정산 고당봉과 계명봉 골짜기에서 발원하여 범어사, 청룡동 상마전 마을에 모여 수원지를 이루고 금정구와 동래구, 연제구, 부산진구를 관류하여 수영강으로 흘러 들어가는 하천이다. 온천천은 직강화와 복개, 제방의 콘크리트화로 하천 생태계가 파괴되고, 각종 오물투기로 쓰레기장화 되어 악취와 병해충 등의 발생하는 곳으로 하천본연의 기능을 회복시켜 사람과 자연이 함께 할 수 있는 공간으로의 조성이 필요함에 따라 온천천 5km(온천교~안락교)에 1997년 12월부터 2004년 8월까지 사업이 진행되었다. 콘크리트 주차장을 철거(약 10,000㎡)하여 자연형 하천을 조성하였고, 저습지 2개소, 관찰마루 3개소, 징검다리 2개소 설치하여 학생들을 위한 자연학습장으로 활용하였다. 그리고 하수 방류구는 노출부분 최소화 및 커튼 설치로 초기 월류수 하천유입 방지와 악취저감 효과로 하천 환경을 개선하였으며, 생태연못, 관찰마루, 징검다리, 자전거 전용도로 설치 등으로 친수·문화공간을 조성하였다(〈Fig. 2.2〉, 〈Fig. 2.3〉).



〈Fig. 2.2〉 The view of Onchoncheon, Busan, South Korea



〈Fig. 2.3〉 The natural education site of Onchoncheon, Busan, South Korea

마지막으로, 광치천 유역은 요천의 제1지류로서 전라북도 남동부에 위치한 지방2급 하천이다. 광치천 생태하천 복원사업은 광치천 11km에 2006년부터 생태복원 정책과 제도가 정립되면서 사업 내용도 하천생태계의 건강성을 회복하는 사업 위주로 전개되었다. 최대한 현재 하상을 유지하면서 자연형 하천정화 사업에 맞는 자연석, 식생복원매트, 저수호안 여울형 수질정화시설 설치 및 수질정화 초화류 등을 식재하여 시민들에게 휴식공간을 제공하고 수질을 개선하였다. 그리고 자연정화생태학습장, 하상여과시설의 설치로 수질개선에 기여하고 생태습지 및 비오톱 조성으로 인한 생물의 서식처를 제공함은 물론 자연소재를 이용한 저수호안공법 도입으로 어류의 서식처, 은신처, 산란처 제공으로 생태환경을 개선하였다〈Fig. 2.4〉.



before restoration



after restoration

〈Fig. 2.4〉 The restoration of Gwanchicheon, Jeonbuk, South Korea

2.3.3 국외사례

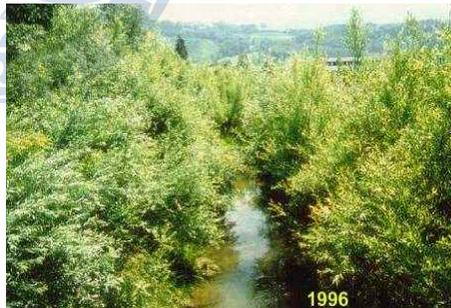
국외에서 진행된 하천 정화 사업은 오스트리아, 미국, 일본에서 가장 활발하게 진행되고 있다.

오스트리아의 잘스부르크 市の Alterbach강의 하천은 유역 면적 30.2km², 길이 10.5km, 낙차 186m 정도의 급경사 산지 하천으로, 때로는 매우 큰 홍수가 발생했다. 복원 사업 대상 구간의 길이는 1.2km, 하상 경사는 8/1,000 정도이다. 복원 사업에는 하천정비 사업 전 19세기 하천 지도를 참조하여 만곡을 조성하였다.

자연에 가까운 하천형태의 조성으로 생태계 기능을 회복하고 동시에 친수성을 증진시켰다는 점에서 긍정적으로 평가되고 있다. 비록 하천변 도로, 자전거도로, 건물, 기타 기존의 시설에 의해 완전한 하천복원이 되지 못하였지만 자연형 하천공법의 적용으로 서식처 가용성과 수중 유기체는 분명히 개선된 것으로 나타났다. 동시에 통수능도 유지되고 있다. 그러나 완전한 의미의 하천복원을 위해서는 장차 하천부근의 토지를 수용하여 하천에 편입시키는 노력이 필요하다<Fig. 2.5>, <Fig. 2.6>.



<Fig. 2.5> View of Alterbach River before restoration



<Fig. 2.6> View of Alterbach River after restoration

두 번째로, 미국 미시시피주 북부에 있는 Hotophia Creek에 대해 국립 유사 실험실(NSL)에서 1991년 ~ 1993년 사이에 수행된 하천복원 시험 결과이다

(Shields 등, 1995).

시험하천 구간의 상류 유역면적은 91km^2 , 만곡도는 1.2m, 하폭은 44 ~ 77m, 하도 깊이는 3 ~ 4m, 최심선 경사는 0.0011, 하상 재료는 중앙 입경 0.2 ~ 0.56mm의 모래, 평균 유량은 $1.9\text{m}^3/\text{s}$, 연평균 비유사량은 $985\text{ton}/\text{km}^2/\text{yr}$ 이다. 이 유역은 1830년대 이주민들이 정착한 후 삼림벌채와 개간 등 토지이용의 급격한 변화로 하류 하천은 퇴적되어 하상이 높아지다가 1930년대 이후 하천정비와 홍수 조절용 저수지 축조 등으로 하류 하천은 하도와 하상이 다시 침식되기 시작하였다.

비용 절감을 위해 기존 사석 수제를 연장하여 여울과 소를 흐름 방향과 반대 방향으로 교대로 경사지게 설치하고, 수제의 연장으로 인해 생길 수 있는 맞은 편 강터의 불안정을 막기 위해 강터 밑에 사석 호안을 하고, 호안 주위와 사주(Sand Bars)에 토종 버드나무(Salix)를 삼목하였다.

평균 수심은 전체적으로 공사 후 처음 1년은 9cm에서 22cm로 대폭 늘었다가 그 다음 해부터 15cm 정도를 유지하였다. 어류 서식처 조사 결과 수제가 만든 세굴공에서 개체 수, 종의 수, 평균길이 등이 3 ~ 5배 정도 크게 증가하였다.

결과적으로 수제 마루의 높이는 1m에서 2m 정도로 늘리는 것이 바람직하다. 다음, 강터 밑의 사석은 대부분 제 기능을 발휘하고 퇴사는 자연적으로 묻혔다. 여기서 강터 밑에 심은 버드나무는 1.5m 정도 깊이로 심으면 사석 없이도 홀로 침식에 저항할 수 있다<Fig. 2.7>, <Fig. 2.8>.



<Fig. 2.7> Hotophia Creek before treatment



<Fig. 2.8> Hotophia Creek before treatment 2 years after treatment

세 번째는, 트리너티 강이다. 트리너티 강은 미국 캘리포니아 주의 북서쪽에 위치하고 있으며 클램스 강의 가장 큰 지류로서 길이는 209km이며 유역면적은 7,389km²이다. 이 강에는 1963년에 트리너티 댐과 루이스 댐 등 2개의 댐과 유역간 물이동을 위해 1개의 도수터널이 건설된다. 트리너티 강으로 유입되던 강물의 대부분이 인근의 새크라멘토 강으로 공급되었고, 댐으로 인해 홍수가 사라졌다. 이로 인해 하천변에는 과도한 식생이 자라서 자연하천의 모습을 잃어 가게 되었고, 토사 이동이 막혀 어류 서식처가 줄어들게 되었다. 그에 따라 1970년대 들어 연어와 무지개 송어의 개체수가 급격하게 감소하게 된다.

트리너티 강 복원은 어류에 적합한 수중서식처를 만들고 유지하기 위해 필요한 자연적인 물리 구조를 재수립하는 것과 댐 상류의 잃어버린 서식처를 대신하여 댐 하류에 부화와 양육에 적합한 조건을 만드는 것이다.

유량복원은 유량을 복원하여 생태적 역할을 하도록 하천 수량 조건을 설정하고 각 조건에 적절한 댐 방류량을 결정하였다.

하안복원은 하천 내 토사퇴적으로 인해 발생한 작은 둑(riparian berm)을 제거하고 작은 둑 안의 모래를 밖으로 걷어내고, 초당 170m³ 이상의 유량에서 홍수터는 정기적으로 잠길 수 있도록 지반고가 조정하여 새로이 형성된 자갈 무더기에는 식생 협착부가 형성되지 않도록 조절하였다.

토사복원은 댐 건설 후 차단된 상류에서 하류로의 토사이동을 개선한 것이다. 전체적으로 자갈이 줄어들었으며, 이에 따라 연어의 부화나 양육 서식처도 줄어들게 되었다. 줄어든 자갈로 인한 연어 부화지 감소를 방지하기 위해 트리너티 강의 2개 지점에서 다양한 크기의 자갈을 투입하여 어의 서식처와 양육장으로 활용될 수 있도록 하였다.

또한 댐 하류 지류유역의 토사유출이 발생하면 강바닥에 퇴적되어 연어나 무지개 송어 알의 부화에 위협적인 영향을 미친다. 토사 유출을 방지하기 위해 유역 복원, 계곡 출구에 침사지 건설, 토사이동을 촉진시키기 위한 유량 방류, 하도 내 작은 둑 제거 및 미세 입자의 제거, 토사 침사지로 홍수터 활용 등이 고려되었다.

많은 댐이 건설되었지만 아직까지 댐 하류에서 발생하는 여러 가지 하천문

제에 대해서 구체적인 조사나 대책이 미흡한 국내에서 트리너티 강 복원사업은 생태환경 복원사업의 좋은 사례가 될 것이다<Fig. 2.9>



<Fig. 2.9> View of Trinity River(california, USA) after restoration

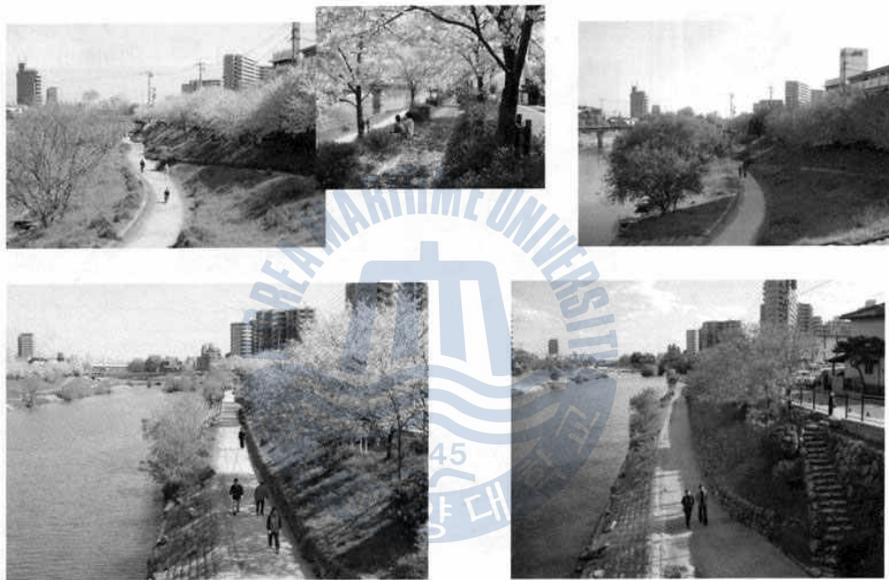
마지막으로, 엔카강(遠賀川)은 일본 큐슈지방을 대표하는 하천으로서 하천 총 길이는 61 km, 유역면적은 총 1,062km²이며 이 중 약 80%가 산지이고 14%가 농지 6%가 도심지역으로 구성되어 있다. 이 곳에는 광범위하고 집중된 인구로 인해 천의 치수 대책이 중요한 문제 중의 하나로 인식되고 있다. 이들은 해마다 홍수 피해를 입어, 침수로부터 안전하고 안심할 수 있는 도심을 형성하고 동시에 중심 시가지를 활성화시키기 위한 계획들을 마련하여 실행하게 되었다.

먼저 수피해 경감을 위해서 배수펌프장을 설치하게 된다. 이 펌프는 강우 시 엔카 강과 혼 강에 배수하여 엔카강에 미치는 수량을 크게 떨어뜨려 치수적인 개선효과를 기대할 수 있다.

또한 엔카 강이 도심부에 위치하고 있다는 지리적 특성을 이용하여 체험학습 공간을 만들었고 지역 환경과 연계하여 하천 투어리즘 네트워크를 조성하였으며, 곳곳에 친수공간을 조성하기 위한 계획안을 제시하여 리버 사이드 파크를 조성하였다<Fig. 2.10>, <Fig. 2.11>, <Fig. 2.12>.



<Fig. 2.10> Enka River before(left) and after(right) restoration



<Fig. 2.11> The water-front area of river side park in Enka River



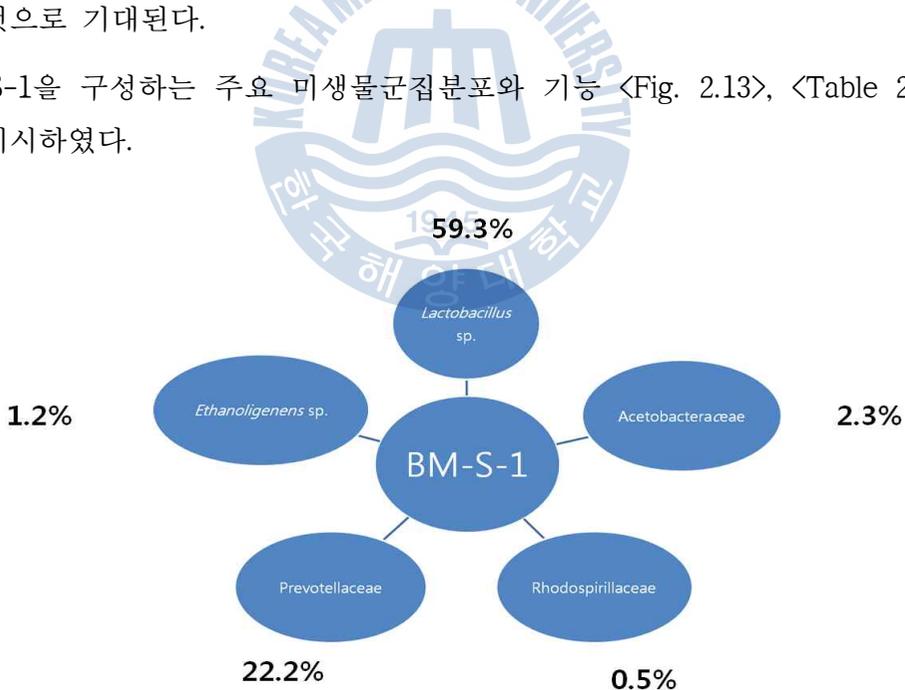
<Fig. 2.12> Enka River before(left) and after(right) restoration

2.4 BM의 일반적인 특징

예산 절감과 런던협약으로 인해 모든 폐수와 슬러지의 해양투기가 금지되어 이러한 심각한 환경문제에 대처하기 위해 BM(Beneficial Microorganism) 복합미생물의 연구 및 수 처리 환경 분야의 제품 개발을 시작으로 현재 다양한 분야에서 성공적인 효과를 거두었다.

BM(Beneficial Microorganism) 복합미생물제제(BM-S-1)의 특징으로는 종다양성이 뛰어나고 유기물을 발효조건하에 분해하면서 부패 및 악취 발생을 억제하며 피혁폐수 및 오수의 정화 효과가 있는 것으로 알려져 있다(Kim 외, 2013). 또한 선박의 오폐수 처리에도 효과가 있는 것으로 보고되어 있으며(Kim 외, 2012) 향후 연구가 더욱 진행될 경우 해양준설토 처리, 전세계 하·폐수 처리장 전반에 적용, 오염된 생태하천의 정화, 농업, 양식, 축산업 분야에 적용이 가능할 것으로 보이며, 건강식품, 화장품 및 친환경세제 등의 친환경제품 개발에 응용될 것으로 기대된다.

BM-S-1을 구성하는 주요 미생물군집분포와 기능 <Fig. 2.13>, <Table 2.1>에 각각 제시하였다.



<Fig. 2.13> Microbial community composition of a microbial consortium, BM-S-1

<Table 2.1> Putative functions of the Microbial community from the consortium, BM-S-1

Microbial community	function
<i>Lactobacillus</i> sp.	<ul style="list-style-type: none"> ·Making acidic conditions by utilizing glucose ·Producing H₂O₂ ·Inhibiting pathogen growth
Prevotellaceae	<ul style="list-style-type: none"> ·Inhabiting in guts of humans and animals ·Fermenting glucose into succinic acid or acetic acid ·Acetobacter lovaniensis
Acetobacteraceae	<ul style="list-style-type: none"> : producing acetic acid from alcohol under aerobic condition
Rhodospirillaceae	<ul style="list-style-type: none"> ·Utilizing organic acid and ethanol ·Photosynthesis using CO₂
<i>Ethanoligenens</i> sp.	<ul style="list-style-type: none"> ·Adapt to treatment of high organic wastewater ·Inhibiting pathogen growth

제 3 장 실험장치 및 방법

3.1 연구목표 및 범위

기존 연구사례를 검토한 결과, 대부분의 하천 정화 사업은 담수의 경우에 대하여 그 연구가 진행되어 왔다. 즉, 해수천에서 진행된 연구 사례는 찾아보기가 어려웠으며, 본 연구에서 사용할 미생물 제제만을 이용한 정화 방법 역시 그 전례를 찾아보기가 어렵다. 과거 연구에서 유용미생물 제제 (EM; effective microorganisms)을 활용한 EM 흙공으로 동삼동 인공해수천 정화를 시도한 바가 있으나 (고성철 외, 2009), 지속적인 검증이 이루어지지 않았다. 따라서 본 연구에서는 경제성과 관리비용 등을 고려하여 국내에서 분리 배양된 미생물제제를 활용하여 인공해수천 정화를 시도하고자 하였다.

현재 동삼동 인공해수천 배수로의 기본 유로 선형이 불규칙 하고 하상고가 높아 하수의 정체 및 생활오수의 유출로 심한 악취와 해충이 발생하고 있다. 또한 하수로에 불법 투기된 오물 및 쓰레기 등이 그대로 유입되어 배수로 오염이 가중되고 있으며 현재 하수 처리체계는 불완전분류식으로 평상시와 우기시의 초기 유량을 제외하고는 월류하여 약 17개소 배수로에 유입되고 있어 인근 주민들에게 악취발생 및 경관상 피해를 주고 있는 실정이다<Fig. 3.1>, <Fig. 3.2>.

이런 문제점을 해결하기 위해 지속적으로 미생물을 투입하여 전 계절에 걸쳐 현장실험을 수행함과 아울러 수질 및 생태계의 변화를 모니터링 하여 목표수질을 달성하는 것을 목표로 하였다<Table 3.1>.

<Table 3.1> The test criteria to water quality of the stream

criteria	parameter					
	SS (mg/L)	pH	COD (mg/L)	DO (mg/L)	T-N (mg/L)	T-P (mg/L)
I	-	7.8-8.3	≤1	≥7.5	≤0.3	≤0.03
II	-	6.5-8.5	≤2	≥5	≤0.6	≤0.05
III	-	6.5-8.5	≤4	≥2	≤1.0	≤0.09



<Fig. 3.1> View of the constructed sea stream at Dongsamdong, Busan, South Korea and location of drains of run-off water



<Fig. 3.2> View of one of the typical drains at the stream

3.2 연구방법

동삼동 인공해수천 내 수질, 저질, 동·식물 플랑크톤, 거대조류 및 어류를 총 7개 정점에 대하여 유황 3개 항목, 수질 5개 항목, 저질 3개 항목, 수생태계 4개 항목을 분석하였다<Fig. 3.3>, <Table 3.2>, <Table 3.3>. <Table 3.4>에 나타난 것과 같이 동삼동 인공해수천 유황항목(구간별 간격, 수심, 유속), 환경조건(수온, 염분, pH, DO, ORP), 수질(COD, SS, T-N, NH_4^+ , NO_3^- , T-P, PO_4^{3-} , Chl-a), 저질COD, IL)에 대하여 분석하였으며, 처리전후의 미생물군집변화에 대하여 조사하였다.

시료채취에 있어서 동삼동 인공해수천 수질 시료는 VANDON 채수기(2L)를 이용하여 표층수를 채수하였다. 수질 시료는 500ml HDPE bottle에 담은 다음 냉매로 채워진 암실의 아이스박스에 담아 실험실로 옮겨 즉시 분석하였다. 저질 시료는 VAN VEEN GRAB을 이용하여 퇴적물을 채취하여 HDPE bottle에 담아 이송 후 곧바로 분석하였다<Fig. 3.4>.



<Fig. 3.3> View of sites for water and sediment quality of the stream

<Table 3.2> The location of sampling sites of the stream

	St. 1	St. 2	Site 1	Site 2	Site 3	St. 4	St. 5
	35° 4	35° 4	35° 4	35° 4	35° 4	35° 4	35° 4
Altitude	' 21.72	' 20.60	' 24.46	' 28.56	' 33.95	' 41.43	' 47.87
	" N	" N	" N	" N	" N	" N	" N
	129°	129°	129°	129°	129°	129°	129°
Latitude	4' 5.65	4' 3.13	4' 3.98	4' 3.90	4' 3.00	4' 2.11	4' 3.71
	" E	" E	" E	" E	" E	" E	" E

<Table 3.3> The sampling date and analysis items

Test	sampling date	Analysis items
1st	2012. 07. 04	water and sediment
2nd	2012. 08. 04	water, sediment and water flow
3rd	2012. 08. 30	water and sediment
4th	2012. 09. 28	water and sediment
5th	2012. 10. 10	water and sediment
6th	2012. 10. 23	water and sediment
7th	2012. 10. 31	water and sediment
8th	2012. 11. 23	water and sediment
9th	2013. 02. 08	water and sediment
10th	2013. 02. 22	water and sediment
11th	2013. 03. 06	water and sediment
12th	2013. 03. 14	water and sediment
13th	2013. 03. 21	water and sediment
14th	2013. 03. 30	water and sediment
15th	2013. 05. 11	water and sediment
16th	2013. 06. 08	water and sediment
17th	2013. 07. 23	water and sediment
18th	2013. 08. 26	water and sediment
19th	2013. 11. 02	water and sediment

<Table 3.4> The test criteria

Criteria	Analytical items
Water flow	Section of the stream, water depth, Water flow speed
Environmental condition	Temperature, Salinity, pH, DO, ORP
Water quality	COD, SS, T-N, NH_4^+ , NO_3^- , T-P, PO_4^{3-} , Chl-a,
Sediment quality	COD, IL
Ecosystem	Microbial communities



<Fig. 3.4> Sampling of water and sediment for analysis

3.3 분석 방법

유황조사방법은 먼저 구간별 간격 및 수심을 측정하고, 유속은 조석예보표를 고려하여 인공해수천의 중앙에서 트레이서용 부표를 띄워 시간에 따른 위치를 측정하였다. 그 결과를 기반으로 하여 유속을 계산하였다. 수온, 염분, pH, DO, ORP는 현장에서 YSI550A, YSI63을 이용하여 측정하였다. 시료의 항목별 분석방법은 Standard Method 와 수질공정시험법 등을 참고하여 <Table 3.5> 와 같은 방법으로 분석하였다.

그리고 미생물제제 BM-S-1을 오염 해수천 처리에 활용할 경우 처리 전후의 미생물 군집 변화를 Pyrosequencing기법을 사용하여 확인하였다. 이들 실험을

위한 DNA 추출은 Power Soil DNA isolation Kit(MoBiolab, Inc, Carlsbad)를 사용하여 실시하였으며, Pyrosequencing 기법에 의한 군집 분석은 이전의 방법(Hur 외, 2011)에 따라서 우선 16S rRNA gene의 Variable Region(V1 ~ V3)을 Fusion Primer를 활용하여 증폭하였다. 그리고 이전의 방법(Chun 외, 2010)에 따라서 Library제로 하였으며 염기서열 분석은 454GSFLX Junior Sequencing System(Roche, Branford, CT, USA)를 활용하여 수행하였다.

<Table 3.5> Analytical methods for samples from water and sediment

Parameter	Analytical method
COD _{Mn}	Standard method
SS	Standard method
T-N	Standard method
NH ⁴⁺ -N	HS-NH ⁴⁺ (N)-SW 15000 (HS-3300 UV/Visible Spectrophotometer)
NO ₃ ⁻ -N	HS-NO ₃ ⁻ (N)-SW 13000 (HS-3300 UV/Visible Spectrophotometer)
T-P	Standard method
PO ₄ ³⁻ -P	HS-PO ₄ ³⁻ (P)-SW 16000 (HS-3300 UV/Visible Spectrophotometer)
Chl-a	Standard method
COD	Standard method
IL	Standard method

3.4 현장투여 미생물제제(BM S-2)의 배양액 준비 및 투여 방법

플라스틱으로 제조한 5ton의 배양기(포기장치 부착)를 현장에 설치하였다. 분말성 미생물제제(BM S-1)를 당밀(0.3%) 및 염분(0.3%)의 배지에서 7일간 상온(25℃ 부근)에서 배양한 후 이 배양원액(200L)을 수돗물 4ton에 투여하여 포기 조건에서 3일간 실온에서 활성화를 시켰다(pH 4 ~ 4.5). 이후 배양액 전량을 약 2~3시간에 걸쳐 Site 2에 투여하였으며, 이후 약 7일 뒤에 시료를 채취하여 분석을 실시하였다.

제 4 장 연구결과 및 고찰

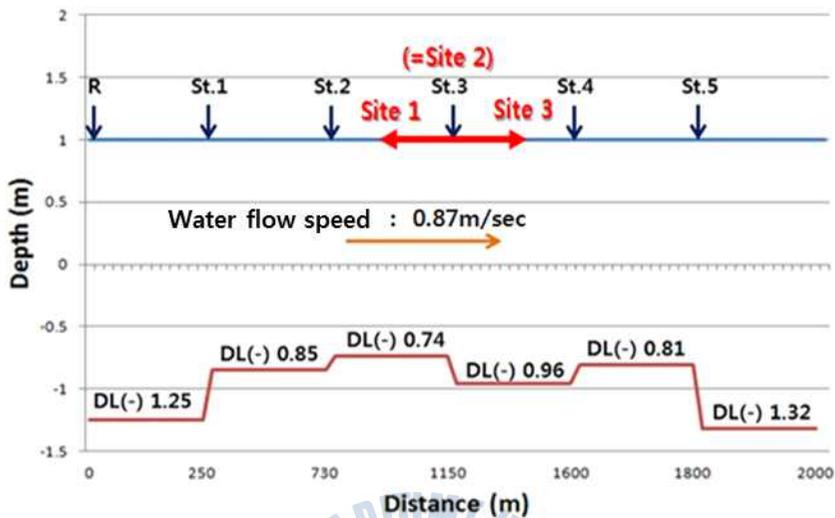
4.1 유황 조사

4.1.1 구간별 간격 및 수심

구간별 간격을 조사한 결과, 대조구(R) 250m, Station 1 480m, Station 2 420m, Station 3 450m, Station 4 200m, Station 5 200m를 나타내었다. 수심을 조사한 결과, R 1.25m, Station 1 0.85m, Station 2 0.74m, Station 3(=Site 2) 0.96m, Station 4 0.81m, Station 5 1.32m를 나타내었다.



<Fig. 4.1> The investigation site of water and sediment of the constructed sea stream at Dongsamdong, Busan, South Korea



<Fig. 4.2> The interval and water level of the stream

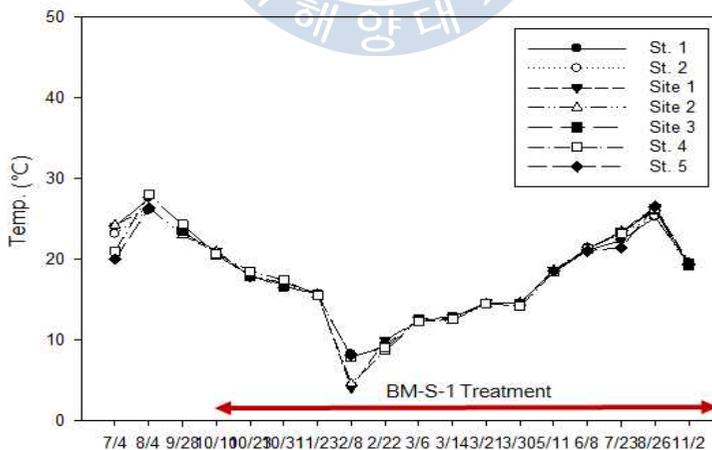
4.1.2 유속

인공해수천의 해수순환을 확인하기 위해 8월4일 부산지역 조석예보표를 고려하여 9:45(만조)~15:45(간조)까지의 해수천의 중앙에서 트레이서용 부표를 띄워 시간에 따른 위치를 측정한 결과, 31.5m 움직이는 것을 확인할 수 있었다. 해수천의 유속은 31.5m/h로 나타났으며 창·낙조 기간 동안의 부표의 궤적은 중앙에서 좌우 230m정도 왕복 이동함을 알 수 있었다. 결론적으로 해수천의 해수가 좌우 입구 부분은 부분적인 순환이 이루어지고 있으나 중앙에서는 일정한 거리 내에서만 좌우로 이동하고 있기 때문에 수질이 거의 개선되지 않고 있음을 파악하였다.

4.2 환경 조건

4.2.1 수온

BM-S-1의 처리 전후 조사 결과 비슷한 온도 양상을 보이고 있다. 동계의 경우 4~10℃, 춘계의 경우 12~14℃, 하계의 경우 18~23℃를 나타내었다. 최초의 BM-S-1의 투입 시점인 작년 9월 하순의 경우 23~24℃를 나타내었다. 이후 10월 중순의 경우 21℃를 보였으며 특정 정점간의 차이는 크지 않았다. 그러나 St. 4가 다소 높은 경향을 보였는데 이 지점이 다른 지점에 비해 생활오수의 유출 및 주위 환경조건(일사량, 건물 등)에 더 영향을 받고 있는 것으로 판단되었다. 수온은 해류, 계절의 영향을 받아 변하는데 생화학적 분해과정, 자정작용 등에 영향을 미치며 용존산소를 비롯하여 수중 생태계의 중요한 인자이다. 따라서 온도는 오염된 해수천에 서식하는 생물(수서곤충, 어류, 저서생물, 미생물 등)의 생물활성에 매우 중요한 영향을 미친다. 특히 호기성 미생물의 활동에 의한 용존산소의 소비는 어류 및 산소로 호흡하는 생물의 서식에 결정적인 영향을 미치게 된다. 더구나 이런 기온의 변화는 향후 미생물의 주입에 의한 하천 오염물질의 정화의 속도와 범위에도 영향을 미칠 것으로 보인다.

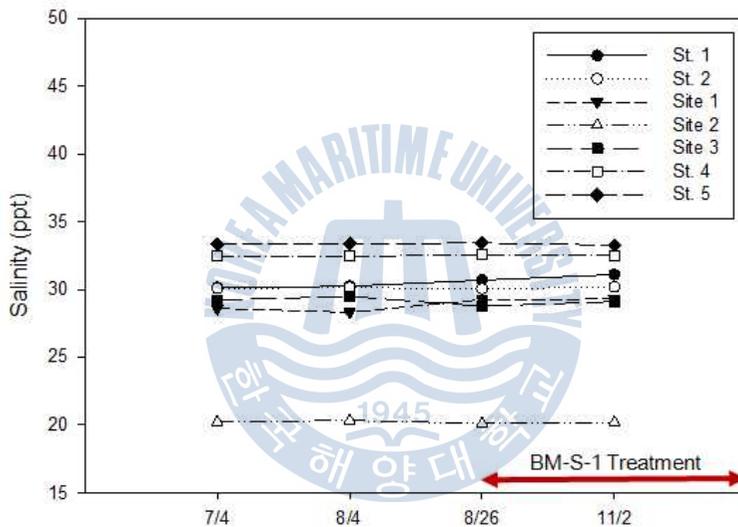


〈Fig. 4.3〉 The water temperature changes at the test sites of the stream during the test period

4.2.2 염분(Salinity)

전 측정 지점에 걸쳐 0.2~0.3%을 나타내었다. 특히 St. 2, 3 및 5의 경우가 가장 낮게 나타났다. St. 3의 경우는 하천주위의 오염원에서 유입된 생활오수(담수)의 영향으로 보이며 St. 5의 경우는 연안과 가까운 데도 불구하고 다소 낮게 나타났다.

일반적으로 해수의 염분은 유입되는 담수량, 강수량, 습도, 성층의 형성 여부, 수심, 계절, 조석의 영향 등에 따라 변화하는 것으로 알려져 있다.



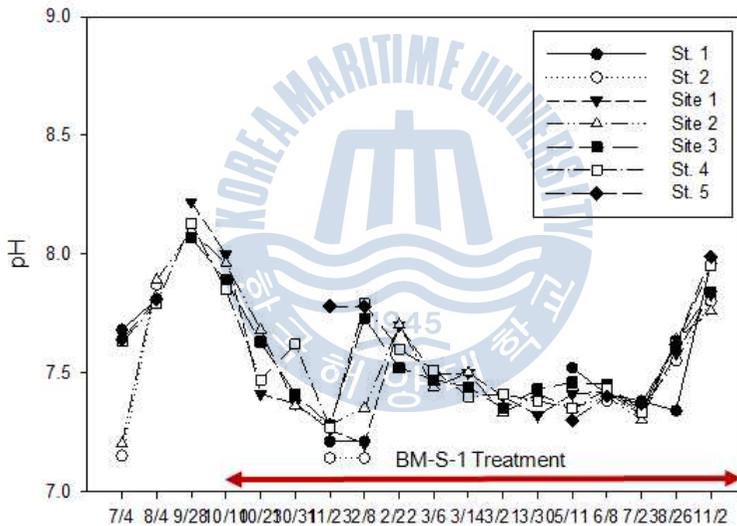
<Fig. 4.4> The salinity changes at the test sites of the stream during the test period

4.2.3 수소이온농도(pH)

BM-S-1의 처리 전인 2012년 9월 28일 경우 모든 정점에서 약 7.3~8.2를 보였으며 이 후 동계의 경우 모든 정점에서 약 7.3~7.5, 춘계의 경우 모든 정점에서 약 7.3~7.4, 하계의 경우 모든 정점에서 안정적으로 약 7.3을 보이면서 pH는 지속적으로 감소하였다. 전반적인 pH의 저하는 미생물제제(BM-S-1)의 처리에 의

해 오염 유기물이 호기적으로 분해되면서 발생하는 유기산, 기 발생한 NH_4 의 제거 등에 기인한 것으로 판단된다. 이전의 경험에 비추어 볼 때 폐수를 BM-S-1로 처리 시 pH가 중성으로 변하였는데 해수천의 경우도 수개월간 BM-S-1로 처리 시 약산성이 점차 중성으로 변하는 모습이 관찰되었다.

해수는 일종의 중탄산 완충용액으로 바다에서의 pH 변화는 해류로 인해 계속 순환하고 있으므로 크지 않은 편이다. 그러나, 외적작용에 의해 pH 변화가 크게 있을 경우, 해양생물에 미치는 영향은 아주 크다. 해수의 경우 약알칼리성으로서 통상 외양수의 표층수에서는 8.2~8.3이고, 깊이나 해역에 따라서는 7.8~8.3의 범위이다.

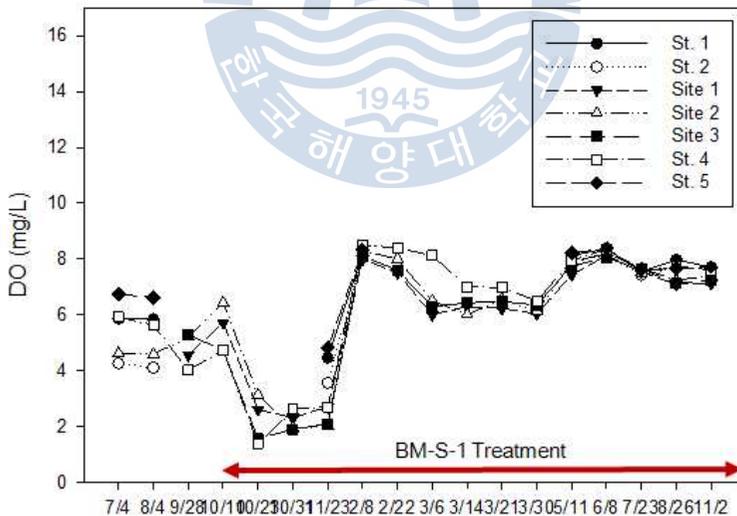


<Fig. 4.5> The pH changes at the test sites of the stream during the test period

4.2.4 용존산소(DO)

BM-S-1 처리 전의 해수의 DO는 약 4~5 부근의 범위에서 나타났으나 BM-S-1 처리 후약간 증가하는 경향을 보이다가 이후 정화가 진행됨에 따라서 감소하여

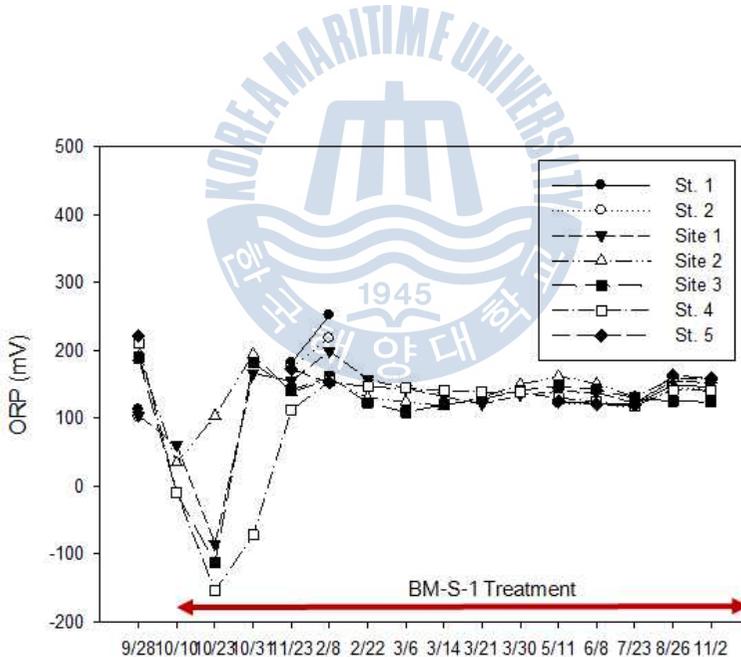
1개월 이상이 지난 후(2012년 10월 31일)에는 1.8~2.6의 범위에서 나타났다. 이는 정화가 진행됨에 따라서 BM-S-1 내의 호기성 미생물의 작용으로 오염물질이 분해되는 과정에서 산소가 소비된 것에 그 원인이 있는 것으로 보인다. 동계의 경우(2013년 2월) 계절적인 요인으로 모든 정점에서 약 10~14의 높은 DO를 보였으며, 그 이후 춘계와 하계의 경우(2013년 3월~7월)에는 다시 DO가 감소하는 경향을 보였다. BM-S-1로 인해 오염물질이 분해되면서 산소가 소비되어 2013년 3월 21일에는 전반적으로 DO가 감소하였고, 이후 다소 DO가 상승하고 있는데 이는 이들 지역이 오염물질의 정화가 거의 완료되고 용존산소의 유입이 있으나 소비가 상대적으로 감소한데 그 원인이 있는 것으로 보인다. Site 1의 경우 다른 지점에 비해 오염물질의 유입으로 인한 낮은 DO를 보이고 있으며, Site 2 및 Site 3의 경우는 오염물질 유입을 항상 받고 있는 지역이므로 미생물제제를 지속적으로 넣어서 장기적으로 DO의 소비를 줄이는 것이 필요하다. 전반적으로 DO의 수준이 2013년 3월 30일 이후로 안정화되고 있는바 오염의 정화능력이 오염물질의 유입속도와 평형을 이루고 있는 것으로 판단되었다.



<Fig. 4.6> The DO changes at the test sites of the stream during the test period

4.2.5 산화환원전위(ORP)

BM-S-1의 처리 후 3주 경과시까지 Site 2를 제외하고는 모두 -100mV 수준 정도로 감소하는 경향을 보이고 있는데 이는 미생물제제(BM-S-1)의 처리로 인한 환원물질 생성으로 DO의 감소와 연관이 있는 것으로 보인다. 처리가 어느 정도 완료시점에 진입한 이후(2012년 10월31일)의 경우는 모두 다시 상승하는 경향을 보여서 St. 4를 제외하고는 원래의 수준인 200mV로 회복하였다. 동계의 경우 St. 1은 약 250mV로 다른 지점에 비해 오염물질의 유입이 없는 대조군으로써 높은 ORP를 보였고 DO와 비교하였을 때 비례하는 경향을 보였다. 춘계와 하계의 경우 역시 ORP와 DO의 값은 비례하고 있는데 즉 DO와 ORP는 서로 연관성을 보이고 있음을 알 수 있다. 특히 다른 지점에 비해 오염물질의 유입으로 인한 낮은 DO를 보이는 2013년 3월21일 Site 1의 경우 ORP도 낮은 경향을 보였다.

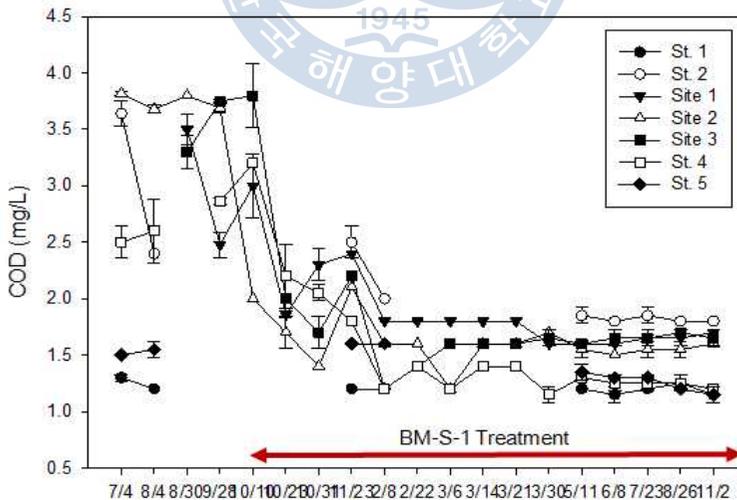


<Fig. 4.7> The ORP changes at the test sites of the stream during the test period

4.3 수질 항목

4.3.1 화학적산소요구량(COD)

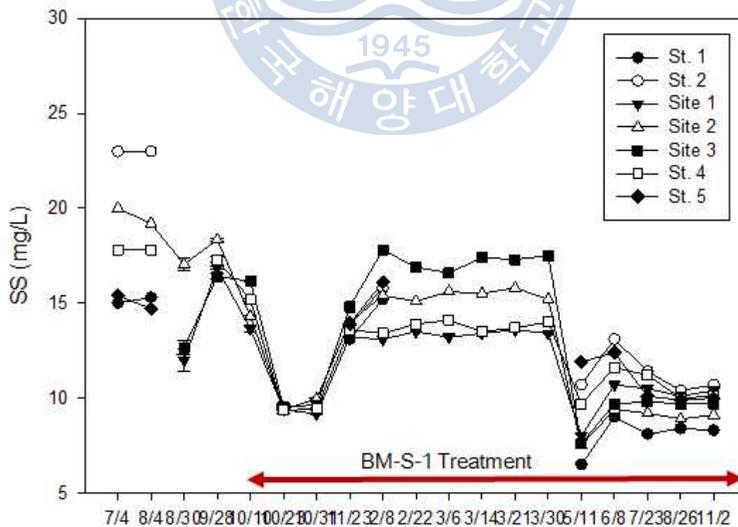
BM-S-1의 처리 후(2012년 10월 23일) 모든 정점(Site 1, 2, 3 및 St. 4)에서 COD의 감소를 초래하였다. 특히 가장 오염이 심했던 Site 2 및 3에서 현저한 COD 제거효과가 나타났는데 이로 인해 해역 환경 수질 III등급에서 II등급으로 회복하게 되었다(Site 2 및 3의 COD 제거효율 각 62.06%, 54.67%). 그러나 BM-S-1의 투입을 일시적으로 중단된 시점(11월 7일 및 11월 14일)에서는 이들 정점의 COD가 다시 증가하는 경향을 보이고 있는데 이는 기온 하강에 따른 분해력의 감소와 오염물질의 지속적인 유입이 이루어지고 있는데 기인하는 것으로 판단된다. 따라서 이들 지점의 정화를 위해서 동계(2012년 2월 22일) 및 춘계(2013년 5월 11일)에 걸쳐 지속적인 미생물제제(BM-S-1)를 투입하여 현장실험을 수행한 결과 춘계의 경우 Site 2 및 Site 3의 COD 제거효율 각 59.35%, 56%를 보였다. 또한 이들 COD 분해경향은 앞서 언급한 pH, DO 및 ORP 등의 환경요인의 변화 경향과 일치하는 경향을 보였다.



4.3.2 부유물질(SS)

미생물제제(BM-S-1) 처리직전인 2012년 9월 28일의 경우 Site 2 SS는 18.4(mg/L)을 보이고 있었으나 처리 1개월가량 경과 시 9.96(mg/L)정도 나타내어서 45.8% 제거효율을 나타내었다. 미생물제제를 일시적으로 투입을 중단한 시점(2012년 11월 7일 및 2012년 11월 14일)의 경우는 다시 SS 14(mg/L)의 수준으로 증가하는 경향을 보였다. 따라서 이들 지점의 정화를 위해서 동계 및 춘계에 걸쳐 지속적인 미생물제제(BM-S-1)를 투입하여 현장실험을 수행한 결과 춘계의 경우 Site 2 및 Site 3의 SS 제거효율 각 49.86%, 40.24%를 보였다. 그리고 Site 3 지점에서의 지속적인 생활오수의 유출로 높은 SS의 경향을 보였고 수질 COD에서도 SS와 마찬가지로 비례하는 경향을 보였다.

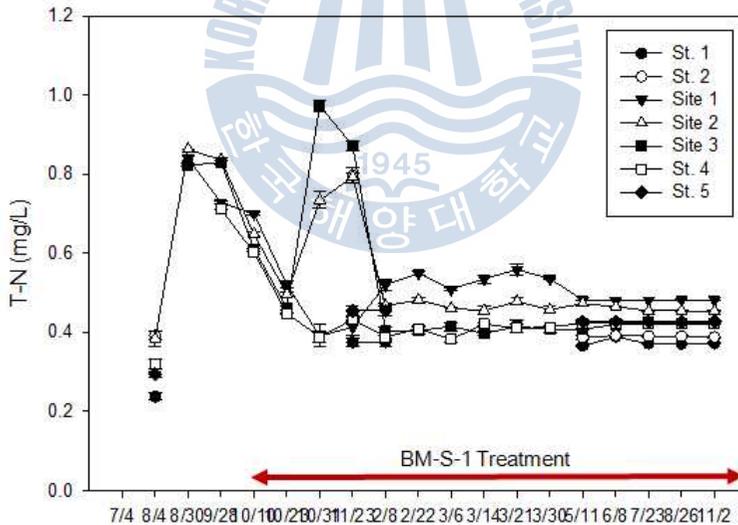
부유물질은 유기·무기화합물 또는 수중미생물로 구성되며 오염원으로는 연안으로 유입되는 공장폐수, 가정하수, 농업배수 등의 육수의 유입 또는 토양입자 등이 있으며 수층의 교란에 의한 저질토 또한 원인이 된다. 본 연구에서는 생활오수 유입이 가장 큰 원인으로 보였다.



<Fig. 4.9> The SS changes at the test sites of the stream during the test period

4.3.3 총질소(T-N)

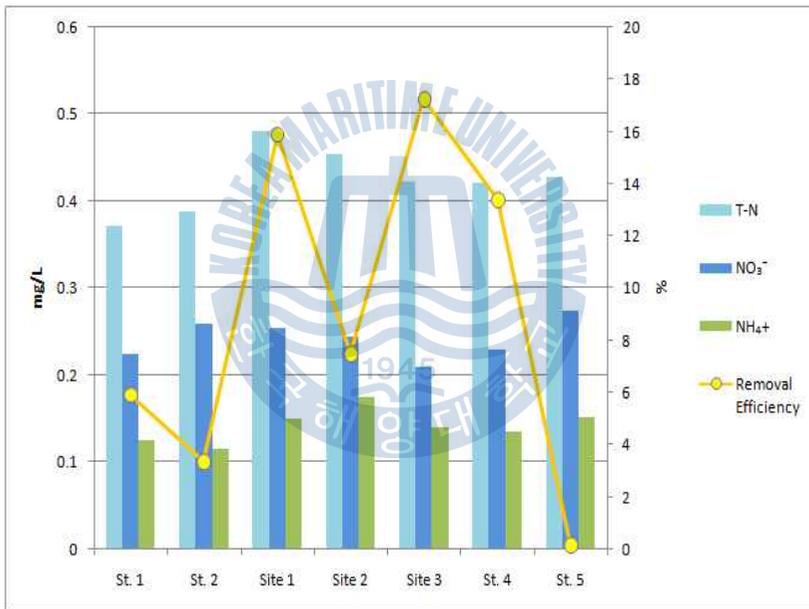
T-N은 처리 전(9월28일)의 0.85(mg/L) 수준에서 처리 후 3주에서 0.5(mg/L) 수준으로 낮아져서 41%의 제거율을 보였다. 이후 Site 1과 St. 4에서는 더욱 낮아져서 0.4(mg/L)의 수준을 보여 53%의 제거율을 보였다. 그러나 오염물질의 지속적 유입이 있는 경우(Site 2 및 Site 3)는 오히려 증가하여 처리 전의 수준이나 그 이상으로 높아졌다. 특히 미생물제제(BM-S-1) 처리가 중단된 시점(11월 7일 및 11월 14일)에서 더욱 현저하였다. 따라서 이들 지점의 정화를 위해서 동계 및 춘계에 걸쳐 지속적인 미생물제제(BM-S-1)를 투입하여 현장실험을 수행한 결과 춘계의 경우 Site 2 및 Site 3의 T-N 제거효율 각 45.67%, 48.7%를 보여 오히려 Site 3의 T-N 제거효율이 상대적으로 높게 나타났다. 질소 제거 기작은 탈질의 중요한 것으로 판단되는데 이들 지점에서 탈질에 영향을 미치는 요인을 지속적으로 관찰할 필요가 있다.



〈Fig. 4.10〉 The T-N changes at the test sites of the stream during the test period

4.3.4 질소의 물질수지(2013년 11월 2일)

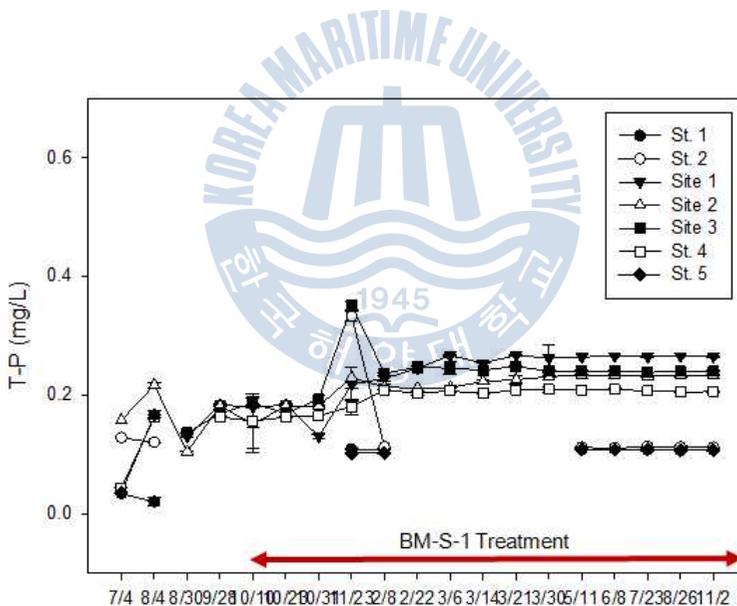
처리과정중의 질소의 제거효과를 알아보기 위해 총질소, 암모니아성질소, 및 질산성질소를 측정하여 그 물질수지를 <Fig. 4.11>에 나타내었다. St. 1과 St. 5는 대조구로서 낮은 농도의유기물이 존재하기 때문에 Site 1,2 및 3에 비해 상대적으로 탈질이 되고 있지 않음을 보였다. 탈질에 의한 제거효율은 Site 1,2 및 3에서 높는데 이것은 유기물이 많은 Site 1,2 및 3에는 오염물질의 분해에서 유리되는 전자공여체가 많아 탈질미생물에 의한 탈질이 가능하기 때문으로 판단되었다.



<Fig. 4.11> The mass balance of nitrogen at the test sites of the stream during the test period

4.3.5 총인(T-P)

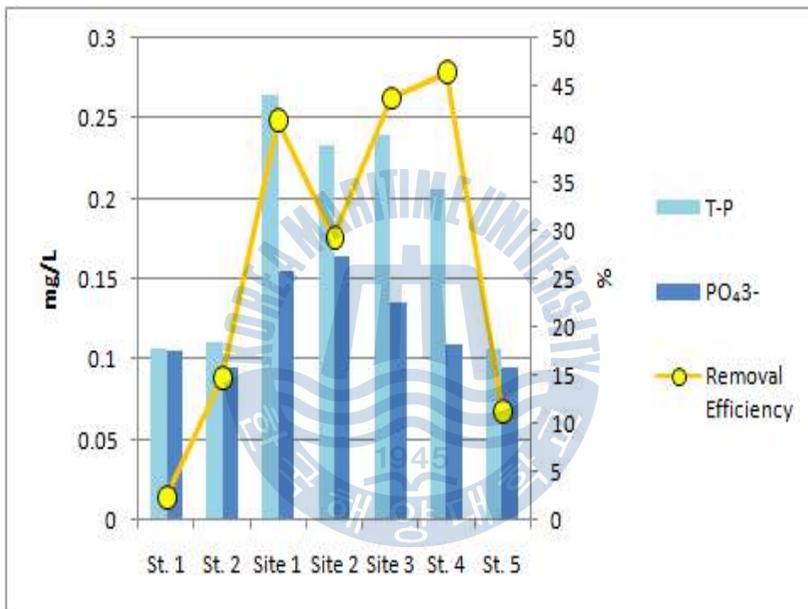
T-P의 변화는 제제 처리 전후의 큰 변화가 없는 것으로 나타났으나 미생물제제(BM-S-1) 투입이 일시적으로 중단된 시점(11월 7일 및 11월 14일) 이후로부터는 다소 증가하는 경향을 보였다. 특히 Site 3의 증가가 현저하게 나타났는데 이는 이 정점에서 생활오수의 유입이 지속적으로 이루어지고 있는 것에 기인하는 것으로 판단되었다. 처리 후 무기인(ortho-P)의 측정도 수질정화의 지표로서 활용할 필요가 있다. 그리고 동계 및 춘계에 걸쳐 지속적인 미생물제제(BM-S-1)를 투입하여 현장실험을 수행한 결과 T-P는 큰 변화 없이 일정하게 유지되고 있으며 Site 1이 가장 높은 수준을 그리고 St. 4가 비교적 낮은 수준을 유지하였다. 그러나 대조군(St. 1과 St. 5)의 경우는 기타 측정 정점에 비해 2배 이상 낮게 나타났다.



<Fig. 4.12> The T-P changes at the test sites of the stream during the test period

4.3.6 인의 물질수지(2013년 11월 2일)

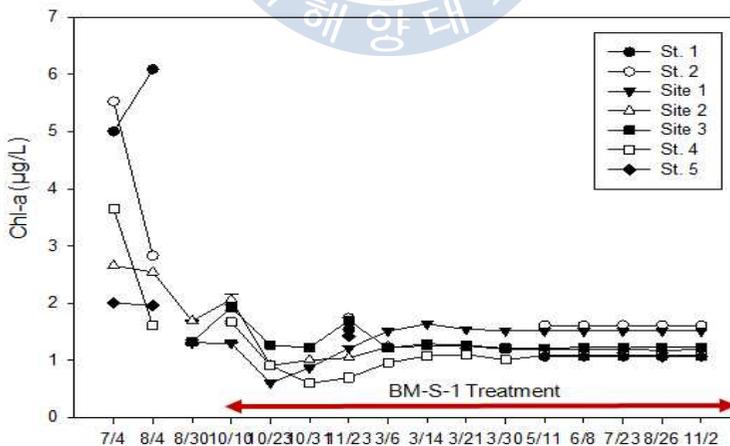
처리중의 인의 물질수지를 분석하고자 총인과 무기인(PO_4^{3-})의 농도를 정점별로 비교하였다 <Fig. 4.13>. Site 2 부근에 BM미생물제제를 투입하였기 때문에 미생물 작용에 의해 오염유기물이 분해됨으로서 PO_4^{3-} 가 유리되게 된다. 생성된 PO_4^{3-} 는 해수의 칼슘과 착염을 형성하여 가라앉아 결국 불용성의 착염형태로 제거될 수 있을 것으로 판단된다. 따라서 비교적 오염지역인 Site 1,2 및 3 부근의 제거율이 St. 1,2 및 5에 비해 상대적으로 높은 것을 볼 수 있었다.



<Fig. 4.13> The mass balance of phosphorus at the test sites of the stream during the test period

4.3.7 Chl-a

Chl-a는 모든 정점에서 BM-S-1의 처리 후 낮아졌다가 다시 약간 높아지는 경향을 나타내었다. Site 2의 경우 처리 전(2012년 8월 30일) 1.7($\mu\text{g/L}$)로부터 6주 후(2012년 11월 23일) 1.044($\mu\text{g/L}$)로 감소됨으로 하여 38.6%의 제거율을 보였다. 그러나 2012년 11월23일의 경우 Chl-a가 약간 높아지고 있는데(Site 1 및 3) 이는 BM-S-1의 지속적인 처리가 이루어지지 않았기 때문이라 보고 있다. 따라서 이들 지점의 정화를 위해서 동계(2013년 2월 22일) 및 춘계(2013년 5월 11일)에 걸쳐 지속적인 미생물제제(BM-S-1)를 투입하여 현장실험을 수행한 결과 2013년 3월 이후로 큰 변화 없이 일정하게 유지되고 있으며 Site 2 및 Site 3의 Chl-a 제거효율 각 29.9%, 7.64%를 보였고 하계로 접어들수록 계절적인 요인으로 인해 Chl-a는 다소 감소하였다. 따라서 오염지역 서식 식물플랑크톤의 밀도 변화는 해양환경정화의 지표로서 활용될 수 있으며 본 연구의 정화기준으로도 활용이 가능한 것으로 판단된다. 특히 지표종의 분류를 통하여 환경정화의 유무를 판단할 필요가 있다. 특히 규조류의 증가는 동물플랑크톤의 증가를 유도하여 서식어류의 먹이가 되므로 생태계의 전반적인 회복에 기여할 것으로 판단되었다.

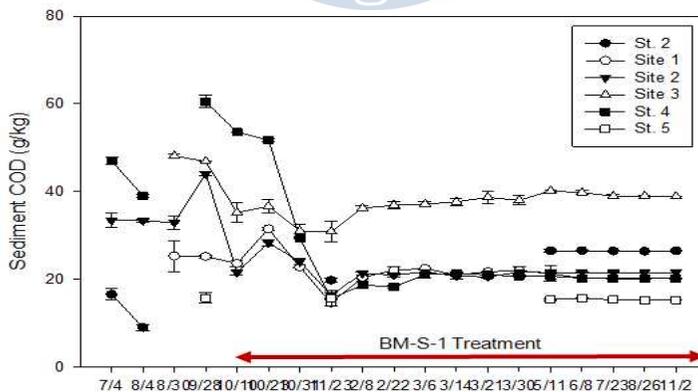


〈Fig. 4.14〉 The Chl-a changes at the test sites of the stream during the test period

4.4 저질 항목

4.4.1 저질 화학적산소요구량(COD)

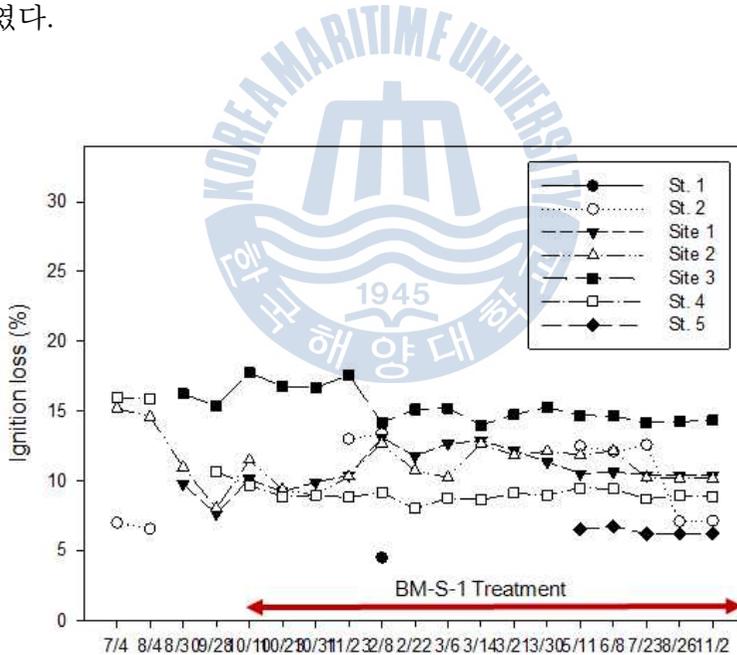
BM-S-1의 처리 전후 조사 결과 Station 2를 제외한 모든 정점에서 COD는 BM-S-1의 처리 후 점점 낮아지는 경향을 나타내었다. 특히 오염이 심한 Site 2에서는 처리 전 44.1(g/kg)을 보였으나 5회의 처리가 이루어진 2012년 11월 23일 경우는 16.4(g/kg)의 COD를 나타내어 62.8%의 제거효과를 나타내었다. 그리고 상대적으로 청정지역인 Station 4는 60.5(g/kg)에서 시작하여 15.6(g/kg)의 COD를 나타내어 74.2%의 제거를 보이고 있다. 저질의 COD 제거는 수질의 항목(COD, T-N, T-P 및 SS)과 달리 일시적으로 체제의 투입을 중단하여도 지속적으로 제거되는 양상을 보였는데 이는 상대적으로 수질의 영향을 서서히 받고 있는데 그 원인이 있는 것으로 판단되었다. 그리고 동계 및 춘계에 걸쳐 지속적인 미생물체제(BM-S-1)을 투입하여 현장실험을 수행한 결과 2013년 2월 22일 이후로 큰 변화 없이 일정하게 유지되고 있으며 Site 2 및 Site 3의 COD 제거효율은 처리전에 비해 각 51.06%, 16.89%를 보였다. Site 3 지점에서의 지속적인 생활오수의 유출로 다른 지점에 비해 높은 COD의 경향을 보임에도 불구하고 COD가 감소하여 유지된 것은 BM-S-1의 처리효과가 있음을 보였다.



〈Fig. 4.15〉 The COD of sediment changes at the test sites of the stream during the test period

4.4.2 강열감량

BM-S-1의 처리 전후 조사 결과 강열감량은 BM-S-1의 처리 전후에 있어서 Site 3를 제외하고 크게 낮아지는 경향을 보이고 있지 않았다. Site 3의 경우는 40.6% 제거를 보이고 있는데 정화가 일시적으로 중단된 시점(2012년 11월 7일 및 2012년 11월 14일)부터는 다시 증가하였다. 이는 이 지점이 생활오수 유입으로 인한 유기물의 지속적 축적에 기인한 것으로 판단되었다. 즉, 이들 물질이 BM-S-1에 정화 되었으나 일시적으로 투입을 중단 시 증가하는 것으로 보면 알 수 있었다. 따라서 동계 및 춘계에 걸쳐 지속적인 미생물제제(BM-S-1)을 투입하여 현장실험을 수행한 결과 Site 2 및 Site 3의 강열감량 제거효율 각 6.84%, 12.85%를 보였다. Site 3 지점에서의 지속적인 생활오수의 유출로 다른 지점에 비해 높은 저질 COD에도 불구하고 강열감량이 감소한 것은 BM-S-1의 효과가 있음을 보였다.



<Fig. 4.16> The ignition loss changes at the test sites of the stream during the test period

4.5 현장 사진

2012년 7월4일의 현장 조사하는 과정에서 해수천 내에 많은 부유물이 떠다니고 있음을 육안으로도 확인 할 수 있었다. 해수는 대체로 탁하였고 이는 높은 농도의 SS를 나타냄을 의미하였다.

4.5.1 2012년 7월 4일



Site 1

Site 2

St. 4

<Fig. 4.17> View of the stream 85days before BM-S-1 treatment

4.5.2 2012년 9월 27일

BM S-1을 해수천에 투여하기 직전 확인한 현장사진으로, 앞서 확인한 7월4일자 관찰과 마찬가지로 수중에 부유물이 떠다님을 육안으로도 확인할 수 있었다.



St. 2

Site 1

Site 2



Site 3

St. 4

<Fig. 4.18> View of the stream one day before BM-S-1 treatment

4.5.3 2012년 10월 31일

BM S-1을 투입한 후 해수천 내의 탁도가 개선되었음을 확인할 수 있었다. 어류의 출현 빈도 역시 투입 전에 비해 증가하였고, SS의 농도 또한 전보다 낮게 나타내었음을 확인할 수 있었다.



St. 2



Site 1



Site 2



Site 2



Site 3

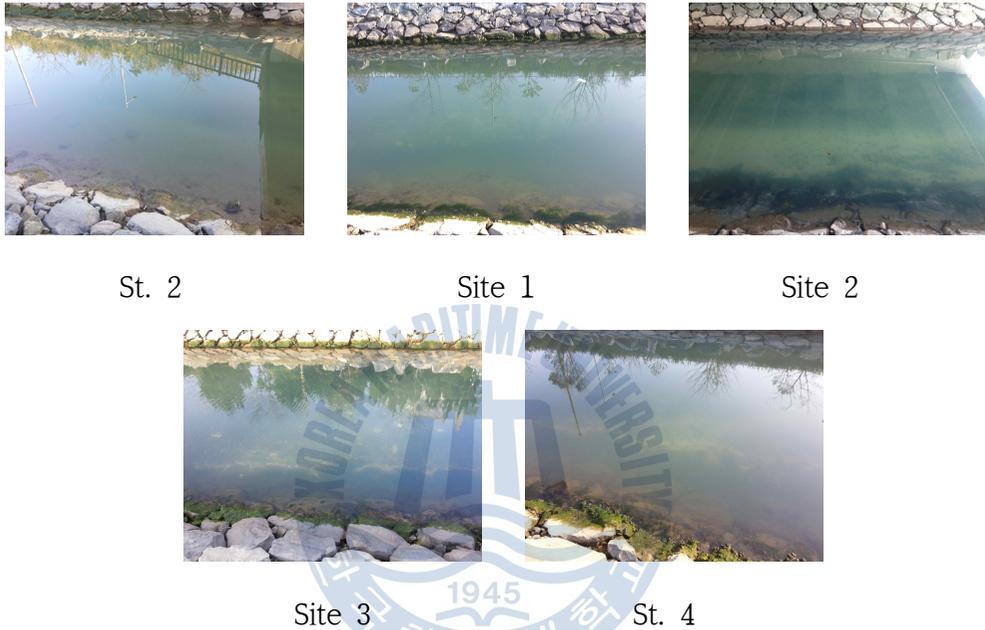


St. 4

<Fig. 4.19> View of the stream 33 days after BM-S-1 treatment

4.5.4 2012년 11월 21일

BM S-1 투입에 있어 일시중지한 시점(11/1~11/21/2012)에서 관측한 사진이다. 이 때 SS의 농도는 BM S-1을 투입한 때(10/31/2012)보다 조금 높은 농도를 나타내었는데, 이는 SS의 제거에 있어서 BM S-1이 그 처리효과가 있음을 입증하였다.



<Fig. 4.20> View of the stream 54 days after BM-S-1 treatment

4.5.5 2013년 03월 03일 이후

동계 및 춘계에 걸쳐 지속적인 미생물제제(BM-S-1)를 투입한 결과 점차적으로 탁도는 개선되고 SS 농도 또한 낮은 경향을 보이고 있었다. 수질이 개선됨에 따라 어류의 출현 빈도 및 종 다양성이 증가하였고 이런 생태 서식처의 복원을 통해 친수성과 수질 자정은 따라서 회복될 것이다.



Site 1

Site 2

Site 3

St. 4

<Fig. 4.21> View of the stream 158 days after BM-S-1 treatment



Site 1

Site 2

Site 3

St. 4

<Fig. 4.22> View of the stream 295 days after BM-S-1 treatment



Site 1

Site 2

Site 3

St. 4

<Fig. 4.23> View of the stream 401 days after BM-S-1 treatment

4.6 해수천 BM-S-1처리 전후의 미생물군집변화 분석

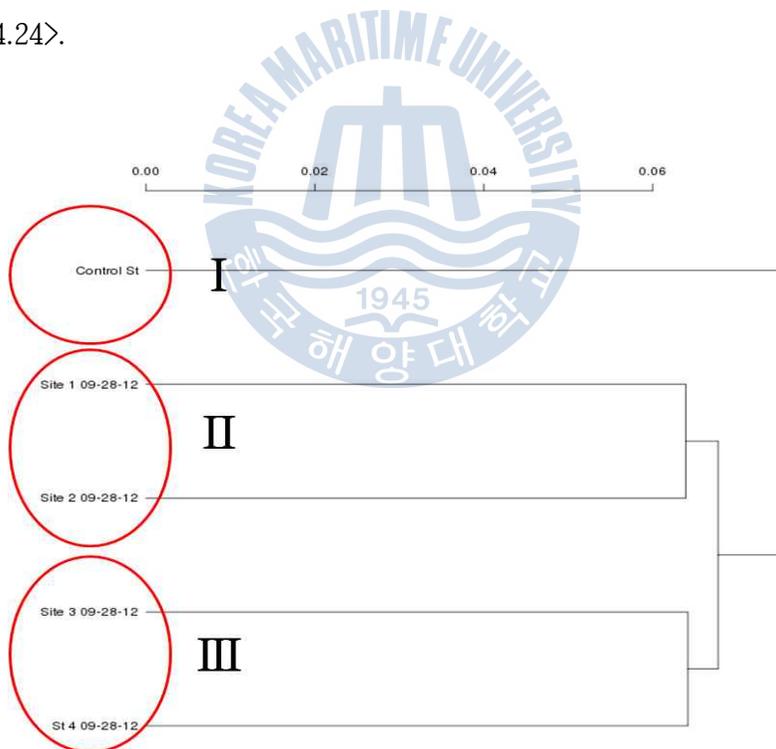
미생물제제 BM-S-1을 오염 해수천 처리에 활용할 경우 처리 전후의 미생물 군집 변화를 Pyrosequencing기법을 사용하여 확인하였다.

4.6.1 Pyrosequencing 기법에 의한 미생물 군집의 변화 비교 (처리 후 약 1개월 경과)

4.6.1.1 UNI-FRAC 기법 기반 정점별 미생물 군집 유사도 비교

각 정점별 미생물 군집 변화를 종 유사도 비교와 개체 수 증감 그래프 및 표를 이용하여 다음과 같이 나타내었다.

먼저 처리 전의 경우는 집괴 I (Control St.; St. 2)을 제외하고는 집괴(Cluster) II 및 III로 분리되었다. 즉 II는 Site 1 및 Site 2를 포함하였으며, III는 Site 3 및 St. 4로 나타났다. 이는 처리 전의 경우는 대체로 서로 위치상 가까이 있어서 오염이나 환경요인의 영향을 유사하게 받는 경우로 집괴로 이루어짐을 의미한다. 즉, II 및 III 집괴는 각각 서로 다른 오염원의 영향을 받을 수 있음을 시사한다<Fig. 4.24>.



<Fig. 4.24> The cluster analysis of the test sites based on UNI-FRAC analysis of microbial communities (before BM S-1 treatment)

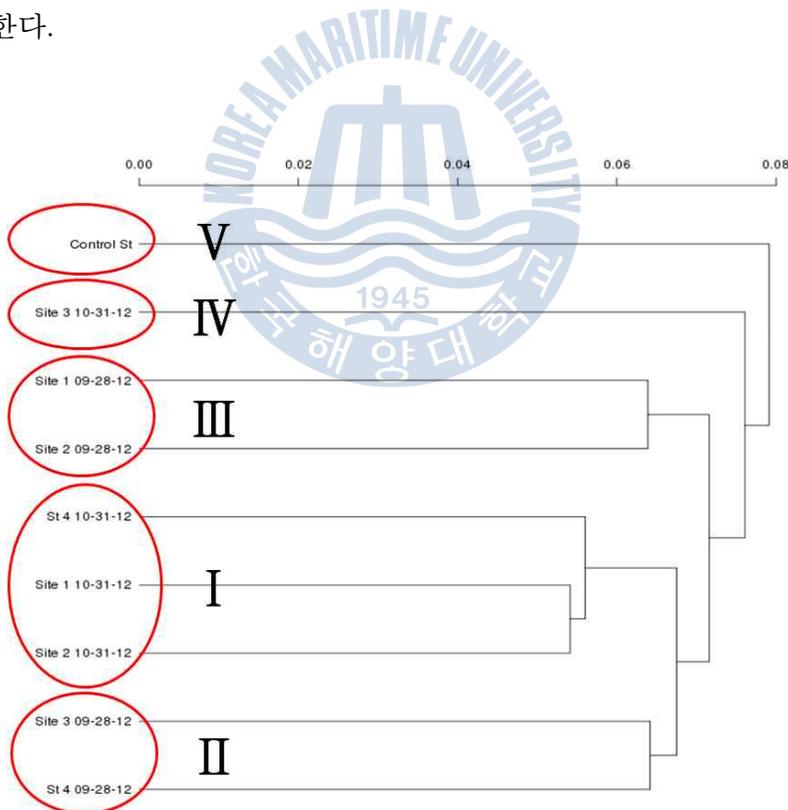
한편, 처리 후의 경우는 대조군(Control Station; Station 2)을 제외하고는 III(Site 1, Site 2 및 St. 4) 및 II(Site 3)의 2가지 집괴로 분리되었다. 이는 BM-S-1을 처리할 경우 조사 정점의 미생물군집구조를 변화시켜 기존 처리 전의 집괴 양상을 변화 시킬 수 있음을 의미하였다. 특히 Site 3는 처리 효율이 상대적으로 높음에도 불구하고 나머지의 정점과는 달리 집괴가 이루어졌다. 즉, COD 농도나 그 처리 효율과는 상관없이 집괴가 이루어짐을 알 수 있었다<Fig. 4.25>.

특히 Site1 및 Site3는 Site2를 기준으로 같은 거리에 있음에도 불구하고 미생물 군집 양상이나 COD제거 효율이 달리 나타나고 있는데, 이는 각 지점이 환경조건과 오염물질농도 등의 차이에 기인하는 것으로 보인다.



<Fig. 4.25> The cluster analysis of the test sites based on UNI-FRAC analysis of microbial communities (one month after BM S-1 treatment)

처리 전 후의 모든 조사 정점을 같이 집괴분석(Cluster Analysis)을 시도한 결과, 대조군(Control St.; St. 2)을 제외하고는 4개의 집괴로 구분이 되었다(Fig. 4.26). 즉 집괴 I(처리 후의 St. 4, Site 1 및 Site 2), 집괴 II(처리 전 Site 3 및 St. 4), 집괴 III(처리 전 Site 1 및 Site 2) 그리고 집괴 IV(처리 후 Site 3)로 나타났다. 전반적으로 처리 전후의 Site는 별도로 구분이 되고 있는데, 이는 BM S-1의 제제 처리 후 1개월이 경과하여도 전반적인 미생물 군집 향상은 크게 변하지 않음을 의미한다. 그러나 집괴 I 및 II는 어느 정도 유사한 Group으로 집괴가 이루어지고 있어서 지속적으로 제제를 처리할 경우 집괴간의 유사도가 더욱 증가할 것으로 사료된다. 그리고 집괴 IV(처리 후 Site 3)는 나머지 다른 집괴들과는 유사도가 가장 낮게 나타나고 있는데, 이는 BM S-1의 처리로 인해 미생물 군집 구조의 변화가 이루어지고 있으나 이 지역의 지속적인 오염물질의 유입으로 인하여 그 군집구조가 다른 지역과 달리 상당히 특이적으로 이루어지고 있음을 의미한다.



〈Fig. 4.26〉 The combined cluster analysis of the test sites based on UNI-FRAC analysis of microbial communities

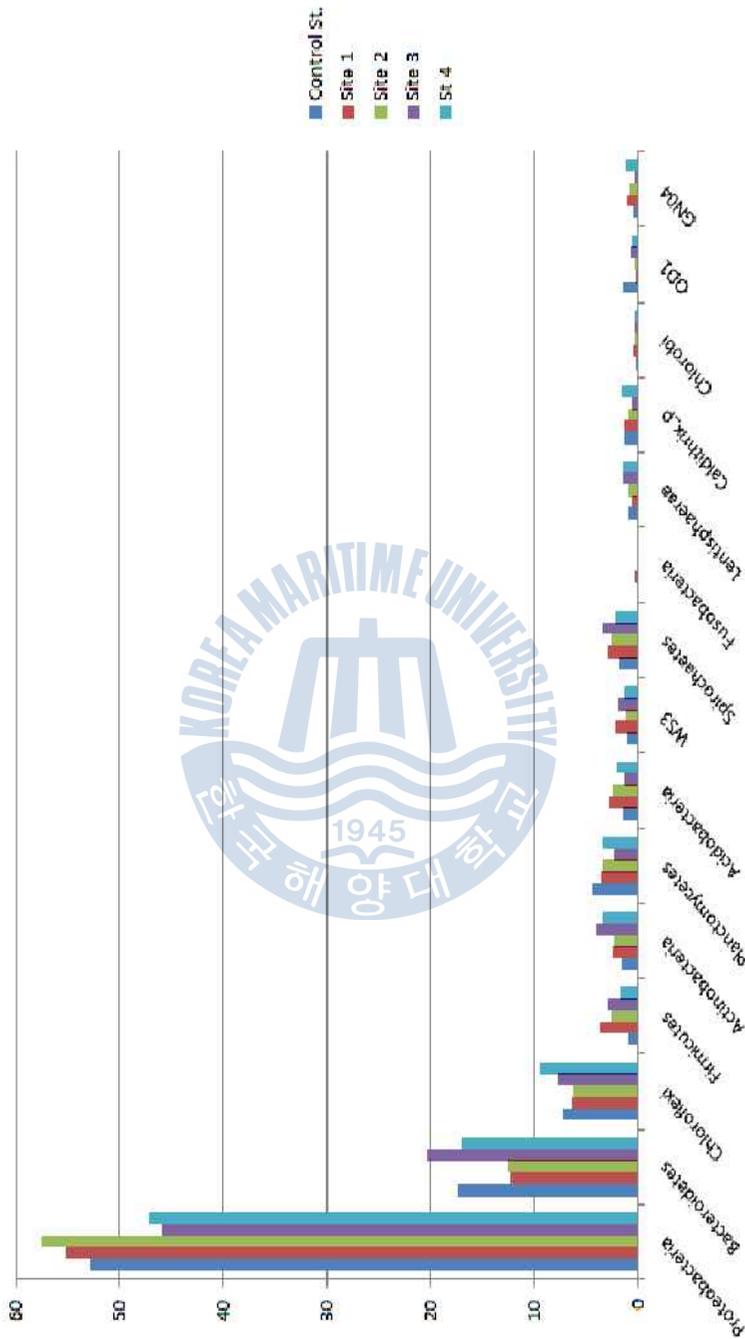
4.6.1.2 BM-S-1 처리 전후의 정점별 주요 미생물의 문(Phylum), 속(Genus), 및 종(Species)의 수준별 출현 빈도 분석

문(Phylum)의 수준에서는 Site 1, 2, 3 및 St. 4의 경우는 대체로 proteobacteria는 감소하는 경향을 보이고 있으나, Bacteroidetes 및 Firmicute는 증가하는 경향을 보였다<Fig. 4.27>, <Fig. 4.28>. 그리고 Site 2의 Fusobacteria는 처리후에 매우 현저하게 나타났다. 따라서 BM-S-1 처리를 시도할 경우 수개의 문 수준에서 미생물군집의 변화가 일어남을 알 수 있었다.

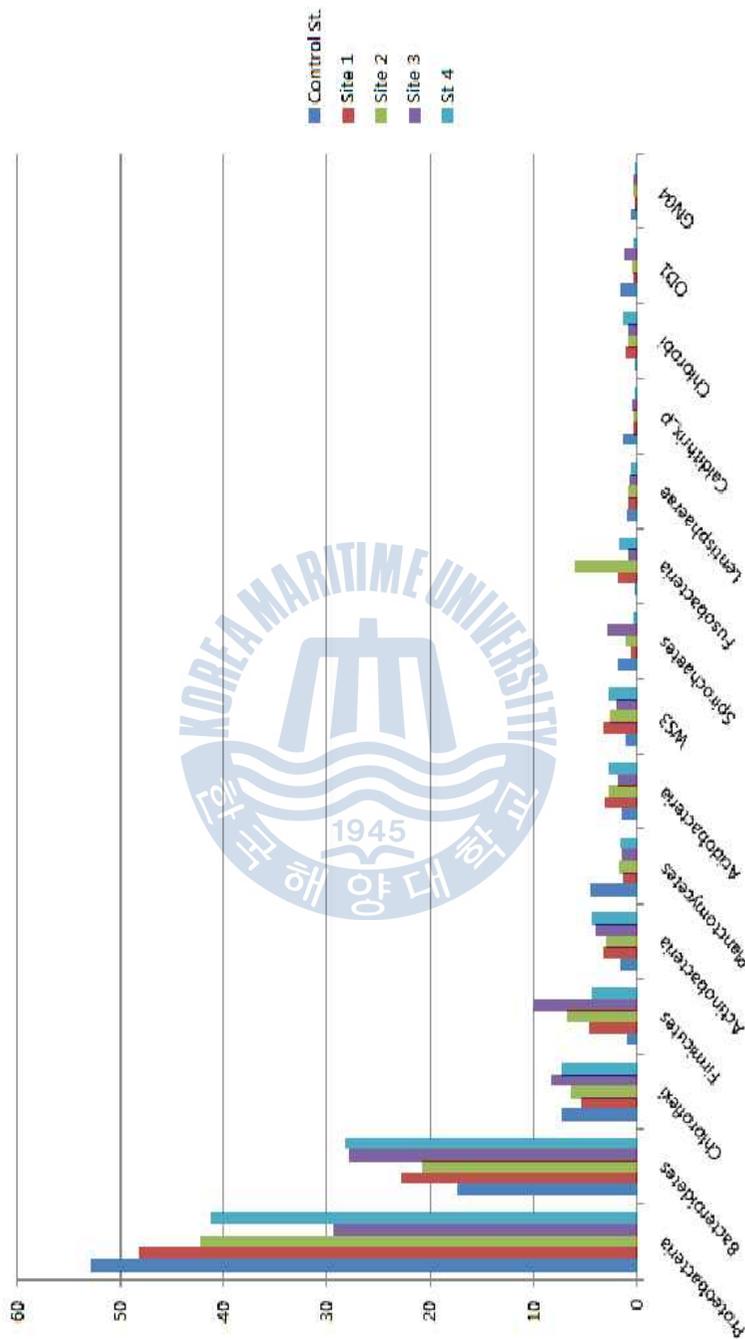
속(Genus)의 수준에서는 Site 3의 Sulfurovum의 경우 처리 후 감소를 보였다<Fig. 4.29>, <Fig. 4.30>. 그러나 Flavobacteriaceae_uc와 Desulforhopalus 경우는 각각 St. 4 및 1에서 증가하는 경향을 보이고 있다. 따라서 BM-S-1 처리를 시도할 경우 다양한 속 수준에서 미생물군집의 변화가 일어나며 이는 종 수준에서 변화가 있을 수 있음을 의미한다.

종(Species)의 수준에서는 St. 4의 경우는 Desulforbacteriaceae_uc_s의 현저한 감소를 나타내었으나 Flavobacteriaceae_uc_s는 현저한 증가를 보이고 있다. 그리고 Site 2에서는 Psychrilybacter atlanticus 의 현저한 증가를 보이나 Sulfurimonas의 현저한 감소를 보이고 있다.<Fig. 4.31> 및 <Fig. 4.32>) 따라서 BM-S-1 처리를 시도할 경우 다양한 종수준에서 미생물군집의 변화가 일어나며 종의 생태적 특이성에 따른 출현이 이루어짐을 알 수 있었다. 이들 특이적인 종들은 향후 오염의 정화과정에 있어서 지표종으로 활용될 것으로 보이며, 향후 더 심도있는 연구를 통하여 규명할 필요가 있다.

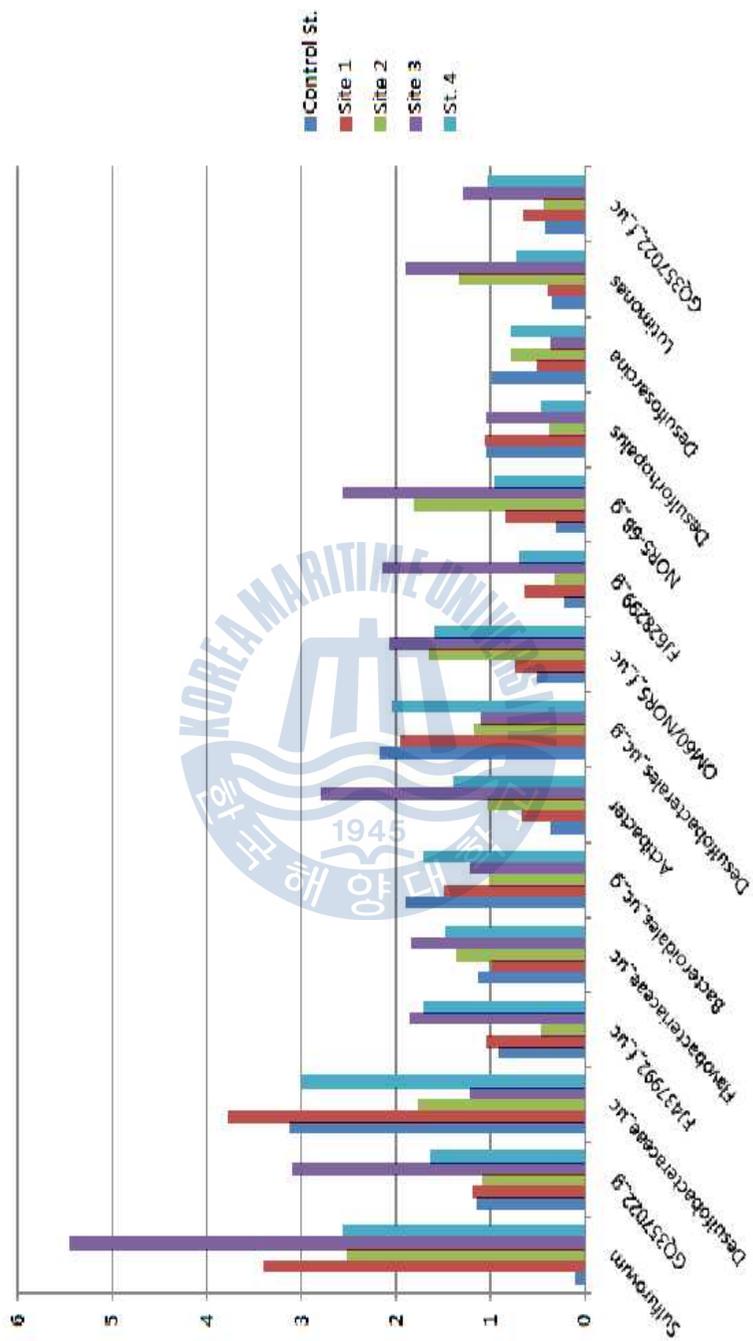
한편 집괴 분석에서 처리 후 군집유사도가 떨어지는 Site 3에 대해서 처리 전후의 주요종의 출현변화를 분석하였다<Fig. 4.33>. 출현량이 증가하는 종은 Flavobacteriaceae_uc_s, Bacteroidetes_uc_s 및 Anaerolinales_uc_s로 나타났으며, 감소하는 종은 Desulforbacteriaceae_uc_s, Alteromonadales_uc_s 및 NOR5-6B_s로 나타났다. 즉 BM-S-1 처리 시 같은 정점 내에서 종에 따른 출현 빈도의 변화를 보이고 있는데 이는 BM-S-1제제가 현장에 존재하고 있는 오염 물질을 정화함으로써 미생물의 생태조건을 변화시켜 우점종의 분포를 변화시킬 수 있음을 의미한다.



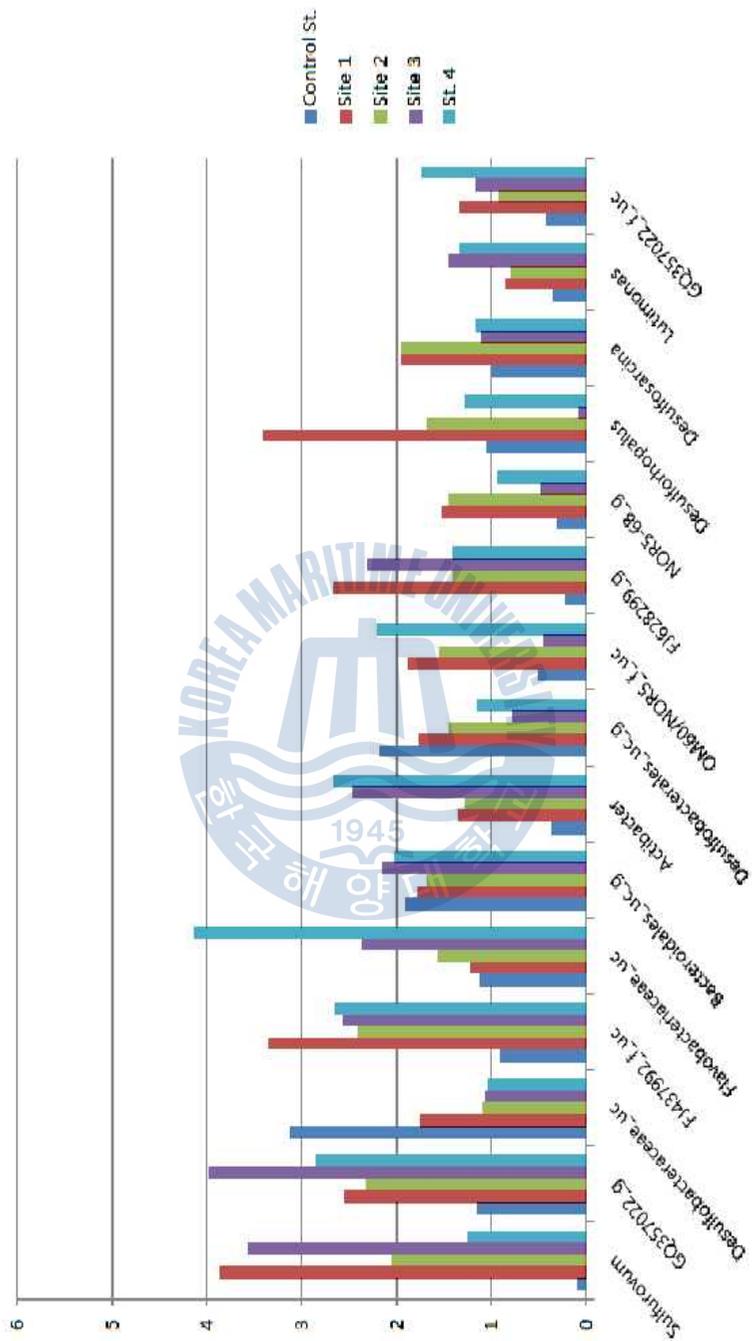
<Fig. 4.27> Distribution of the dominant microbial phylum before treatment



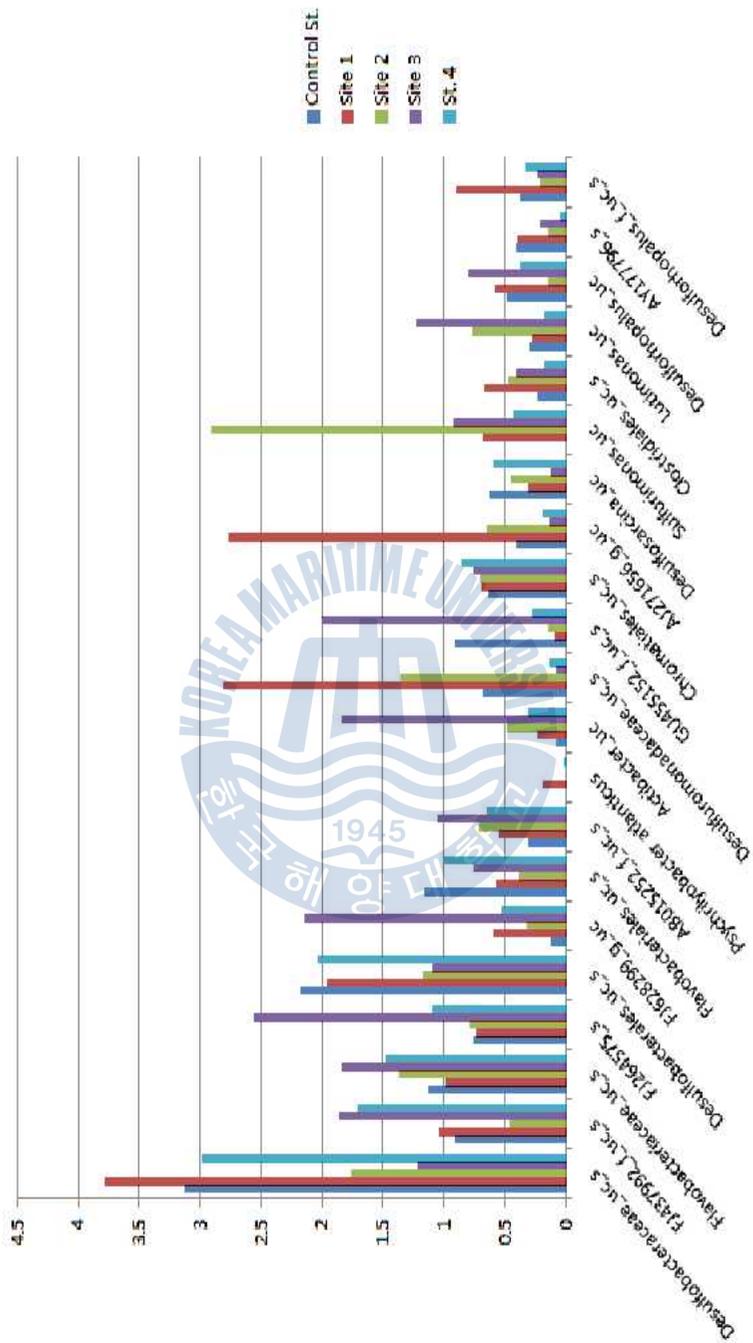
<Fig. 4.28> Distribution of the dominant microbial phylum one month after treatment



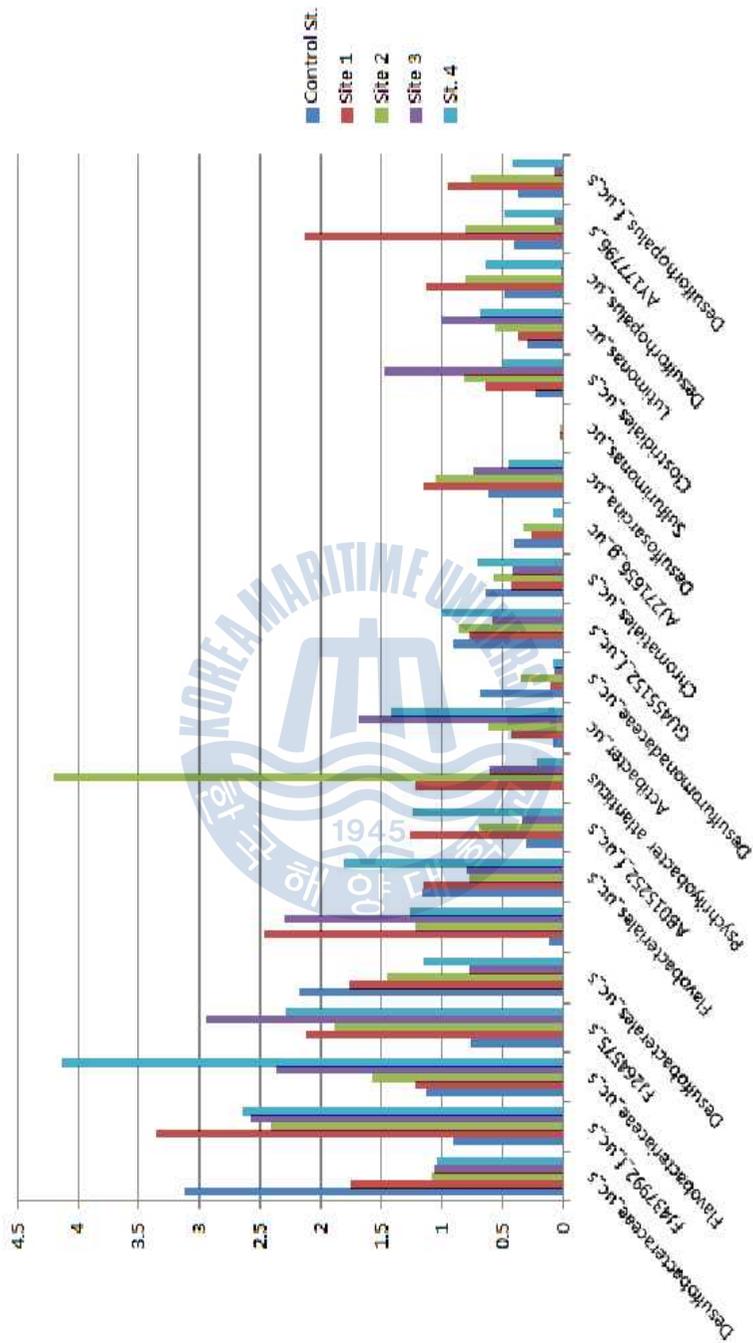
<Fig. 4.29> Distribution of the dominant microbial genus before treatment



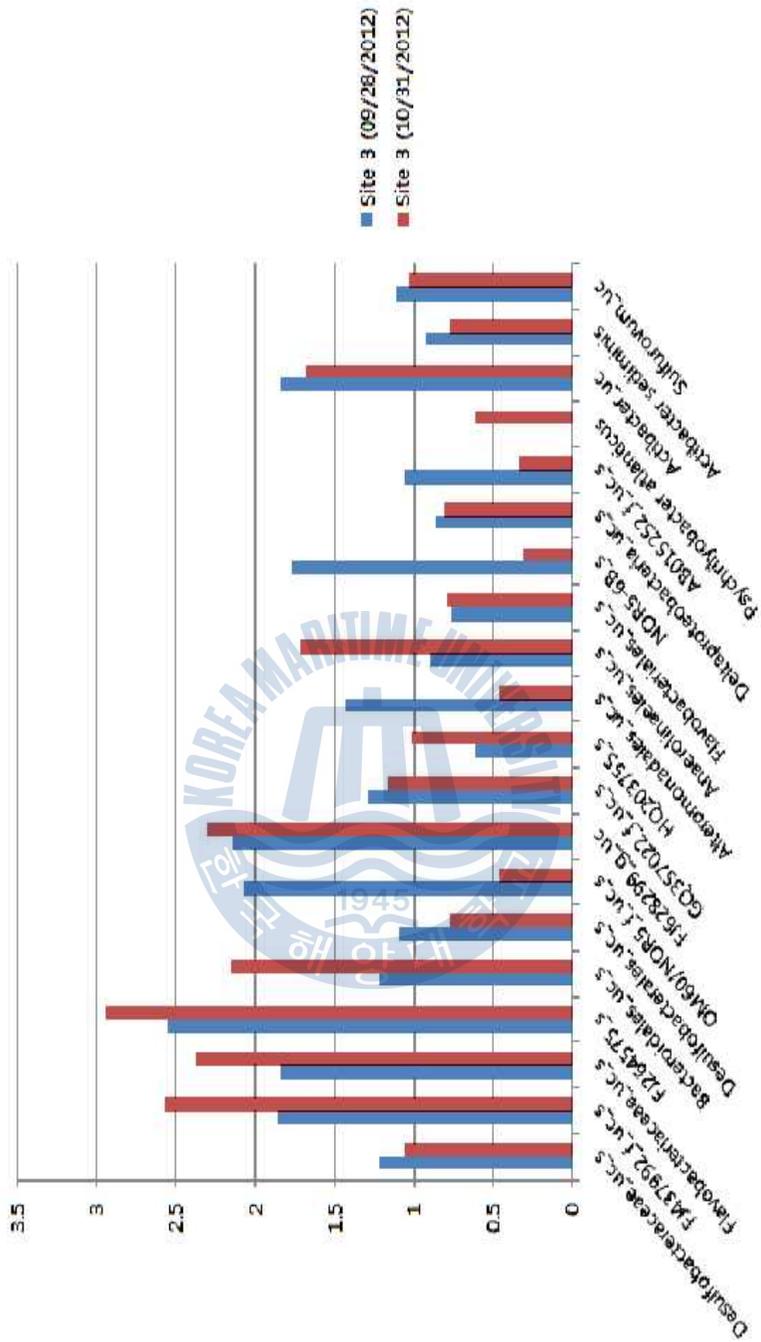
<Fig. 4.30> Distribution of the dominant microbial genus one month after treatment



<Fig. 4.31> Distribution of the dominant microbial species before treatment



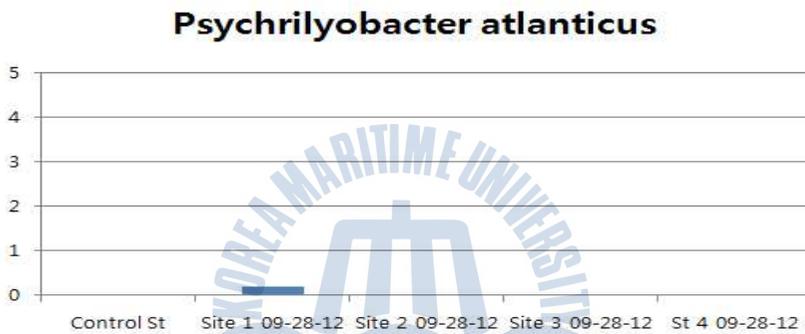
<Fig. 4.32> Distribution of the dominant microbial species one month after treatment



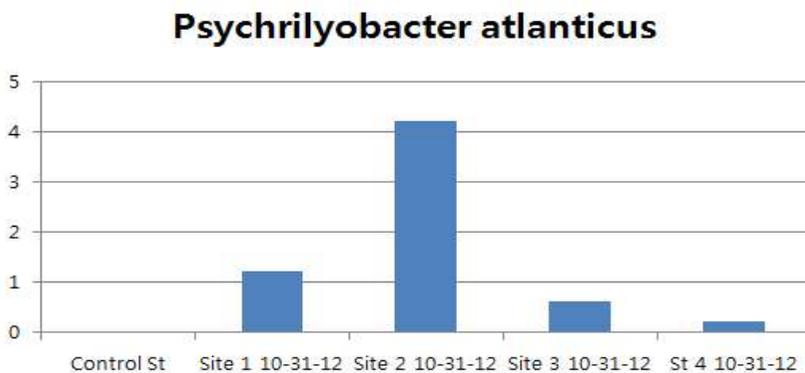
<Fig. 4.33> Changes of the dominant microbial communities in the Site 3 before and one month after treatment

4.6.1.3 BM S-1에 의한 처리 전후 대표적 미생물종들의 분포 및 생태적 특성 분석

*Psychrilyobacter atlanticus*는 처리후 Site 1, 2, 3 및 St. 4에서 증가를 보이고 있는데(<Fig. 4.34>과 <Fig. 4.35>), 이 종은 Fusobacteria문으로서 수소가스를 생산하고 저온에서 폭발성이 있는 니트라민 화합물을 저감시키는 역할을 하는 것으로 보고되고 있다(Zhao 외, 2009). 이는 BM에 의해 이 종의 서식환경이 조성되고 있음을 의미하는데, 순수분리를 통하여 그 생태적 특성을 검증할 필요가 있다.

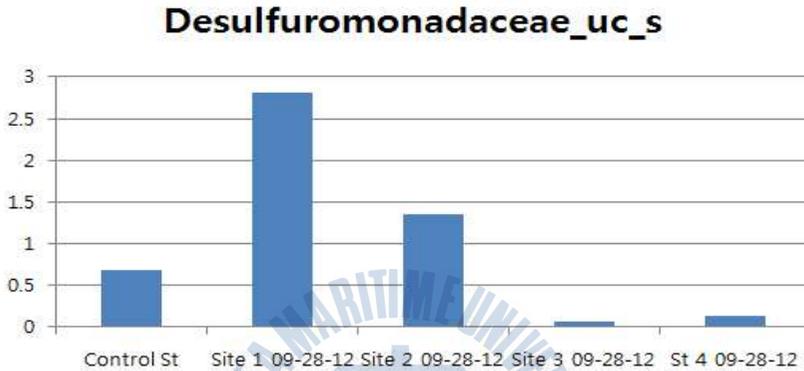


<Fig. 4.34> The distribution percentage of *Psychrilyobacter atlanticus* for each site (before treatment of BM-S-1)

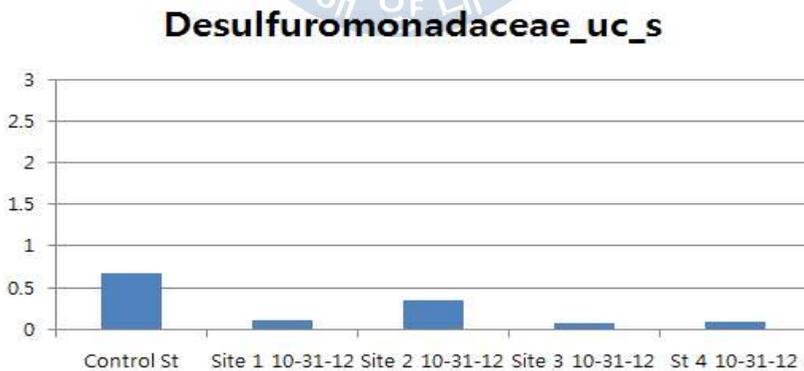


<Fig. 4.35> The distribution percentage of *Psychrilyobacter atlanticus* for each site (after treatment of BM-S-1)

BM-S-1을 해수천에 투여할 경우 Desulfuromonadaceae_uc_s의 빈도가 감소하였음을 알 수 있는데(<Fig. 4.36>과 <Fig. 4.37>), 이는 제제 처리로 인하여 바뀐 환경변화(ORP 증가, DO증가 및 유기물의 감소)로 인하여 Desulfuromonadaceae_uc_s가 서식하기 어려운 환경으로 바뀌었음을 의미한다. Desulfuromonadaceae_uc_s은 황, 망간, 질산염 등을 전자수용체로 사용하여 혐기성 호흡을 하는 것으로 알려지고 있다.

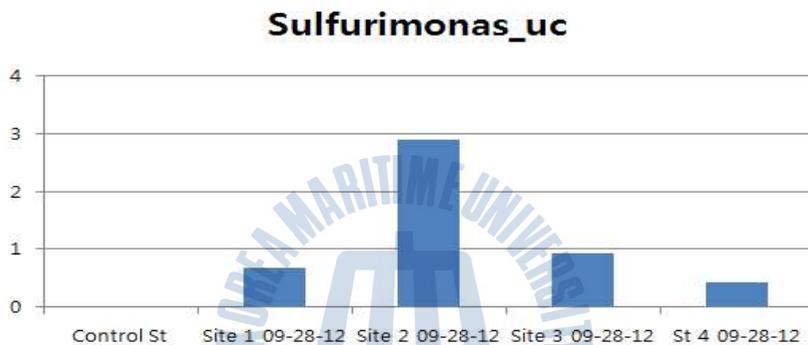


<Fig. 4.36> The distribution percentage of Desulfuromonadaceae_uc_s for each site (before treatment of BM-S-1)

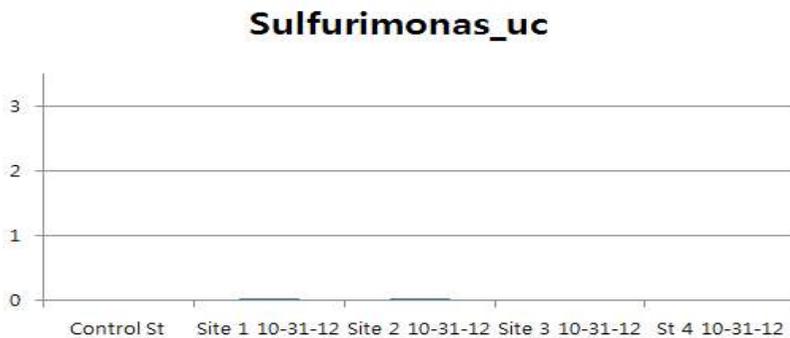


<Fig. 4.37> The distribution percentage of Desulfuromonadaceae_uc_s for each site (after treatment of BM-S-1)

BM-S-1을 해수천에 투여할 경우 Sulfurimonas_uc의 빈도가 현저히 감소하였음을 알 수 있는데(<Fig. 4.38>과 <Fig. 4.39>), 이는 제제 처리로 인하여 바뀐 환경변화(ORP 증가, DO증가 및 유기물의 감소)로 인하여 이 종이 서식하기 어려운 환경으로 바뀌었음을 의미한다. Sulfurimonas_uc는 황(S, H₂S)을 이용하여 황산염으로 변화시킬 수 있는데 (Sikorski 외, 2010)제제 처리 후에 이들 물질의 감소가 일어나서 그 밀도가 감소한 것으로 추측이 되나 이에 대한 구체적인 검토가 필요할 것으로 본다.



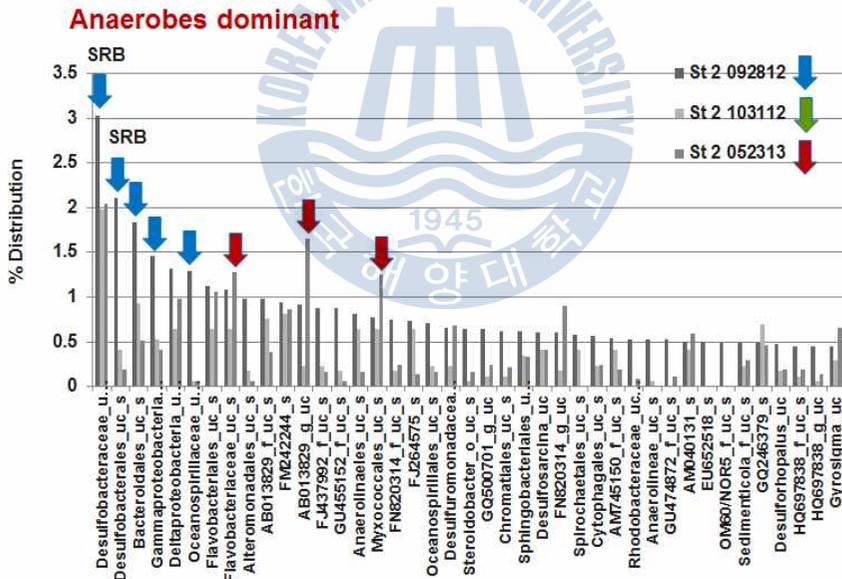
<Fig. 4.38> The distribution percentage of Sulfurimonas_uc for each site (before treatment of BM-S-1)



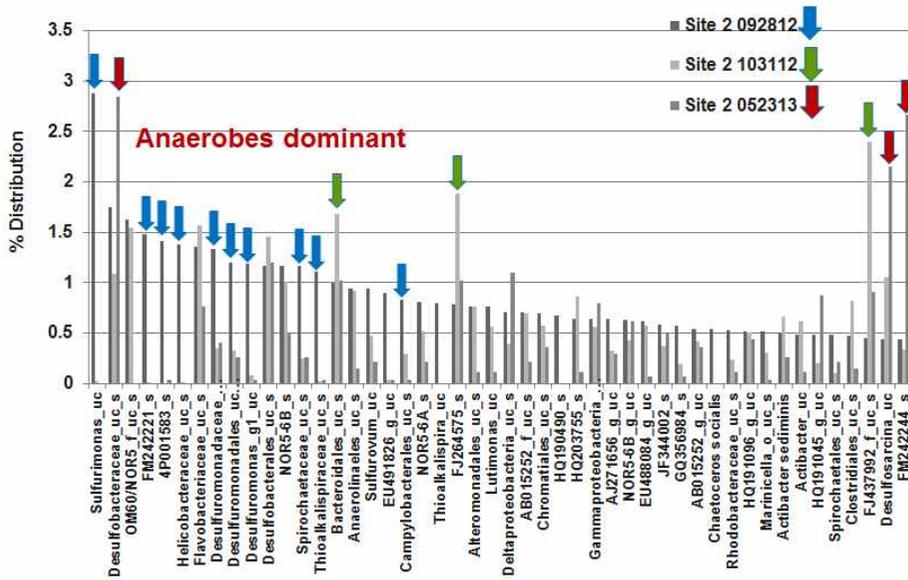
<Fig. 4.39> The distribution percentage of Sulfurimonas_uc for each site (after treatment of BM-S-1)

4.6.2 Pyrosequencing 기법에 의한 미생물 군집의 변화 비교 (처리 후 약 8개월 후)

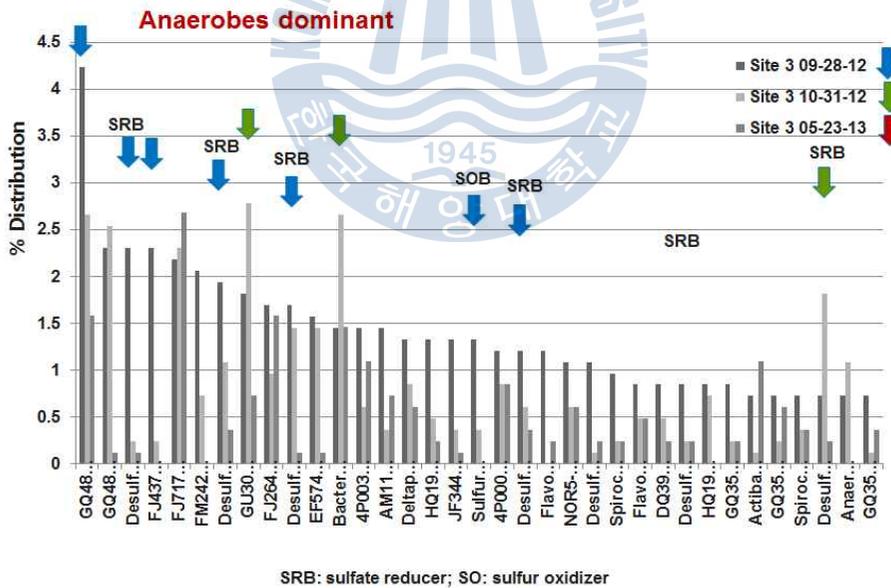
처리 후 주요 종 변화를 보면 St. 2, Site 2 및 Site 3에서는 처리전의 경우는 SRB와 같은 혐기성 미생물의 번성이 있었으나 처리가 진행됨에 따라서 Flavobacteriaceae와 Robiginitalea sp.와 같은 호기성 미생물의 번성이 있었다 (<Fig. 4.40>, <Fig. 4.41>, <Fig. 4.42>, <Fig. 4.43>, <Fig. 4.44> 및 <Fig. 4.45>). 이는 제제 처리에 의한 유기물질의 분해가 진행됨에 따라 오염 환경이 혐기적 환경에서 호기적 환경으로 변화됨을 의미한다. 이는 처리 후의 DO 증가 경향과 일치한다. 반면 비교적 수질 COD 및 저질 COD가 낮은 St. 4의 경우는 SRB 출현비율이 낮게 나타났으나 Flavobacteriaceae의 우점이 나타났다(<Fig. 4.46>). 따라서 St. 4의 경우는 상대적으로 청정한 환경임을 시사한다.



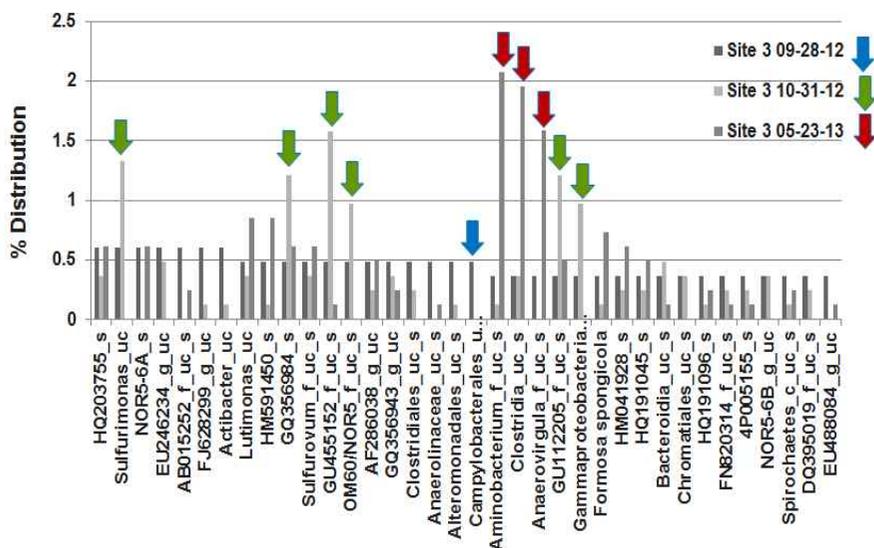
<Fig. 4.40> Changes of the dominant microbial communities before(092812) and after(103112, 052313) treatment of BM-S-1 (St. 2)



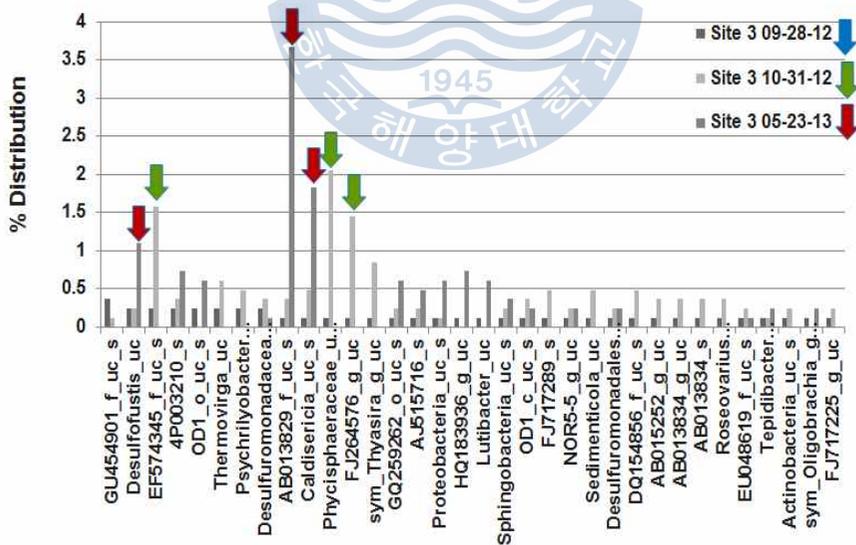
<Fig. 4.41> Changes of the dominant microbial communities before and after treatment of BM-S-1 (Site 2)



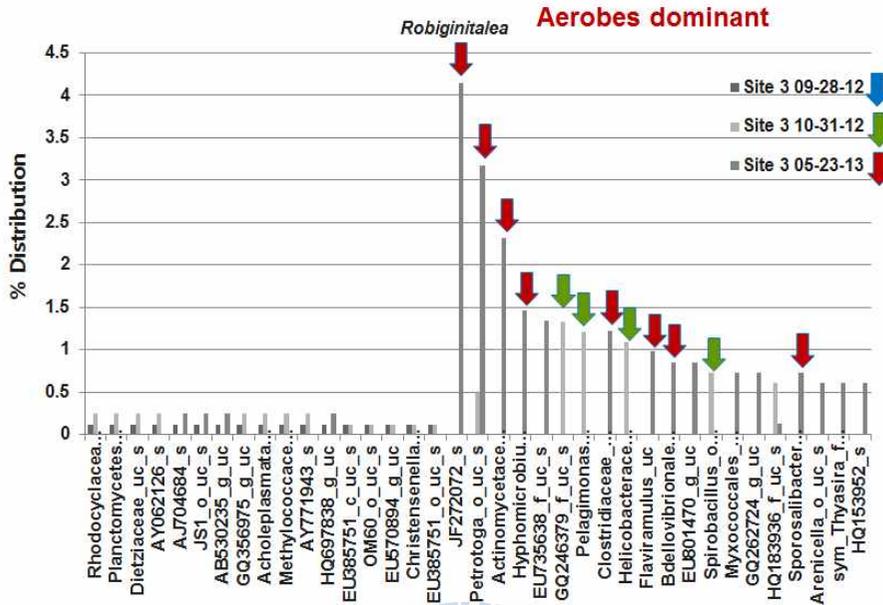
<Fig. 4.42> Changes of the dominant microbial communities before(092812) and after(103112, 052313) treatment of BM-S-1 (Site 3)



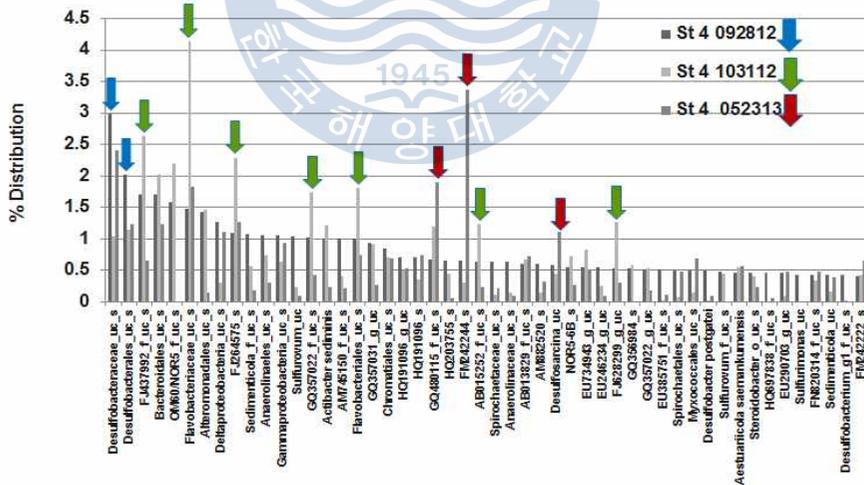
<Fig. 4.43> Changes of the dominant microbial communities before(092812) and after(103112, 052313) treatment of BM-S-1 (continuing Site 3)



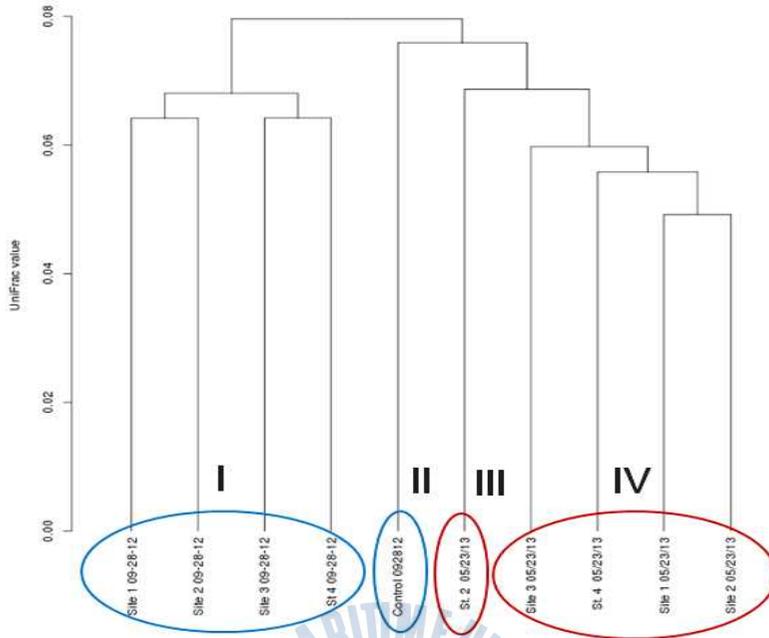
<Fig. 4.44> Changes of the dominant microbial communities before(092812) and after(103112, 052313) treatment of BM-S-1 (continuing Site 3)



<Fig. 4.45> Changes of the dominant microbial communities before(092812) and after(103112, 052313) treatment of BM-S-1 (continuing Site 3)



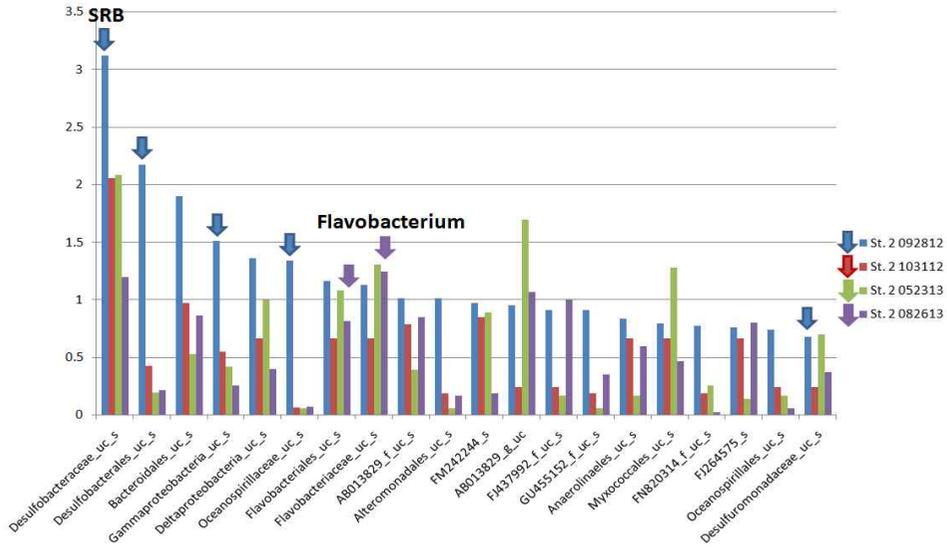
<Fig. 4.46> Changes of the dominant microbial communities before(092812) and after(103112, 052313) treatment of BM-S-1 (St. 4)



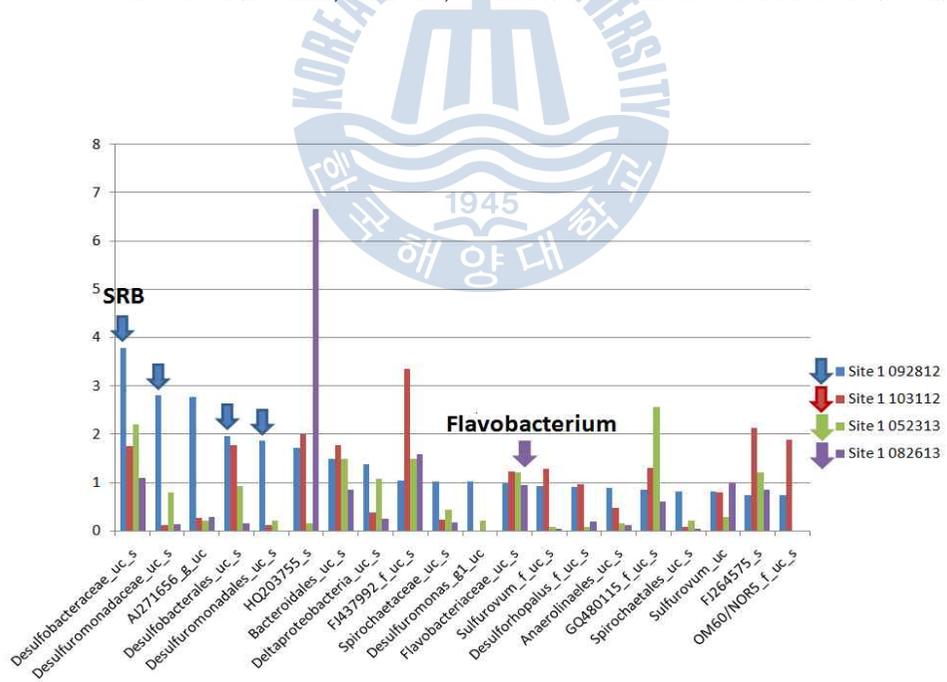
<Fig. 4.47> The cluster analysis of all test sites before(09-28-12) and after (05-23-13) BM-S-1 treatment based on UNI-FRAC analysis of microbial communities

4.6.3 Pyrosequencing 기법에 의한 미생물 군집의 변화 비교 (처리 후 약 11개월 후)

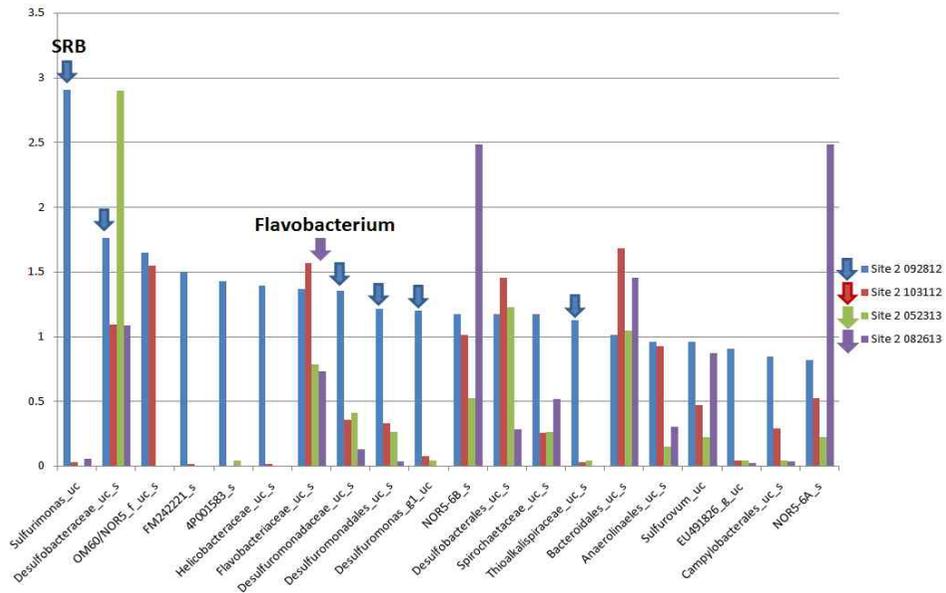
처리 후 주요 종 변화를 보면 St. 2, Site 1, Site 2 및 Site 3에서는 처리전의 경우는 SRB와 같은 혐기성 미생물의 번성이 있었으나 처리가 진행됨에 따라서 Flavobacteriaceae와 Robiginitalea sp.와 같은 호기성 미생물의 번성이 있었다 <Fig. 4.48>, <Fig. 4.49>, <Fig. 4.50>, <Fig. 4.51> 및 <Fig. 4.52>. 이는 제제 처리에 의한 유기물질의 분해가 진행됨에 따라 오염 환경이 혐기적 환경에서 호기적 환경으로 변화됨을 의미한다. 이는 처리 후의 ORP 증가, DO 증가 및 유기물의 감소 경향과 일치한다. 반면 비교적 수질 COD 및 저질 COD가 낮은 St. 4의 경우는 SRB 출현비율이 낮게 나타났으나 Flavobacteriaceae의 우점이 나타났다<Fig. 4.54>. 따라서 St. 4의 경우는 상대적으로 청정한 환경임을 시사한다.



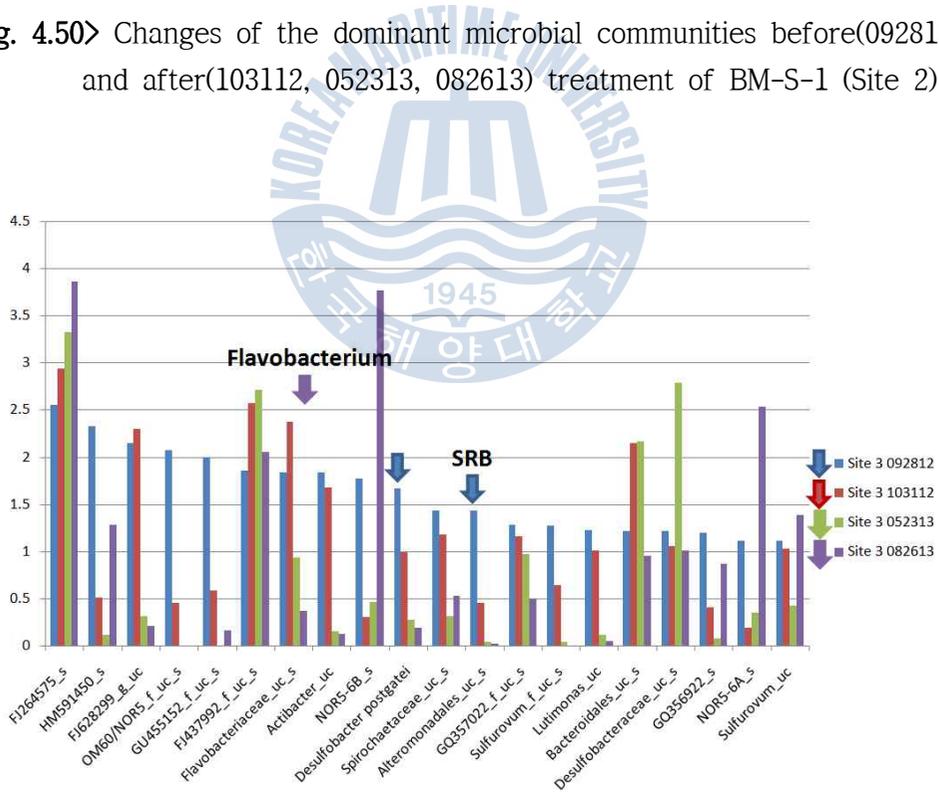
<Fig. 4.48> Changes of the dominant microbial communities before(092812) and after(103112, 052313, 082613) treatment of BM-S-1 (St. 2)



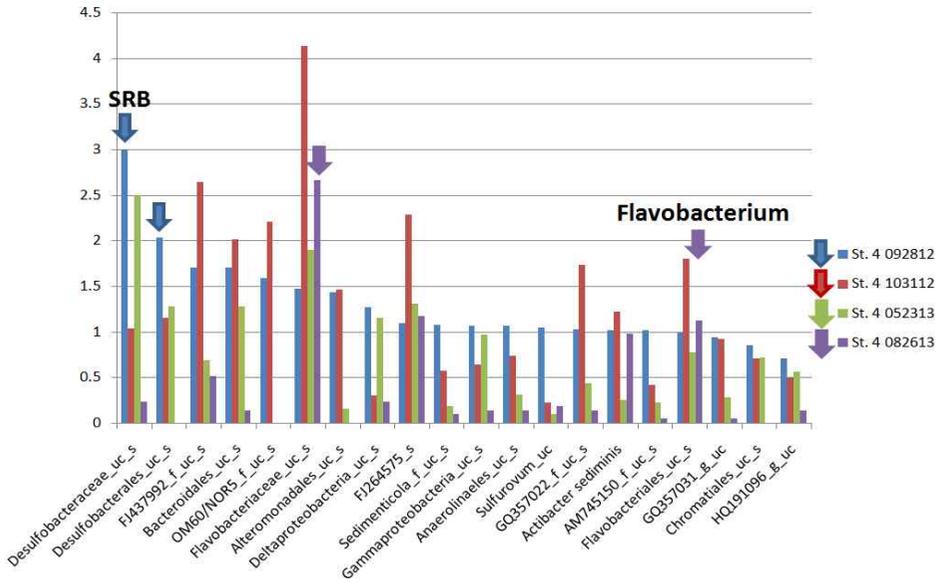
<Fig. 4.49> Changes of the dominant microbial communities before(092812) and after(103112, 052313, 082613) treatment of BM-S-1 (Site 1)



<Fig. 4.50> Changes of the dominant microbial communities before(092812) and after(103112, 052313, 082613) treatment of BM-S-1 (Site 2)



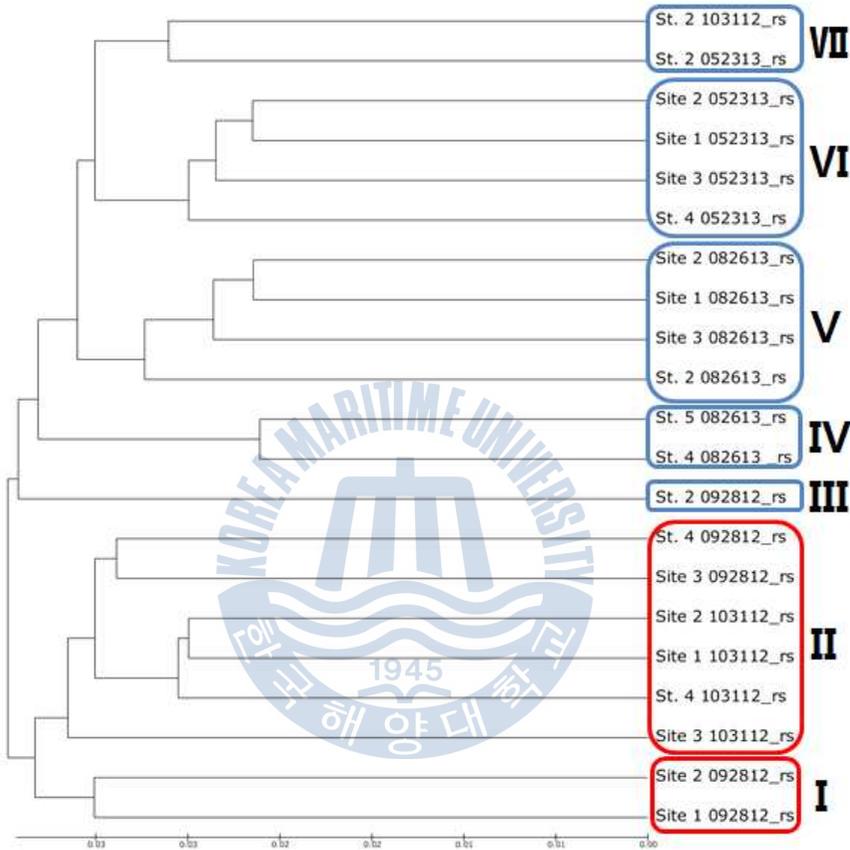
<Fig. 4.51> Changes of the dominant microbial communities before(092812) and after(103112, 052313, 082613) treatment of BM-S-1 (Site 3)



<Fig. 4.52> Changes of the dominant microbial communities before(092812) and after(103112, 052313, 082613) treatment of BM-S-1 (St. 4)

처리 전 후의 모든 조사 정점을 같이 집괴분석(Cluster Analysis)을 시도한 결과, 7개의 집괴로 구분이 되었다<Fig. 4.53>. 즉 집괴 I(처리 전 Site 1 및 Site 2), 집괴 II(처리 전 Site 3, St. 4, 처리 후 Site 1, Site 2, Site 3 및 St.4), 집괴 III(처리 전 St. 2 : 대조군), 집괴 IV(처리 후 St.4 및 St. 5), 집괴 V(처리 후 St. 2, Site 1, Site 2 및 Site 3), 집괴 VI(처리 후 St. 2, Site 1, Site 2 및 St. 4), 집괴 VII(처리 후 St. 2)로 나타났다. 전반적으로 처리 전후의 Site는 별도로 구분이 되고 있는데, 이는 BM-S-1의 제제 처리 후 1개월이 경과하여도 전반적인 미생물 군집 향상은 크게 변하지 않음을 의미한다. 그러나 집괴 I 및 II는 어느 정도 유사한 Group으로 집괴가 이루어지고 있어서 지속적으로 제제를 처리할 경우 집괴 간의 유사도가 더욱 증가할 것으로 사료된다. 그리고 집괴 V 및 VI는 BM-S-1의 처리 후 시기(2013년 5월 23일 및 2013년 8월 26일)에 따라 유사도가 다른 것으로 보아 미생물 군집 구조 또한 약간 다르게 나타나고 있었다. 집괴 IV는 상대적으로 청정지역이기 때문에 군집구조가 다른 지역과 달리 나타나고 있었다. 종합적으로 보았을 때 BM-S-1의 제제 처리 후 Group과 처리 전 Group으로 집

괴가 이루어지고 있는데, 이것은 BM-S-1의 접종으로 인해 동질의 미생물이 나타나면서 그 환경이 Site에 관계없이 유사해진다는 것을 나타내었다. 따라서 미생물 접종효과가 있음을 알 수 있었다.



<Fig. 4.53> The cluster analysis of all test sites before(092812) and after(103112, 052313, 082613) BM-S-1 treatment based on UNI-FRAC analysis of microbial communities

제 5 장 결론

오염된 영도 인공해수천의 수질개선을 위한 친환경적이고 경제적인 해결방안인 미생물제제(BM-S-1)를 수개월간 지속적으로 처리하여 현장실험을 통해 수질 및 미생물 생태계의 변화를 모니터링 한 결과, 다음과 같은 결론을 도출하였다.

1. BM-S-1을 약 1년 간 지속적으로 처리한 결과 가장 오염이 심한 정점 중의 하나인 Site 2의 수질이 COD 58.1%, T-N 45.7%, Chl-a 55.5%, SS 51.1%의 제거율을 보였고, 저질의 경우 COD 51.06%, 강열감량 6.84%의 제거율을 나타내었다. 따라서 해수천을 포함한 연안해역 수질개선에 유용미생물(BM-S-1)을 이용하는 것이 친환경적이고 경제적인 해결방안임을 확인하였다.

2. 해수천의 수질이 개선됨에 따라 동식물플랑크톤, 해조류 및 어류의 출현 빈도 및 종 다양성이 증가하였고 해수천의 생태계복원이 이루어지고 있음을 확인하였다.

3. 향후 회복된 해수천의 친수공간을 잘 개발하면 부산의 국내외 관광객의 유치와 Business Park 및 국제적 관광지로서의 역할을 하는데 상당히 기여할 것으로 평가되었다.

참고문헌

1. 고성철 & K.I.Ekpeghere, 2009. EM흙공을 활용한 오염연안 저질개선방안연구, *연안환경연구*, 8, pp.135-159.
2. 김명진, 2007. 생태하천 복원 방안, *환경영향평가*, 16(1) pp.59~68.
3. 김상현, 오종민 & 최이송, 2011. 외국 자연형 하천복원사례(일본)를 통하여 살펴본 하천환경 변화, 44(3).
4. 김은식 & 홍선기, 2006. ‘애국가’의 이념 구현을 위한 생태복원과 환경영향평가, *한국환경영향평가 학회 2006년 추계학술발표대회 발표집*, pp.181-201.
5. 김혜주, 하천복원의 목적과 국내 자연형 하천조성의 문제점.
6. 박병훈, 2003. 자연형 하천정화를 위한 인공습지 조성방안, 환경관리공단.
7. 백경훈, 2005. 부산항 수질환경 보전을 위한 환경관리방안에 관한 연구, 부산발전연구원.
8. 우효섭, 2001. 하천 수리학, 14, 청문각.

9. 울산여성신문, 2012. 4. 2. 년 세계 물의 날 행사, ‘풍성’ .
10. 유일종합기술단, 한국해양연구원 & 한국해양대학교, 2008. 동삼동 배수로 수질관리 모니터링 및 개선방안 실시설계용역 최종보고서.
11. 李 敏 旭, 2007. 도시 자연형 하천친수공간시설 만족도분석에 관한 연구 , 한양대학교, pp.28-31.
12. 창원신문, 2010. 11. 26. (사)환경실천연합회 동부경남본부 하천정화활동.
13. 최경영, 안민우, 김범준 & 경민수, 2009. 친환경 생태하천 복원기술 소개, *Rural Resources*, 51(3).
14. 하신영, 김인수, 김동근 & 이연승, 2011. 부산항 해양환경개선방안에 관한 연구, *한국항해항만학회*.
15. 환경부/한국건설기술연구원, 1996.12, 1997.12, 1998.12. '국내 여건에 맞는 자연형 하천공법의 개발'.
16. Chun, J. Kim, K.Y. Lee, J.H. & Choi, Y., 2010. The analysis of oral microbial communities of wild-type and toll-like receptor 2-deficient mice using a 454 GS FLX Titanium pyrosequencer, *BMC Microbiol*, 10(101).

17. Cho, D.C. Bae, H.J. , Lee, J.Y. & Kwon, S.H., 2010. Environmental Change and Its Enhancement of a Bay Sediment by Using Useful Microbial and Chemical Treatments, *Journal of the Environmental Sciences*, pp.1355-1362,
18. Ekpeghere, K. I et. al., 2009. Clean-up of the crude oil contaminated marine sediments through biocarrier-mediated bioaugmentation, *Korean Journal of Microbiology*, 45, pp.354-361
19. Lee, J.K. Kwak, J.W. Kim, S.J. & Kim, H.S., A Study on the Natural River Restoration Monitoring
20. Koh S.C. Song Y.C. & Kim I.S., 1997. Efficient Treatment of Food Wastes by EM(Effective Microorganisms) and Their Recycling, *JOURNAL OF THE KOREA SOLID WASTES ENGINEERING SOCIETY*, 11.
21. Mader, H., 1999. Successful River Restoration within the Urban Area of Salzburg shown at River Alterbach, *3rd International Symposium on Eco-Hydraulics*, Salt Lake City, Utah.
22. Maksimovic, C., 2006. Urban Stream Restoration Technology Selection Amenity and Ecological Aspects, *The 2nd International Workshop on River Environment*, pp.1-12.
23. Mehid Hassanshahian, Giti Emtiazi, Gabriella Caruso & Simone Cappello, 2013. Bioremediation (bioaugmentation/biostimulation) trials of oil polluted

- seawater: A mesocosm simulation study, *Marine Environmental Research*.
24. National Institute for Environmental Studies, Onogawa 16-2, Tsukuba, Ibaraki, 305-0053, *Japan Appl Microbiol Biotechnol*, 93, pp.847-57
 25. Shields, Jr., F. D. Cooper, C. M. & Knight, S. S., 1995. Experiment in Stream Restoration, *J. of Hydraulic Engineering, ASCE*, 121(6).
 26. Sikorski, J. et al.. 2010. Complete genome sequence of *Sulfurimonas autotrophica* type strain (OK10T). *Standards in Genomic Science*, 3, pp.194-202
 27. USDA, 2001. The Federal Interagency Stream Restoration Working Group, Stream Corridor Restoration: Principles, Processes, and Practices. 1.1-3.28.
 28. Walker, L. R. & R. D. Moral, 2003., Primary Succession and Ecosystem Rehabilitation, Cambridge University Press, 282-287.
 29. Zhao JS, Manno D & Hawari J., 2009. *Psychrilyobacter atlanticus* gen. nov., sp. nov., a marine member of the phylum Fusobacteria that produces H₂ and degrades nitramine explosives under low temperature conditions.

감사의 글

그동안 연구실 안에서 웃고 울고 힘들어하며 공부한 세월이 쌓이고 쌓여 어느덧 졸업을 앞두고 있습니다. 하나님 감사합니다! 오직 당신의 은혜로 제가 여기까지 왔습니다. 평생 주를 위해 살겠습니다.

부족한 저를 연구에 매진할 수 있도록 아낌없는 격려와 지도를 해주신 고성철 교수님께 진심으로 감사의 말씀을 드리며, 저의 논문 심사를 맡아주시고, 소중한 충고와 조언을 해주셨던 송영채 교수님, 장재수 교수님께 감사의 말씀을 드리며, 항상 칭찬과 격려를 아끼지 않으셨던 김인수 교수님, 김명진 교수님께 깊은 감사의 말씀을 드립니다.

오늘의 제가 있기까지 가장 큰 힘이 되어준 가족 - 저의 대학원 생활을 끝까지 응원해 주신 존경하는 부모님, 늘 기도해주시는 외할아버지와 외할머니, 이제 석사의 길을 걸어갈 나의 동생, 해피바이러스 예은이, 미국에서 열심히 공부 중인 귀염둥이 동생들! 은현이, 유일이 - 에게 감사의 말씀을 드리고 싶습니다.

그리고 우리 연구실의 정신적 지주였던 Kelvin! Thank you so much for your cooperation and help. I never forget you. May God bless you! 어떤 상황에도 믿고 따라 준 실험실 동생들 현교, 영민, 진수와 환경공학과에서 만난 인연들 미정, 신영, 경철, 세영, 성수오빠, 경근오빠, 태선오빠, 준혁오빠, 초양에게도 고마움을 전합니다.

뒤돌아보면 정신없이 보냈던 마지막 학기였습니다. 영어번역과 피피티 등 여러 가지로 도움을 준 다니엘, 밤늦은 시간 혼자 학교에 있을 때 외롭지 않게 함께 해준 에너지들 - 소영, 기호, 호준, 현준 - , 영원한 ‘동삼동 우리끼’ - 효선, 유하, 혜진, 다해, 미순 - , 동거 동락한 수빈, 소울 메이트 미희, 믿음의 동역자 주희, 한결같은 소희, 요란다 선영, 옛 친구 가영, 동생 허건, 동광 지웅, 밥먹자 지성, 영도귀빈 승환오빠에게 고마움을 전합니다. 그 밖에도 이름을 일

일이 거론하지 못한 많은 소중한 분들께도 감사한 마음을 전합니다.

이제 졸업을 앞두고 미래를 준비하려하니 설레임과 두려움이 앞섭니다. 하지만 지금까지 해왔던 것처럼 오로지 주만 바라보며 후회없는 삶을 살도록 최선을 다해 하루하루 노력하는 사람이 되겠습니다. 감사합니다.

