creative commons

COMMONS DEED

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

dCollection

[UCI]I804:24011-200000263867

博士學位論文

韓國産 淡水貝類를 利用한 富營養水의 生態工學的 水質制御에 關한 研究

Ecotechnological treatment of eutrophic waters using native freshwater mussels in Korea

2013 年 **2** 月

朝鮮大學校 大學院

化 學 工 學 科

崔 桓 碩

한국산 담수패류를 이용한 부영양수의 생태공학적 수질제어에 관한 연구

지도교수 신 현 재

이 논문을 공학 박사학위신청 논문으로 제출함.

2013 년 **2** 월

조선대학교 대학원

생 명 화 학 공 학 과

최 환 석

최환석의 박사학위논문을 인준함

위원장	조선대학교	교수	이 중 헌 (인)
위 원	조선대학교	교수	이 재 욱 (인)
위 원	한양대학교	교수	김 백 호 (인)
위 원	대진대학교	교수	김 용 재 (인)
위 원	조선대학교	교수	신 현 재 (인)

2013 년 2 월

조선대학교 대학원

목 차

List of Tables ····· v
List of Figures ····· vii
ABSTRACT ····· xii
제 1장 서론 ····· 1
제1절 연구 배경 ····· 1
제2절 이론적 배경 ····· 6
1. Biomanipulation의 개념 ····· 6
2. Biomanipulation의 작용 ····· 8
3. Biomanipulation 소재로서의 담수 패류 ····· 10
제3절 연구 동향 ····· 14
1. 국내외 연구 현황 및 문제점 ····· 14
2. 관련기술의 국내·외 수준 ····· 17
가. 국외 수준 ····· 17
나. 국내 수준 ····· 18
3. 국내·외 선행연구 현황 ····· 20
가. 국내·외 선행연구현황 ····· 20
나. 생물관리 및 생물공학을 이용한 국내 선행연구 사례 ····· 22

제 2 장 실험 재료 및 방법 ····· 26
제 2 장 실험 재료 및 방법 ····· 25
제1절 패류 종에 따른 유기물 제어능 분석 ····· 25
1. 패류의 유기물 제어능 분석 ····· 25
2. 실험디자인 ····· 26
3. 자료분석 ····· 28
제2절 유속에 따른 패류의 유기물 제어능 분석 ····· 33
1. 패류의 유기물 제어능 분석 ····· 33
2. 실험디자인 ····· 36
3. 자료분석 ····· 36
제3절 구조 및 패류 밀도에 따른 유기물 제어 ····· 38
1. 패류의 유기물 제어능 분석 ····· 38
2. 실험 방법 ····· 40
3. 자료분석 ····· 43
제4절 반응표면분석(Response Surface Methodology)을 활용한 유기물 제어 최적화 연구 ····· 44
제 3 장 결과 및 고찰 ····· 47
제1절 패류 종에 따른 유기물 제어능 평가 ····· 47

1. 패류의 유기물 제어능 ····· 47
2. 여과율 및 배설물 생산 ····· 49
3. 수질요인 ····· 51
4. 고찰 ····· 55
제2절 유속에 따른 패류의 유기물 제어능 평가 ····· 58
1. 환경요인 ····· 58
2. 영양염 변화 ····· 62
3. 유기물 여과율 ····· 66
제3절 구조 및 패류 밀도에 따른 유기물 제어능 평가 ····· 69
1. 환경요인 ····· 69
2. 영양염 변화 ····· 74
3. 유기물 제어 및 배설물 생산 ····· 76
4. 고찰 ····· 78
제4절 반응표면분석을 활용한 유기물 제어 최적화 연구 ····· 81
1. 최적화 및 고찰 ····· 81

제 4 장 결론 ····· 85
참고문헌 ····· 91
감사의 글

List of Tables

Table 1. Applicable techniques of water treatment in freshwater lakes ····· 16

Table 2. The experimental designs and operation conditions of the continuous removal of organic matters ····· 29

Table 3. Summary of ANOVA on environmental quality by the stocking of mussels in the continuous removal of organic matters ··· 30

Table 4. Factors and their levels for central composite design ····· 46

Table 5. Summary of ANOVA on environmental quality, clearance rate, production of feces and pseudo-feces and mortality of mussels stocked in the continuous removal of organic matters ····· 59

Table 6. Clearance rates of freshwater bivalves

according to the different current and retention time ····· 59

Table 7. Summary of ANOVA on water quality and clearance rates (CR) and pseudo-feces and feces production of mussels (PFP) during the operation Continuous removal of organic matters using a combined freshwater bivalve (*Unio douglasiae* and *Anodonta woodiana*) ····· 68

List of Figures

Figure 1. (a) The main feedback loops believed to be responsible for the existence of alternative stable states in shallow lake ecosystems from Scheffer *et al.*, 1993); (b) the predicted effects of mussels on different components of these ecosystems ····· 12

Figure 2. Top-down effect and Bottom-up effect by mussels in water bodies ····· 13

Figure 3. Schematic diagram of continuous removal of organic matters system established at in-door and out-door (A) and core unit of continuous removal of organic matters system (B) ····· 31

Figure 4. Relationship between ash-free dry-weight (g) and shell length (cm) of *Anodonta woodiana* (n=59) collected from Oksan stream, and of *Unio douglasiae* (n=142) collected from Gapyung stream, South Korea ····· 32

Figure 5. Relationship between ash-free dry-weight (g) and mussel length (cm) of *Anodonta woodiana* (n=59) ····· 35

Figure 6. Canal-type continuous removal of organic matters using a combined freshwater bivalve (C-Continuous removal of organic matters) system. A; the upper-view, B; a mussel stocking lattice with 1.5x1.5 cm stainless grid, C; whole diagram. IN; the input part of eutrophic lake water, OUT; the discharge part of treatment water. H1, H2, and H3; three harvest mouths of pseudo- and feces bio-deposited by mussels ····· 41

Figure 7. Body sizes (a) and size distribution (b) of two kinds of freshwater bivalves used in this study. ····· 42

Figure 8. Removal activities (%) of freshwater bivalve *Anodonta woodiana* and *Unio douglasiae* on chlorophyll-a and suspended solids in the operation of continuous removal of organic matters system YAW= young mussels of *A. woodiana,* AUD= adult mussels of *Unio douglasiae*, AAW= adult mussels of *A.woodiana*, H-YAW and L-YAW= young mussels of *A. woodiana* at high and low

density, respectively ····· 48

Figure 9. Filtering rate (FR) and production of feces- and pseudo-feces (PF) of *Anodonta woodiana* and *Unio douglasiae* YAW=young mussels of *A. woodiana*, AUD=adult mussels of *U. douglasiae*, AAW=adult mussels of *A. woodiana*, L-YAW and H-YAW=young mussels of *A. woodiana* at low and high density, respectively ····· 50

Figure 10. Effects of freshwater bivalve *Anodonta woodiana* and *Unio douglasiae* on the environmental parameters. YAW= young mussels of *A. woodiana*, AUD= adult mussels of *U. douglasiae* ····· 52

Figure 11. Effects of freshwater bivalve *Anodonta woodiana* with the different shell length on the environmental parameters. YAW= young mussels of *A.woodiana*, AAW= adult mussels of *A. woodiana* ····· 53

Figure 12. Effects of freshwater bivalve *Anodonta woodiana* with the different animal density on the environmental parameters. L-YAW and

H-YAW= young mussels of *A. woodiana* at low and high density, respectively ····· 54

Figure 13. Water temperatures (a) and light intensity (b) for 12 days in the continuous removal of organic matters system. Control= the eutrophic lake water tank without mussels, FL-1= low water current mussel tank, FL-2= high water current mussel tank and 200 individuals of *Anodonta woodiana* were added to each tank, respectively ····· 60

Figure 14. Daily variations of physicochemical parameters following the mussel introduction with different velocity in the continuous removal of organic matters system. FL-1= low water current mussel tank, FL-2= high water current mussel tank ····· 61

Figure 15. Daily variations of nutrient concentrations following the mussel introduction with different velocity in the continuous removal of organic matters system. FL-1= low water current mussel tank, FL-2= high water current mussel tank ····· 64

Figure 16. Chlorophyll-a and clearance rate (CR) of freshwater bivalve *Anodonta woodiana* in the operation of Continuous removal of organic matters system with different velocity. FL-1= low water current mussel tank, FL-2= high water current mussel tank ····· 65

Figure 17. Continuous water temperatures (a) and light intensities at the 30 minute interval (b) during the 1st and 2nd operation of continuous removal of organic matters using a combined freshwater bivalve (*Unio douglasiae* + *Anodonta woodiana*) ····· 72

Figure 18. Daily variations of physicochemical parameters during the 1st and 2nd operation of the continuous removal of organic matters using a combined freshwater bivalve (*Unio douglasiae* + *Anodonta woodiana*) ····· 73

Figure 19. Daily variations of concentrations of nutrients during the 1st and 2nd operation of the continuous removal of organic matters using a combined freshwater bivalve (*Unio douglasiae* + *Anodonta woodiana*) ····· 75

Figure 20. Daily variations of the concentrations of suspended solids (SS, a) and chlorophyll-a (Chl-a, b) during the 1st and 2nd operation of the continuous removal of organic matters, and clearance rates (CR) based on the suspended solids (CR_{SS}) and chlorophyll-a(CR_{Chl-a}) and pseudo- and feces production (PFP) of a combined freshwater bivalve (*Unio douglasiae* + *Anodonta woodiana*) collected from the North Han-River, South Korea ····· 77

Figure 21. Response surface plot representing the effect of mussel`s length and water current on removal of organic matter by freshwater mussels ····· 83

Figure 22. Contour plots representing the effect of mussel`s length and water current on removal of organic matter by freshwater mussels ····· 84

ABSTRACT

Ecotechnological treatment of eutrophic waters using native freshwater mussels in Korea

Choi, Hwan-Seok
Advisor: Prof. Shin, Hyun-Jae, Ph.D.
Department of Chemical Engineering
Graduate School of Chosun University

A drastic increase of human population and urbanization with demands of lots of waters have been produced a countless industrial and domestic wastewater. They finally evoked the eutrophication and its phenomenon like cyanobacterial and diatomal bloom in lakes and streams in world-wide. Dense bloom and organic material in water column also serially make a bad scene and order, and then make lots of water problems. Many countries have been tried to diminish the algal bloom and clean water quality of eutrophicated waters. However, numerous mechanical (physical and chemical) treatment methods are non-economic and rather caused a new water pollution, called a secondary pollution. This study is aimed to control the organic material or dense algal scum with pan-ecological technology, to select the relevant biological control agent, and harvest the preliminary data useful for water

quality improvement of agricultural reservoirs, which heavily polluted with organic materials. The use of domestic freshwater mussels, *Unio douglasiae* and *Cipangopaludina chinensis* have an advantages such as the strong tolerance to extreme environments, 2) no outbreaks of animal population in one region or area like Zebra mussel, 3) low disturbance to aquatic ecosystem of native animal application, and 4) economic to man and application. Feeding experiments largely comprised 1) the checking of filtration activity on different experimental water (stream and lake), 2) alone and combined effects of both animals *Unio douglasiae* and *Cipangopaludina chinensis* on the same prey, 3) feeding activity on both cold- and warm phytoplankton communities of the same lake, and 4) In situ mesocosm at shore of eutrophic lake. Laboratory results indicate that 1) the animal *U. douglasiae* clearly decreased the diatom biomass (chl-a) more than cyanobacteria of field water, 2) combined treatment with *C. chinensis* synergistically showed the high removal activity on algal bloom water, 3) grazing effects were more effective on the phytoplankton community of cold-lake water than that of warm lake water. In addition, *in situ* mesocosm results indicate that 1) the grazing effect of mussels was obvious only for the initial 3-days, but gradually decreased, 2) low density treatment rather increased the nutrient concentration, decreased the dissolved oxygen, and death of mussels, suggesting effects of high temperature above 30 ^{o}C, ammonia production, and sediments. Therefore, the field application of domestic freshwater filter-feeder

bivalve, *U. douglasiae* to control the nuisance algal bloom or organic material in eutrophic lake, firstly might be considered a sediment and high temperature of the target reservoir, and can be enhanced by the combined treatment of co-inherent mollusks like *C. chinensis,* being shared the habit in ecosystem.

제 1 장 서 론

제 1 절 연구배경

지구적, 국지적 규모에서의 기후변화, 유역 토지이용의 변화 및 환경교란 등으로 인해 미래의 물 관리는 현재보다 더욱 복잡하고 더 많은 경제적, 환경적 비용을 요구하고 있다. 최근 들어 뚜렷하게 나타나고 있는 기상이변은 사계절이 현저한 온대성 기후였던 우리나라가 아열대성으로 점차 변해가고 있음을 반증하고 있다 (정, 2007). 이산화탄소 등 온실가스 증가에 따른 온난화는 수생태계에서 단순한 온도의 변화에 의한 영향만으로 나타나지는 않을 것으로 예측된다. 즉, 기후변화는 수문학적 체계를 교란하여 홍수와 가뭄의 빈도와 강도를 변경하여 수리적 조건을 변화시킬 뿐 아니라 유역의 토지이용 변화와 환경적 교란, 예를 들면, 부영양화, 토양 침식, 수중 생물 서식처 파괴 등과 같은 상존하는 다른 환경교란요소들의 영향들과 합하여 담수생태계의 질적인 악화를 더욱 가중시킬 수 있다.

이와 같은 전지구적 환경문제에 대응하기 위하여 21세기 세계 지구촌의 물 환경관리 패러다임은 생태계의 건전성 확보와 인간-자연의 상생을 통한 지속 가능한 순환형 시스템을 구축하는 것이며, 오염되거나 훼손된 수환경의 개선에 있어서 친생태적인 접근방법을 요구하고 있다. 우리나라 물 관리정책의 최종목표는 세계적인 추세와 크게 다르지 않으며, 수생태계 건전성 확보와 복원 및 비점오염원의 관리에 두고 있다 (환경부, 2005). 따라서 미래의 물 환경관리의 정책방향은 생태계의 건전성 회복과 경제성을 동시에 추구하며 인간과 조화로운 관계를 유지할 수 있는 종합적 내용이 포함되어야 할 것이다.

저수지와 인공호를 포함하는 호소시스템은 상수원, 농업용수, 산업용수

및 생태서비스용수 등 다양한 가치를 제공하는 중요한 담수자원이다. 그러나, 지구상에서 전체 육수 (inland water)의 불과 1.45%에 지나지 않는 호소시스템은 양적으로 근원적인 한계를 가지고 있다. 더욱이 우리나라를 포함하는 세계적으로 많은 국가들에서 산업화와 도시화 과정을 거치면서 수질이 악화되고 있다. 세계적으로 직면하고 있는 담수자원의 양적, 질적 악화는 기후변화 및 인간활동에 의한 수문학적 교란과 부영양화에 의한 수질의 악화가 가장 큰 원인이며, 그 결과 생태계 건강성의 악화와 자연적 균형의 저하가 나타나고 있다 (Postel, 1995). 이러한 결과들은 수자원의 효율적인 이용을 크게 저해하며 물 부족을 더욱 가중시키는 결과를 초래한다.

수질 및 수생태계 건강성의 악화는 자연적, 경제적으로 피해를 주며, 물 문제의 가장 원인이 되고 있는 부영양화 (cultural eutrophication)는 급격한 인구집중과 도시화에 따른 물 수요의 급증에 대응하기 위한 많은 저수지 건설, 이들 집수역에 지속적인 생활 하수를 포함한 다양한 산업 하, 폐수 (점오염원), 강우와 미처리수 (비점오염원) 등의 유입으로 인하여 수중 내 영양물질의 증가와 높은 수준의 상태를 의미한다. 부영양화는 조류대발생(algal bloom)을 유도하여 투명도 감소, 악취 및 독소발생, 경관악화 등 다양한 수질문제와 인간을 비롯한 다양한 생물들에게 위협을 주고 있으며, 특히 수돗물에 물 냄새를 유발하는 등 원할한 물 공급에 어려움을 주고 있다 (Oksiyuk 1965; Sakevich 1970; 임 등 2000).

온대 지역에서 수계의 영양물질이 증가할수록 남조류(고온기)와 규조류(저온기) 등이 급격하게 성장하는 특성을 보이며 (Wetzel 1983; Kilham *et al.* 1986; Leitao 1995), 이러한 현상은 국내 하천 및 호소에서도 흔히 발견되고 있다 (서 등, 2005; Cho *et al.* 1998; Ha *et al.* 2002; Kim and Hwang 2004; Hong *et al.* 2002; Han *et al.* 2002). 지금까지 세계 여러 나라에서 부영양화 (조류발

생)의 대응책으로 다양한 물리-화학적 기술 - 영양물질 유입 억제시설물, 차광막, 준설, 가압부상법, 응집처리, 인불활성화, 살조제, 제초제, 황산동, 황토 살포 등을 시도하여 왔으며, 일부 기술들은 안정화 단계에 진입하여 이미 기업화 혹은 상품화되고 있다 (Cooke *et al.* 2005). 그러나 이런 기술들은 효과를 지속하기 위하여 반복적인 적용이 불가피하며, 반복된 적용으로 인한 새로운 수질문제를 야기하는 2차 오염물질의 생성이라는 단점을 가지고 있어 새로운 대응책이 요구되고 있는 실정이다 (Lee 1980; Mitchell 1974; Reyssac and Pletikosic 1990).

이에 따라, 시도된 생태친화적인 수질개선 방법들은 주로 1) 먹이연쇄 또는 영양단계간의 생물상호작용을 이용함으로서 조류포식자인 동물플랑크톤의 번성 유도, 2) 포식자 또는 경쟁자의 최적 성장조건을 조절하고 관리함으로써 조류 번성 억제, 3) 박테리아, 바이러스 또는 이들의 분비물질을 이용한 직접 또는 간접적 조류제어 등이다. 그러나 적절한 생물의 선정 및 관리의 어려움, 장기간 생물적용에 따른 급속한 생태계 천이는 수자원의 개발 및 보존에 역행하는 결과를 초래하기도 한다. 예를 들면, 부영양호수내 유해조류 밀도 제어를 위해 도입한 육식성 어류는 토착종 어류를 소멸시키고, 수산업 및 관광산업을 점차 쇠퇴시켰다. 이처럼 생물조작을 이용한 수질개선 및 생태복원은 해결하기 힘든 어려움이 있다. 이러한 문제 해결을 위해 적용된 생물은 반드시 안정된 서식공간이 확보되어야 하며, 다른 생물과의 관계를 충분히 고려하여야 원할한 성장 및 환경에 대한 작용이 가능하다. 결국 생물조작을 위한 도입생물의 특성, 대상수역의 생물군집 또는 생태계에 대한 이해, 그리고 생물적용 이후 예상되는 변화를 정확히 예측하여야 한다. 따라서 외래종 도입(invasion)으로 인한 토착종 소멸의 위험성과 폭발적인 증식(outbreak)에 따른 새로운 문제를 발생시킬 것으로 예상되는 생물, 조작후 재수확(harvesting)이나 양적 조절(biomass

control)이 불가능한 생물, 배타성(allelopathy)이 높아 대상생물 이외 다른 생물에 높은 치사율을 발생시킬 우려가 있는 생물 및 적용생물의 관리 및 사후 처리에 대한 높은 비용 등을 고려해야 한다.

지금까지 국내에서 시도해온 생태친화적 수질개선 노력은 선진국과 비교하여 생물종이나 기술면에서 크게 차이가 없다. 대표적인 생물은 어류 (김 등 2000), 살조세균 (김 등 2006), 부착조류 (황 등, 2005), 재첩 (황 등 2005), 인공식물섬 (안 등2006)과 섬모충 (김 등 2005) 등이 있다. 그러나 이들 연구들은 1) 주로 실험실에서 이루어졌으며, 현장 저수지나 하천에서 실시한 경우는 거의 없다. 2) 유용생물을 적용시킨 이후 수환경 변화가 예측 불가능함으로써 정부나 지자체에서 규제를 하기 때문에 상수원 저수지나 하천을 대상으로 자유로운 연구를 진행하기 어렵고, 3) 이미 대발생한 조류를 직접적으로 제어하기보다는 식물섬이나 부착조류를 이용하여 수중내 영양염 농도를 감소시킴으로서 조류성장을 억제하는 간접적인 방법이 이용되어 왔다. 또한 4) 생물적용 후 재수확이나 적용기간 동안 강한 바람이나 태풍에 의하여 다시 수중 내 영양물질로 작용하게 되는 악순환이 발생하기도 하였다. 따라서 우리나라 농업용 저수지의 생태친화적 수질개선은 많은 기술적 또는 행정적 노력이 동시에 필요하다.

따라서, 본 연구에서 사용한 국내산 담수 패류는 다음과 같은 특성을 있어 적용대상으로 하였다. 1) 오염이 심한 농업용 저수지를 대상으로 조류의 직접적인 제어능이 탁월하고, 2) 갑작스런 수환경변화 (태풍, 바람)에도 대응력이 강하며, 2) 적용이후 대량번성 (outbreaks) 위험성이 낮고, 3) 국내산 패류를 이용함으로서 생태계 교란성 위험도가 낮으며, 4) 산업적으로도 경제성이 입증된 바 있는 국내산 토종 패류 (말조개, 칼조개, 참재첩, 재첩, 우렁이 등)을 대상으로 하였다. 이러한 패류의 섭식능은 이미 여러 연구에 의해 입증된 바 있

으며 (Gosling 2003; Hwang *et al*., 2004), 지역적으로 특이하고 다양한 종류가 분포하는 우리나라의 경우, 높은 잠재성을 가지고 있다.

이와 함께, 일반적으로 사용되어온 실험의 최적화 기법은 다른 인자는 고정하고 하나의 인자만을 변화시키면서 최적화를 수행하여 왔다. 그러나 이러한 실험방법은 각 실험인자 간의 상호 인과관계를 고려하지 않아 결과물의 신뢰성에 한계를 나타내고 있다. 이러한 문제를 상쇄하기 위하여 다양한 통계적인 실험방법들이 적용되고 있다 (Jeong *et al*, 2007; Lee *et al*., 2002; Jeong *et al*., 2006). 일반적으로 상용되는 통계적인 실험방법 중 반응표면 분석법(response surface methodology)에서 사용되는 실험계획법은 랜덤 설계범 (random design), 다원배치 설계법 (full factorial design), Box-Benken 설계법, D-optimal 설계법, 중심합성 설계법 (central composite design) 등 다양하다. 랜덤 설계법은 균일 난수 발생기를 사용하여 무작위로 실험 점을 설정하게 되고, 다원배치 설계법은 각각의 설계변수를 주어진 수준으로 나누어 이루어진 모든 격자점을 선택하게 되는데, 이러한 실험 설계법은 수행하여야 하는 실험점들이 너무 많아 최적화에 많은 시간이 소요된다. 이에 반하여 중심합성 설계법은 2차 이상의 근사 반응함수를 만드는데 효율적인 것으로 알려져 있다 (Jeong *et al*, 2007; Lee *et al*., 2002). 따라서 본 연구는 수질개선에 적합한 유용생물을 개발하고, 저수지 현장에서 예비적 실험으로 mesocosm규모 실험과 소형저수지 전체를 대상으로 하는 모델실험을 단계적으로 거쳐 수질개선 효과를 입증하고, 이를 토대로 지속가능한 생태친화적 수질개선 방법을 정립하기 위하여 통계적 실험방법 중 하나인 반응표면 분석법을 적용하여 수질개선 변화에 영향을 미치는 여러 인자들의 영향을 확인하고 각 인자들을 최적화하고자 하였다.

제2 절 이론적 배경

1. Biomanipulation의 개념

자연상태에서 생물군집의 조절에 의한 수질관리에 관한 연구는 1950년대 후반부를 전후하여 주로 유럽을 중심으로 시작되었는데, Shapiro 등(1975)은 이를 Biomanipulation이라 명명하고 "Biomanipulation이란 수질개선을 위한 자연산 수생생물 군집의 관리"라고 정의한 바 있다. 또한 Moss (1992)는 생물관리(Biomanipulation)를 조류 (algae)의 섭식자의 수를 증가시키기 위하여 수생생태계의 먹이망을 조절하는 것으로 정의하기도 하였다. 얕은 호소나 저수지에서 대부분의 조류 섭식자는 *Daphnia sp.*와 같은 갑각류이며, 생물관리에서 대부분의 목표는 이러한 섭식자의 수를 증가시키는데 초점이 맞추어져 있다고 하였다. 이러한 과정은 육식 어류를 증가시키거나 초식 어류의 수를 감소시키는 것과 같이 어류 군집을 관리하는 과정을 통해 이루어졌다 (Perrow *et al.*, 1997).

저서 패류는 부유성의 식물플랑크톤을 상당하게 소비할 수 있다. 예를 들면, 말조개 *D. polymorpha*가 침입했던 1990년대 미국 허드슨강에서 여름철 조류 대발생 형성을 억제했다는 보고가 있었다 (Smith *et al.*, 1998). 이에 따라서 말조개는 강과 같은 하천에서 조류의 밀도를 감소시키고, 물의 투명도와 광 투과도를 증가시키는 역할을 하는 것으로 알려지면서, 생물관리에 있어 매우 효과적인 소재로 평가받고 있다 (Caraco *et al.*, 1997).

부영양화에 대한 생물학적 제어를 위한 이매 패류의 잠재적 이용 가능성은 Officer *et al.* (1982)에 의해 처음 제안되었다. 이들이 제안한 수학적 모델은 영양염이 풍부하고, 수심이 얕으며, 체류시간이 길고 이매 패류의 밀도가 높은 환경조건에서, 해양 저서 이매 패류가 algal growth를 제어할 수 있다는 것을

증명하기 위하여 고안되었다. Ogilvie and Mitchell (1995)은 뉴질랜드의 얕은 호소에서 서식하는 담수 패류인 *Hyridella menziesi*가 많은 양의 식물플랑크톤의 밀도를 감소시킬 수 있도록 충분한 양의 물을 여과하는 것으로 평가하였다. Reeders *et al*. (1989) 등은 네덜란드의 호소에서 말조개 *D. polymorpha* 개체군의 여과율을 계산함으로써 이와 유사한 결론을 도출하였다. 그러므로, 담수산 이매 패류가 호소 생태 복원을 위한 생물관리 소재로 높은 잠재력을 보유하고 있는 것으로 평가되었다 (Reeders and Bij de Vaate, 1991; Ogilvie and Mitchell, 1995; Moss, 1992).

2. Biomanipulation의 작용

생물관리의 개념은 얕은 호소 생태계에서 두 개의 대체가능한 안정된 생태적 원리에 기초로 하였는데, 하나는 침수식물에 의해 우점되어 있는 투명한 물 상태, 다른 하나는 높은 algal mass와 높은 영양염 농도에 의하여 혼탁된 상태를 지칭하는 것이다. Fig 1은 이러한 대체적인 상태를 안정화시킬 수 있는 음(-)의 피드백 네트워크를 보여주고 있다. 수체 내에서 대체적인 상태를 제어할 수 있는 주요한 요소는 영양염, 대형식물과 물의 탁도이다. 대형식물과 탁도는 상호 반대적인 관계에 놓이게 되는데, 높은 탁도는 빛의 투과도를 감소시킴으로써 침수 식물의 성장을 저해하고, 반대로 침수식물은 수체 운동을 완충함으로써 탁도를 감소시키는 작용을 하기 때문이다.

또한, 높은 영양염 상태에서 식물플랑크톤의 성장이 촉진되어 탁도를 증가시키고, 반대로 침수된 대형식물의 성장을 저해하게 된다.

영양염 농도가 극한 상황일 때, 두 가지의 안정된 상태를 보이는 영역이 존재할 수 있고, 영양염 농도가 중간적인 상태에 질소와 인을 투입하는 직접적인 제어가 필요없이, 조류 섭식자의 수를 증가시킴으로써 생태계가 교란될 수 있다. 이러한 수준에 도달하게 되면, Fig 1에서와 같이 음의 피드백은 깨끗한 상태를 유지되도록 한다 (Scheffer *et al.*, 1993).

탁한 생태계를 교란할 수 있도록 사용되는 일반적인 방법은 어류 개체군을 대량으로 감소 (>75%, recommended by Perrow *et al.*, 1997) 시키는 것이다. 이 방법은 저서에서 섭식하는 어류에 의해 바닥의 침전물이 재부유하는 것을 감소시키고, 동물플랑크톤이 어류에 의해 섭식당하는 것을 감소시킴으로써 동물플랑크톤의 수가 급격하게 증가되도록 하는 방법이다.

이렇게 되면, 동물플랑크톤은 식물플랑크톤을 섭식하게 되고, 이에 따라 물의

탁도는 감소하게 된다. 감소된 탁도는 바닥 침전물의 재부유를 막게 되고, 이에 따라 침수된 대형식물이 성장하게 된다. 수체 내에 대형식물이 나타나게 되면, 전체 수생태계를 안정화시킨다. 대형식물은 수중의 영양염을 식물플랑크톤과 경쟁하고, 또한 식물플랑크톤의 성장을 억제할 수 있는 타감물질 (allelopathic chemicals)을 방출한다. 그리고 침전물을 식물의 뿌리에 부착시킴으로써 이들이 재부유하는 것을 막게 되어 탁도를 감소시키게 된다. 또한 대형식물은 동물플랑크톤이 어류의 섭식활동에 대한 피난처를 제공하는 역할을 하게 된다. 이러한 기작에 의해 안정화된 생태계에서 후에 어류의 개체수가 다시 증가하고 수생태계를 깨끗한 상태로 유지된다 (Meijer *et al.*, 1999).

3. Biomanipulation 소재로서의 담수 패류

수생태계에서 담수 패류를 투입하는 것은 어류가 식물플랑크톤를 섭식하는 것과 유사한 효과를 기대하기 때문이다. 이와 같은 결과로 식물플랑크톤과 물의 탁도가 감소되는 작용이 일어난다 (Fig 1 a과 b). 패류는 식물플랑크톤을 섭식함에 따라 직접적으로 제어하는 것이며, 플랑크톤 섭식 어류를 제거하는 것은 식물플랑크톤을 간접적으로 제어하는 것으로 약간의 차이가 있다. 이러한 어류를 제거하면 탁도가 감소하게 되는데, 이는 저서성 어류가 더 이상 침전물을 재부유시키지 못하기 때문이다. 반면, 패류는 모든 미립자 (식물플랑크톤과 부유물을 포함)을 여과함으로써 탁도를 감소시킨다. 또한, 패류의 대사과정을 통해 배출되는 분변 (faeces and pseudofaeces)은 미세한 부유성 입자들을 서로 결합시켜 재부유하지 못하도록 하는 기능이 있다 (Prokopovich, 1969).

수체에 패류를 투입하는 것은 장기적으로 수중 생태계에 이롭기 때문인데, 이는 대부분의 패류가 10년 이상의 수명을 가지고 있고 (Bauer, 2001), 투입된 수체 내에서 증식이 되면, 상당히 오랜 기간동안 그들의 개체군을 유지할 수 있기 때문이다. 패류를 계절의 도입부에 투입하면 물이 탁해지는데 영향을 미치는 봄철 식물플랑크톤의 대발생을 감소시킬 수 있는 특별한 이점을 볼 수 있으며, 계절의 후반부에는 물이 깨끗한 상태를 유지할 수 있도록 음의 피드백 네트워크를 형성하게 되어 청정한 생태계를 유지할 수 있게 역할을 한다.

과거부터 수심이 얕고 특정한 패류가 많은 수체에서 조류의 양이 매우 적고 물이 투명하다는 사실이 알려져 왔다 (Prokopovich, 1969). 이는 퇴적물에서 서식하는 저서생물 중 부유물질을 걸러 먹으며 생활하는 생물에 의한 것이다. 부유물질 중 생물성 고형물(bioseston) 및 비생물성 고형물(abioseston) 모두 이러한 생물의 섭식원이 된다. 이매 패류는 수중의 고형물 중에 섬모활동으로

먹이를 선택한 후 생물성 고형물 중 소화성 조류를 동화하여 성장에 이용하고, 비생물성 고형물과 비소화성 조류는 부소화물질로 배출하는데 이 배출물질은 점액(mucus)에 의해 응축되어 pellet으로 퇴적된다 (Fig 2).

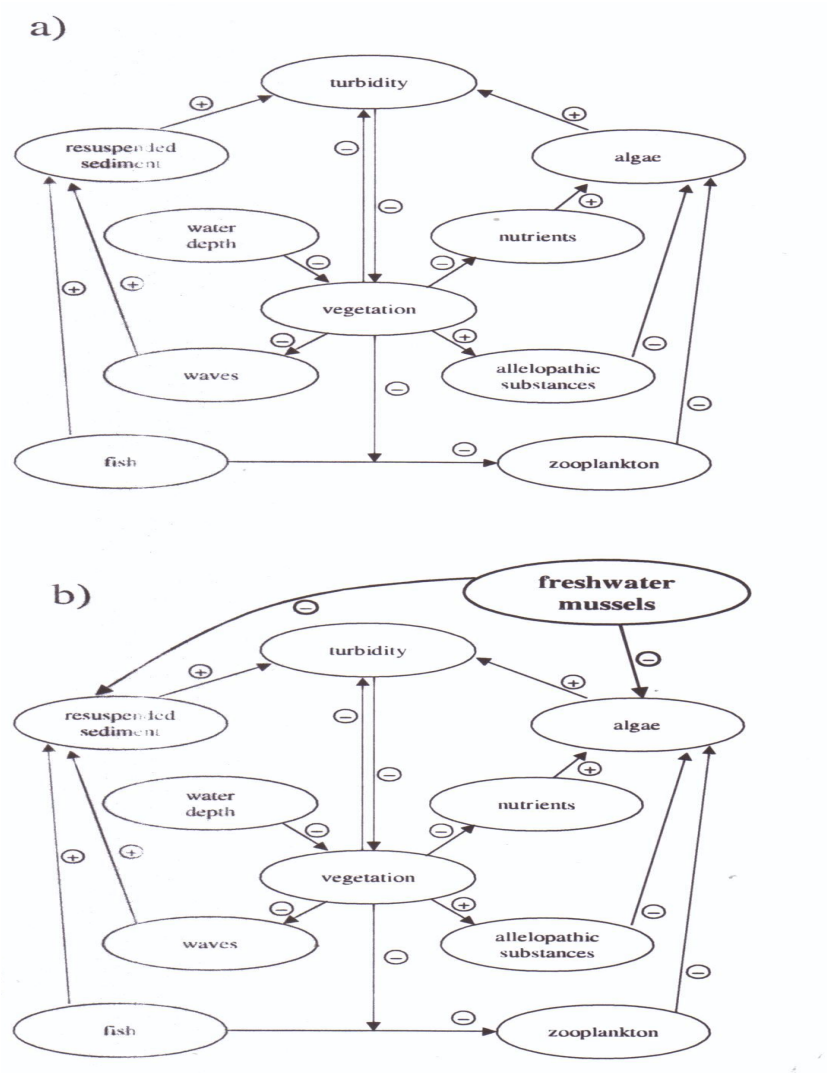


Fig 1. (a) The main feedback loops believed to be responsible for the existence of alternative stable states in shallow lake ecosystems from Scheffer *et al.*, 1993); (b) the predicted effects of mussels on different components of these ecosystems

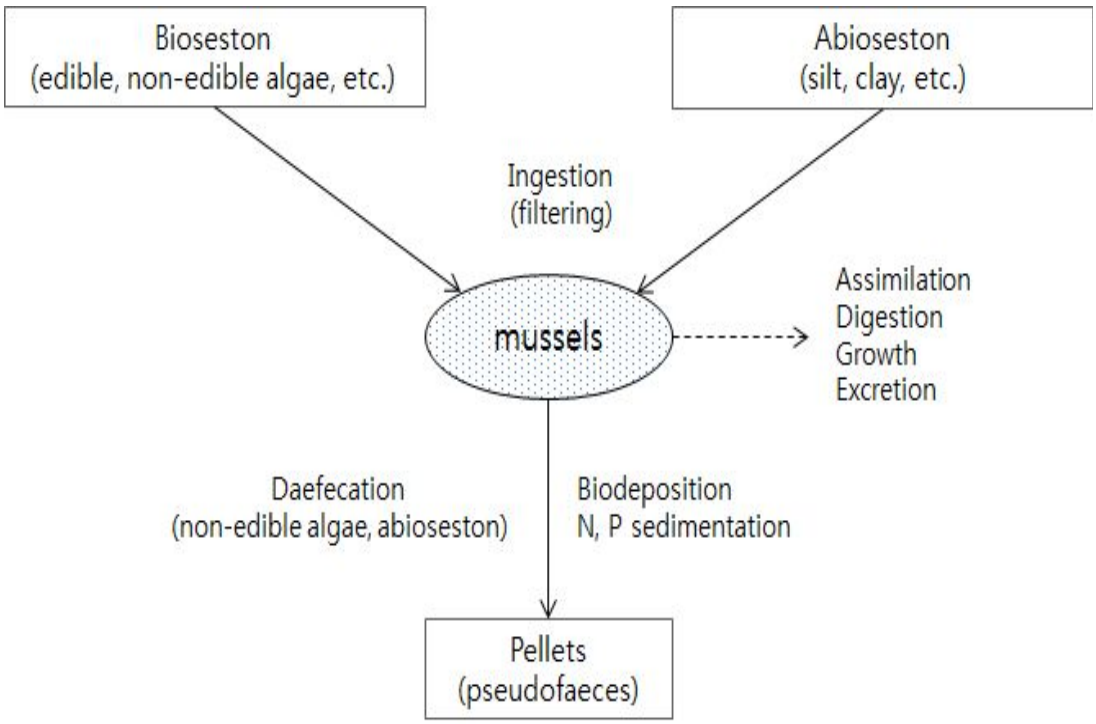


Fig 2. Top-down effect and Bottom-up effect by mussels in water bodies

제3 절 연구동향

1. 국내외 연구 현황 및 문제점

외국의 호수 수질개선 및 관리기술의 개발은 상당히 진전되었다 (US EPA, 1990; NALMS, 2001). 반면, 우리나라의 경우에는 유역과 호소생태계를 포함하는 통합적인 계획과 관리보다는 주로 공학적인 하폐수처리에 중점을 두어 왔으며, 다양한 요소기술의 특성화 뿐 만 아니라 기술적인 조합에서도 외국과 비교할 때 상당히 미진한 부분이 많다.

여기에는 여러 가지 이유들이 있겠으나 호수를 종합적인 생태계로 인식하는데 미흡하였고 유역의 관리를 동시에 고려하지 못한 측면도 있었다. 또한 인공댐호의 유역 및 구조적 특성과 호수 내부의 특성을 충분히 이해하지 못한 상태에서 이미 개발된 기법이나 기술들을 그대로 접목함으로써 문제가 있었다. 특히, 재원의 문제로 인해 가능성 있는 기법이나 기술들이 충분히 지원되지 못하였다. 따라서 개발된 기법이나 기술의 적용성, 경제성과 효율성의 문제는 앞으로 호소 관리에서는 피할 수 없는 부분이며, 이러한 측면에서 지금까지 상대적으로 크게 미흡하였던 생물관리 및 생물공학적 기법을 이용한 기술의 개발이 크게 요구된다.

호소 관리를 위해서는 많은 기술들이 모두 적용될 수는 있겠으나 (Table 1), 효율성이 구비된 경제적·친환경적·적용성 있는 현실적인 기법을 고려하는 것이 중요하다. 예를 들면, 바닥에 유기물이 많이 축적되어 내부 오염부하가 큰 호수를 관리하기 위해서는 우선적으로 퇴적물을 처리하는 것이 1차적인 대안이며, 이 경우 친환경적인 퇴적물 제거가 기존의 토목 준설의 대안일 수 있다 (농림부, 2005). 또한 현실적으로 부영양화에 원인이 되는 질소와 인을 제

대로 처리하지 못하고 있으므로 호소 내에서의 이러한 제한영양염을 제거하는 기술의 적용이 필요하다. 또 한편으로는 보다 친환경적인 생물학적/생물공학적 수질개선 기법을 통한 장기적인 효과를 도모하는 것이 중요하다. 과거 어류와 패류의 이용과 같은 생물학적 수질개선 기법개발이 시도된 바도 있으나 (농림부, 2005), 실용적인 측면에서 생물조절 기법이나 생물공학적으로 유용생물이나 그 부산물을 이용하는 측면의 종합적 연구개발은 아직 개선의 여지가 많다.

그동안 적용되었던 물리·화학적 수질개선 공법들은 고비용, 한시적 효과 등의 문제점을 가지고 있으므로 이와 차별화된 저비용, 고효율, 효과 지속적인 기법의 개발이 요구된다. 국내외적으로 다양한 개별 기술들에 대한 실험실 수준에서의 단독적인 효과는 대부분 검증되고 있는 것이 사실이나 (농림부 2005; Cooke *et al.*, 2005), 실제로 현장에서 많은 기법이나 기술들이 효율성, 친환경성과 경제성 등에서 상당한 한계를 보이고 있다. 이러한 문제들을 해결하기 위해서 호소생태계의 공간적 구성요소 전체를 대상으로 다원적인 기술들의 조합을 통한 접근이 매우 중요하다.

Table 1. Applicable techniques of water treatment in freshwater lakes.

처리방법	단기간 효과	장기간 효과	비용	조 건
준설 (Dredging)	G	F	H	· 수심이 얕고 내부부하가 큰 호소 · 준설토에 대한 후처리 방안이 수립되어야 함
퇴적층피복 (Sediment Covering)	G-E	P-F	H	· 내부부하가 큰 호소 · 비용이 많이 들고 유지보수가 어려워 적용이 어려움
생물수확 (Harvest)	F	P-F	H	· 비교적 소규모의 부영양하고 외부부하가 적은 호소에 적용 · 수생생물의 경우에는 수질에 미치는 긍정적인 효과와 부정적인 효과에 대한 검토 후에 수확시기 등을 결정하여 적용 · 수확된 생물의 처리방법이 수립되어야 함.
인불활성화 (Phosphorus inactivation)	G-E	P-F	L	· 내부부하가 큰 부영양 호소에 적용가능
유로변경 (Diversion)	G-E	E	H	· 외부부하가 크고, 유로거리가 짧은 호소에 적용가능
희 석 (Dilution)	G-E	E	H	· 희석수로 사용가능한 수원이 인근에 위치한 경우에 적용가능
폭기 (Aeration)	P	F-G	H	· 수심이 깊고 규모가 작은 호소에 적용가능 · 심층폭기는 심층무산소층이 형성되고 내부부하가 큰 호소에 적용가능 · 전층 폭기는 내부부하보다는 외부부하가 크고 수심이 깊은 호소에 적용가능
가압부상 (Dissolved air flotation)	E	P	H	· 부영양화와 녹조현상 정도가 심한 호소에 적용가능 · 단기간에 큰 효과를 도모하는데 유리
선택적방류 (Selective discharge)	F-G	F-G	H	· 내부부하가 큰 호소에 적용 가능하며 도수관 설치가 용이한 호소에 적용가능
생물조절 (Biomanipul-ation)	F-G	E	L	· 다른 공법과의 연계적용시 효과 상승 · 생물서식처의 확보와 동시에 고려되어야 함. · 경제성이 높고 친환경적
생물공학 (Biotechno-logy)	F-G	E	L	· 호소의 퇴적물 분해 및 조류제어에 동시 적용가능 · 다른 공법과의 연계적용시 효과 상승 · 적용생물 및 제재에 대한 생태계 안정성이 확보되어야 함 · 경제성이 높고 친환경적

(주) E=Excellent, G=Good, F=Fair, P=Poor, H=High, L=Low
* 상기한 조건은 도두 일반적인 적용범위 혹은 결과이며, 적용기술과 대상호소의 적정성에 따라 높은 효과를 기대할 수 있음.
* 출처: 농업용저수지의 녹조제어 기법 개발(2005), 농림부

2. 관련기술의 국내·외 수준

저수지를 포함하는 호소생태계의 전반적인 수처리나 관리기술 (특히, 공학적 처리부분)에 대한 세계적 수준은 이미 기업화단계로 들어섰다고 평가된다 (Cooke *et al.*, 2005). 북미와 유럽 그리고 일본을 포함하는 선진국에서는 호소관리를 위해 다양한 기술들이 이미 실용화되어 보편적으로 적용되고 있다. 외국에서 상품화된 호수관리기술에는 미생물제재, 수초제거기법, 흡입식준설, 폭기, 응집부상, allelochemical 등이 주로 적용되고 있다. 한편으로 선진국에서 홍보와 교육적 측면에도 상당한 노력을 기울이고 있다. 미국의 경우 EPA (2001) 및 관련학회나 기관 (북미호수관리학회: NALMS, 국제호수환경위원회: ILEC)에서 호소관리에 관한 가이드라인을 제시하고 있으며, 일반인들에게도 교육과 홍보가 꾸준히 진행되고 있다.

국제적으로 선진국 수준에서 물리·화학적인 개선기법들은 개발 및 적용수준에서 대부분 완성단계에 이르렀다고 평가되며, 현재는 이들 기술들의 효율과 적용성을 높이는 쪽에 연구개발이 집중되고 있다. 자연적 방법을 기본적으로 이용하는 생물관리 및 생물공학적 수환경 개선 기법은 일부는 적용단계에 이르고 있으나 아직도 다양한 방법들이 기술향상을 위한 연구개발 과정에 있으며, 공학/화학/물리학적 베이스의 처리기술에 비해 상대적으로 수준이 미흡하다. 생물조절 방법 중에서 상품화된 기술은 미생물이 포함된 액제 혹은 분말을 이용하여 유기물을 분해, 제거하는 방안이며, 그 외에 부착매질을 활용하는 기술 등에 불과하다.

생물조절 (biomanipulation) 이론은 1960년대 초 유럽에서 호소의 먹이연쇄에 있어 top-down 조절이라는 개념이 태동된 이후 (Hrbacek *et al.*, 1961), 미국을 중심으로 1970년대 이후에 활발한 연구가 진행되었다 (Shapiro, 1990).

먹이연쇄나 생물조절을 이용하는 방법 중에는 어류를 조절하여 top-down 효과를 창출하여 동물플랑크톤으로 하여금 조류를 제어하거나 또는 직접 조류를 섭식하는 어류를 도입하는 방법이 있다. 생태계와 먹이연쇄의 복잡성으로 인해 네덜란드에서 일부 성공적인 사례 (Hosper, 1997)도 있으나, 실제로는 공간적인 변이가 상당히 큰 것으로 나타나고 있다.

그러나 생물조절은 광의의 측면에서 볼 때, 어류만을 포함하는 것이 아니라 생태계 먹이망 구성요소 전체를 대상으로 하므로 패류, 동물플랑크톤 및 미소생물들을 모두 포함한다. 따라서 이러한 생물들의 특성을 파악하여 적절하게 활용하고 적용하는 것이 관건이다. 어류의 이용기술은 이미 적용단계이며, 다만 해당 생태계의 어류나 다른 생물·화학적 특성의 파악이 선행되어야 하므로 이에 대한 진단과 평가에 있어서 차이는 있다. 그 외에 여과섭식 생물(패류, 동물플랑크톤 등)을 이용하는 기술들이 연구된 바 있으나 완성단계에는 이르지 못하고 있다.

지금까지 국내의 호소환경 개선 분야는 그간의 급속한 부영양화와 생태계 교란 등 환경적 문제의 사후해결에 주안점을 두어온 것과 유관하게 지속적인 투자에 의한 원천기술의 개발과 적용보다는 외국에서 원천기술을 도입하여 이를 빨리 적용하는 쪽으로 기술발전이 이루어져 왔다. 이로 인해 유역과 호소환경 전반에 대한 충분한 진단과 평가를 통한 적용성과 실효성이 높은 국내 기술의 개발은 미흡한 실정이다.

즉, 국내에서 연구 개발된 호소의 수질개선기법들은 대체로 외국에서 차용된 기술들이 대부분이며, 이를 국내 현실에 맞게 개량, 보완, 적용하는 수준에 있다. 오염물질 침강지 준설 등을 이용한 물리적기법, 초미세기포를 이용한 가압부상방법, 폭기 등 기계적 방법, 또는 응집처리, 인불활성화처리, 살조제처리 등 화학적 처리기법들이 개량을 통해 적용되고 있다. 생태공학 혹은 생물학적

처리기법으로는 인공습지, 인공식물섬, 미생물접촉제, 초어도입, 동물플랑크톤 배양지와 미생물배양제제 (조절제) 등을 활용하는 수준에 있다. 국내의 생물조절 및 생물공학적 기법을 활용한 호소 수질환경 관리 분야의 경우는 외국에 비해 아직도 상당히 미흡하며, 그간 단편적으로 연구가 진행되어 왔다. 호소의 수환경개선을 위한 생물학적 처리기법으로 인공습지, 미생물접촉제 개발 등이 대표적이며, 이와 관련된 연구는 많이 진행된 상태이나 생물 섭식 및 분해, 생장저해 등과 같은 생물간의 조절작용을 활용한 생물학적 처리기법의 연구는 상당히 부진한 상태이다. 특히, 어패류, 동물플랑크톤, 미생물조절제 등의 처리기법은 현장적용시 안정적인 처리 효과가 충분히 입증되지 않고 있으며, 아직까지는 외부에서 다량 배양하여 처리하는 고비용의 비효율적 방법을 적용하고 있는 단계에 있다.

3. 국내 · 외 선행연구 현황

가. 국내 · 외 선행연구현황

생물을 이용하여 오염된 물을 정화하거나 수환경을 개선하는 방법은 생태공학적(ecological engineering) 혹은 생물공학적 (bioengineerting) 범주에 속하며 여기에는 수생관속식물, 미생물, 조류 (algae), 대형 동물플랑크톤, 어류 및 패류 등이 대상이 된다. 생물을 이용하여 수질을 개선하는 기술은 생물의 관점에서 본다면 오염된 물로부터 생물들이 영양물질을 흡수하여 성장하는 것이지만, 이용자의 관점에서 본다면 이들 생물의 최적 성장조건을 조절하고 관리함으로써 오염물질을 제거할 수 있으므로, 공학적 기술에 비하여 보다 경제적이고 장기적이며 친환경적 효과를 기대할 수 있다.

생물을 이용하는 수질개선 분야에서 부레옥잠, 갈대, 생이가래, 줄, 꽃창포, 부들, 미나리 등과 같은 다양한 수생관속식물들이 외국에서 뿐 만 아니라 최근 국내에서도 다양하게 연구되어 왔으며, 처리 환경과 식물의 종류에 따라 어느 정도의 수질개선 능력이 있음이 보고되었다 (변 등, 1985; 공 등 1996; 김 등 1991; 안과 공 1995). 연구 개발된 식물들은 인공습지나 인공식물섬에 도입되는 식물들로 활용되거나 기타 하천이나 저수지 수변부에서의 복원에 주로 활용되어 왔으나, 실제 다른 수생생물의 서식지와 다른 생물의 활성증대를 위한 역할을 현장에서 연구된 사례는 없다. 또한 식물의 타감작용 (allelopathy)을 활용하는 조류제어 방법들이 국내에서 연구된 바 있으나 (국립환경연구원, 1998), 실용화 수준까지는 이르지 못하고 있는 실정이다.

생물을 이용하여 조류를 제어하는 생물조절적 연구는 조류를 직접 섭식하거나 조류의 성장을 저해 혹은 치사시키는 (천적생물) 등 수계 환경에서 각 생물군들이 가지는 특성을 이용하게 된다. 또한 먹이연쇄를 통한 Top-down 작

용을 이용하여 간접적으로 다른 생물의 작용을 유도하는 방법을 이용할 수 있다. 조류제어를 위한 미생물학적 연구는 주로 미생물 먹이연쇄를 구성하는 생물들을 활용하는 연구들이 수행되어 왔다. 예를 들면, 녹조발생 원인 종인 *Stephanodiscus hantzschii*의 생물학적 제어에 관한 연구 (김 등, 2004), 섬모충 및 박테리아를 이용한 *Microcystis aeruginosa* 제어와 관련한 연구 (김 등, 2003), 세균에 의한 남조류 분해에 관련한 연구 (김 등, 2003) 등이 있으나 이들의 실용성 (현장적용성)에 대해서는 아직 검증이 되지 않은 상태이다.

동물플랑크톤은 조류의 직접적인 섭식자이므로 먹이연쇄에서 포식자로서 직접적인 효과를 발휘한다. 여과섭식의 특성을 가진 대형동물플랑크톤 (특히, 물벼룩)의 섭식능력 및 효율, 섭식에 관여하는 환경 및 먹이 조건 등에 대한 연구는 먹이사슬 동태학적 연구에서 에너지흐름적 측면에서 많은 외국 연구사례들이 있으나 (Carpenter *et al.*, 2001; Hwang 1995), 국내에서는 이 분야의 연구가 아직 미진한 상태이다.

여과섭식성 이매패류는 여과능력이 탁월하므로 (Gosling 2003; Hwang *et al.*, 2004) 이들을 수질개선에 응용하고자 하는 노력들이 유럽을 중심으로 연구되어 왔다. 지역적으로 특이하고 다양한 생물학적 여과자로서 이매패류 (bivalves)의 적용은 수중의 유기물 제거에 상당한 잠재성을 가지고 있다. 유럽과 북미 (특히, 오대호)에서 담수 이매패인 얼룩말조개 (zebra mussel)의 생리・생태학적 연구 (Nalepa and Schloesser, 1993)가 상당히 진행되었으며, 그 결과를 이용한 수질개선에 시도되었다 (Neumann and Jenner 1992; Reeders and Vaate 1990). 국내에서 재첩과 말조개 등에 대한 여과율의 연구 (정 등, 1997; 황 등, 2002; Hwang *et al.*, 2004)가 단편적으로 실내와 mesocosm 수준에서 수행된 바 있다. 그러나 국내에 서식하는 여러 담수산 이매패류에 대한 기초 생리・생태학적 연구는 아직도 별로 축적되지 못하고 있으며, 앞으로 패류의 서식지 확보와 대상 패류의 효율극대화 등을 통한 현장적용에 대한 연구

가 필요한 실정이다.

나. 생물관리 및 생물공학을 이용한 국내 선행연구 사례

지금까지 알려진 부영양 저수지의 수질개선 방법들은 크게 세가지 방법 화학적 (준설, 퇴적층 포장, 퇴적층산화, 퇴적층분해, 성층화 파괴, 심층 폭기 및 산소공급, 인 불활성화, 무산소층 파괴), 물리적 (희석, 빠른 유입, 인공적 성층파괴, 초음파, 남조 직접수거, 퇴적물 건조), 생물적 (생물조작, 초식성어류, 수생식물과 부착생물, 기타 생물)과 algicides 이용 (무기 또는 유기물질, 천연물질, 분리물질) 으로 구분할 수 있다 (Drabkova, 2007). 앞의 두 가지 방법들은 처리효과가 빠르고 뚜렷하지만 비용이 많이 들고 일시적이기 때문에 반복적인 처리가 불가피하며 (Jeffries and Mills, 1990; Welch, 1984; Reyssac and Pletikisic, 1990), 이로 인한 다른 수중생물에 대한 독성(Lee, 1980, 1989; Mitchell, 1974), 그리고 새로운 오염원으로 작용 (Reyssac and Pletikosic, 1990) 하는 등의 단점을 가지고 있다. 이러한 단점을 보완하고 생태계 교란을 최소화할 수 있는 생태친화적 방법으로서 다양한 기능성 생물을 현장에 직접 또는 간접적으로 적용하는 생물조절 (biomanipulation)에 대한 연구가 매우 활발하다 (Hrbacek *et al*., 1961; Shapiro, 1978; Carpenters *et al*., 1985; Pillinger *et al*., 1994; Hosper 1997; Sigee *et al*., 1999). 생물조절 (biomanipulation)을 통한 수질개선 방법은 유럽에서 호소내의 먹이연쇄에 top-down 조절이라는 개념이 도입된 이후 (Hrbacek *et al*., 1961), 미국을 중심으로 활발한 연구가 진행되었다 (Shapiro, 1990). 생태친화적 수질개선의 일환으로 어류 (Carpenters *et al*. 1985; Fukushima *et al*. 1999), 동물플랑크톤 (Lampert *et al*., 1986), 살조세균 (Sigee *et al*., 1999; Manage *et al*., 2000; Choi *et al*., 2005), 패류 (Heath *et al*., 1995; Lavrentyev *et al*., 1995; Jack and Thorp, 2000), 수생식물 (Hill, 1986; Zhenbin

et al., 2007)등의 유용생물을 이용한 사례들이 있었다. 그러나 생물조절을 이용한 방법의 적용에 있어 일부 성공적인 사례 (Hosper, 1997)가 있었으나 생태계를 구성하는 여러 요인들의 복잡성 및 그에 따른 대상생물의 현장 적응성 문제 등으로 인해 실제 적용 가능한 기술수준으로까지 발전되지 못하고 있다. 그러나 생물조절을 통한 수질개선 기술은 대상생물에 적합한 환경을 조성하고 최적의 관리를 병행한다면, 생물의 자연스러운 활동을 통해 수질오염을 개선할 수 있는 친환경적이며 경제적인 방법이 될 수 있기 때문에 꾸준한 연구가 진행중이다.

패류의 섭식활동 및 성장은 주로 패류의 종류나 밀도 (Welker and Walz, 1998)를 포함한 서식환경의 다양한 환경조건 - 수온 (Reeders and Vaate, 1990; Fanslow *et al*., 1995), 유속 (Leversee, 1976; Mcfadden, 1986; Wildish and Saulnier, 1992; Cole *et al,* 1992; Wildish and Saulnier, 1992; Grizzle *et al*., 1992), 수중내 먹이의 농도와 질 (Dorgelo and Smeenk, 1988; Sprung and Rose, 1988)에 따라 결정된다. 대표적인 기능성 생물의 하나인 패류 (bivalves)의 수질개선능 (유기물 감소 및 투명도 증가)에 대한 연구는 유럽과 미국 (예, 오대호)을 중심으로 얼룩말조개 (zebra mussel)에 대한 생리·생태학적 연구가 진행되면서 활발해졌다 (Neumann and Jenner, 1992; Reeders and Vaate, 1990; Nalepa and Schloesser, 1993; Gosling, 2003). 패류의 여과율은 식물플랑크톤의 종 조성 (Hwang, 1996)이나 패류 밀도 (Welker and Walz, 1998), 수온 (Walz, 1978; Reeders and Vaate, 1990; Fanslow *et al*., 1995), 먹이농도 (Winter, 1973; Dorgelo and Smeenk, 1988; Sprung and Rose, 1988), 섭식과정 중에 배출된 영양염에 의한 식물플랑크톤의 재생산 (Hwang *et al*., 2001) 등과 같은 요인의 복합적인 작용에 의해 결정된다. 유속의 경우에는 증가할수록 부유물질 제어효율이 증가하나 (Leversee, 1976; Mcfadden, 1986), 일정 유속 이상으로 빠른 유속에서는 오히려 부유물질 제어효율을 감소시키고 (Wildish *et al*., 1988, 1992;

Wildish and Miyares, 1990; Cole *et al*., 1992), 성장률을 감소시킨다 (Cahalan *et al*., 1989; Eckman *et al*., 1989; Wildish and Saulnier, 1992; Grizzle *et al.,* 1992).

국내 대표적인 담수 패류로는 재첩, 말조개, 펄조개, 콩조개, 대칭이, 칼조개, 민물담치, 귀이빨대칭이, 도끼조개 등이 알려져 왔다 (길, 1976; 권과 최, 1982). 이들은 수온, 용존산소 및 유기물 오염에 대한 내성 범위가 넓고, 단위시간당 여과율이 높아 (Hwang *et al*., 2004), 최근 조류제어를 위한 유용생물로 활용되고 있다 (이 등, 2008; 김 등, 2008). 특히 이들은 오염이 심한 하천이나 호수의 연안에 서식하며, 얼룩말조개처럼 패치형성 가능성이 낮고, 생태계 교란도가 낮아 수질정화에 효과적이다 (이 등, 2008; 박 등, 2008; 김 등, 2008). 국내산 이매패 (말조개, 펄조개)를 이용한 실험실 및 현장 mesocosm 연구를 통해 수질개선 가능성이 밝혀졌다 (Hwang *et al*., 2004; Choi *et al.,* 2005; 황 등, 2008; 김 등, 2003; 이 등, 2008a, 2008b). 그러나 이들은 주로 실험실과 현장 mesocosm 수준에서 이루어졌기 때문에 본 연구에서는 현장에 직접 적용하지 않고 패류 적용 및 관리가 뛰어난 유입->처리->방류 및 재처리 순의 수처리 (wastewater treatment; WWT) 방식을 접목한 기법 개발과 현장 적용이 가능하도록 하고자 하였다.

제 2 장 실험 재료 및 방법

제1 절 패류 종에 따른 유기물 제어능 평가

1. 패류의 유기물 제어능 분석

가. 실험동물의 채집 및 보존

실험에 사용한 패류는 국내산 이매패인 펄조개 (*Anodonta woodiana* Lea)와 말조개 (*Unio douglasiae* Griffith et Pidgeon)로서 국내 대부분의 수계에 서식하며 어류의 산란장소를 제공한다 (길, 1976; 권과 최, 1982; 박 등, 2008). 이들은 대개 동일한 하천에서 함께 출현되지만 전자는 유기물이 풍부하고 모래나 펄이 발달된 관개용 수로에서 후자는 하천의 상류에서 비교적 높게 분포하며, 먹이로는 플랑크톤이나 바닥의 유기물을 주로 섭취한다 (김 등, 2009). 패류의 채취는 금강 및 만경강의 지류에서 성체만을 채집하였으며 채집된 패류는 곧바로 Ice box에 넣어 실험실로 운반한 다음 탈염 수돗물로 2~3회 씻고 관리조에 넣어 3개월 이상 순응시켰다.

나. 실험방법

패류의 여과율 및 배설물 생산량을 측정하기 위하여 패각길이가 다양한 표본 개체를 선별하여 이들의 유기물량을 직접 측정하고 실측치와 패류의 길이, 폭, 무게 중 가장 높은 상관성을 갖는 특성을 실험에 사용한 패류의 유기물량으로 추정하였다 (Hwang *et al.* 2004; 김등, 2009a). 측정결과, 두 패류의 유기물량은 공히 각 패류의 패각길이에 대하여 가장 높은 상관성을 나타냈다 (펄조개, r^2=0.923, n=59, P<0.0001; 말조개, r^2=0.850, n=142, P<0.0001, Fig. 3).

패류의 유기물 여과능 (FR; filtering rates)은 일정시간 동안 대조군과 패

류 처리군의 chlorophyll-*a* (Chl-*a*)농도 차이를 패류의 유기물량으로 나누어 계산하였다 (Coughlan, 1969). 여과능 계산식은 다음과 같다.

$$\mathbf{FR\ (L\ g^{-1}d^{-1})=V/M\times ln(T/C)/t}$$

V : 실험수의 부피(L), M : 사용된 패류의 유기물량(g),
C, T : 대조군과 처리군의 Chl-*a*농도 (μg/L), t : 실험시간.

패류의 배설물 생산량 (PF, feces- and pseudo-feces production)은 일정시간 동안 대조군 및 처리군에서 생성된 바닥 침강물량의 차이를 유기물량으로 나누어 계산하였다 (김 등, 2009). 배설물 계산식은 다음과 같다.

$$\mathbf{PF\ (mg\ g^{-1}d^{-1})=(V/M)(S_2-S_1)/t}$$

V : 실험수의 부피(L), M : 패류의 유기물량(g),
S_1, S_2 : 대조군과 처리군의 침강물 무게(mg), t : 실험시간.

2. 실험디자인

패류를 이용한 연속적 유기물 제거방법의 구성은 김 등 (2009)의 방법과 동일하게 현장수를 유입하는 수중펌프, 저류조, 유량조절기, 처리조, 분석조 등으로 구성하였고 분석조를 통과한 처리수는 저수지로 다시 환원하도록 설계하였다 (Fig. 1A). 모든 실험은 광도 40~45 μmol/m^2/sec, 광주기 12D:12L, 온도

20±1 ℃로 자동 조절되는 실험실에서 진행하였으며, 운영도중 사망한 패류는 비슷한 크기로 교체하였다. 유기물 제어능과 환경요인 변화를 조사하기 위하여 매일 같은 시간 (AM 10:00)에 분석조의 수질을 조사하였다.

유기물 제어실험은 크게 종간 (interspecific) 및 종내 실험 (intraspecific)으로 나누어 실시하였으며 종간 실험은 패각길이가 서로 유사한 펄조개와 말조개의 유기물 제어능을 비교하였고, 종내 실험은 펄조개만을 대상으로 1) 동일한 밀도에서 패류 크기가 서로 다른 조건에서 (패각길이), 2) 동일한 패각 연령에서 패류밀도가 서로 다른 조건에서 (패류 밀도), 각각 유기물 제어능을 비교하였다 (Table 1).

종간실험은 패각길이가 거의 비슷한 말조개와 펄조개를 동일하게 50 개체씩(1 indiv./L) 처리조에 넣고 유속 24 L h^{-1}로 9일 동안 부영양호 표층수를 통과시켰다. 처리조 (64 L)는 PVC재질의 직육면체 (55×35×15 cm)로서 처리용량은 총 50 L이다. 패류의 유기물 제어능 및 수질변화를 파악하기 위하여 매일 같은 시간 (AM 10:00)에 분석조로부터 채수하였다. 패류가 생산한 배설물은 3일 간격으로 수거하여 대조군과 처리군의 건조 중량 차이를 패류의 배설물 생산량으로 추정하였다.

종내실험은 펄조개만을 이용하여 패각길이와 밀도가 서로 다른 조건에서 패류의 유기물 제어능, 수질 및 배설물 생산량 등을 각각 조사하였다. 먼저 패각길이에 따른 유기물 제어능을 비교하기 위하여, 펄조개를 동일한 밀도 (0.5 indiv./L)의 1～2년 유패 (YA)와 2년 이상 성패 (AA)로 나누어 각각 처리조에 투입하였다. 처리조 (540 L)는 PVC재질의 직육면체 (59×42×38 cm)로서 처리용량은 총 500 L이다. 처리조의 내부에는 수표면 10 cm 아래에 격자형 패류 거치대 (1.5x1.5 cm)를 설치하고 그 위에 패류(220 indiv.)를 넣은 다음 (Fig. 1B), 시험수를 유속 22 L h^{-1}로 42일 동안 통과시켰다.

처리조의 하부는 역삼각뿔 형태로 패류의 배설물이 자연스럽게 모일 수

있도록 하고 수확이 가능하도록 밸브를 설치하였다. 실험기간 동안 3일 간격으로 모아진 배설물을 수거하여 대조군과 처리군의 건조 중량 차이를 패류의 배설물 생산량으로 추정하였다. 둘째, 패류밀도에 따른 유기물 제어능을 비교하기 위하여 패각길이가 거의 유사한 1년생 펄조개 (YA)를 서로 다른 밀도 (2.2 indiv./L, 5.4 indiv./L)로 각각 투입하였다. 처리조는 PVC재질의 직육면체 (55×35×15cm)로서 처리용량은 총 24 L였으며 18일 동안 운영하였다.

3. 자료분석

Continuous removal of organic matters 운영기간 동안 대조군 및 처리군의 수온, pH, 전기전도도, 용존산소 (DO), 탁도 (NTU) 등은 Portable multi-parameter (YSI 600 QS-O-M, YSI inc., USA)를 이용하여 매일 같은 시간에 측정하였고, Chl-*a*, 부유물질 (SS) 및 영양염 분석을 위하여 같은 시간에 대조군과 처리군에서 조심스럽게 시료를 채수하였다. Chl-*a*은 아세톤 추출법으로, 부유물질은 GF/C-filter를 이용하였으며, NO_2-N, NH_3-N는 phenate, Colorimetric 법, NO_3-N과 TN은 cadmium reduction법, PO_4-P은 ascorbic acid 법, TP은 persulfate 분해 후 용존무기인 측정법으로 각각 측정하였다 (APHA, 1995). 패류적용에 따른 수체내 유기물 및 수질변화를 파악하기 위하여 ANOVA와 Tukey's THD test를 실시하였고 (α=0.05), SPSS package (ver. 12.0.1, SPSS inc., 2004 release)를 이용하였다.

Table 2. The experimental designs and operation conditions of the Continuous removal of organic matters study.

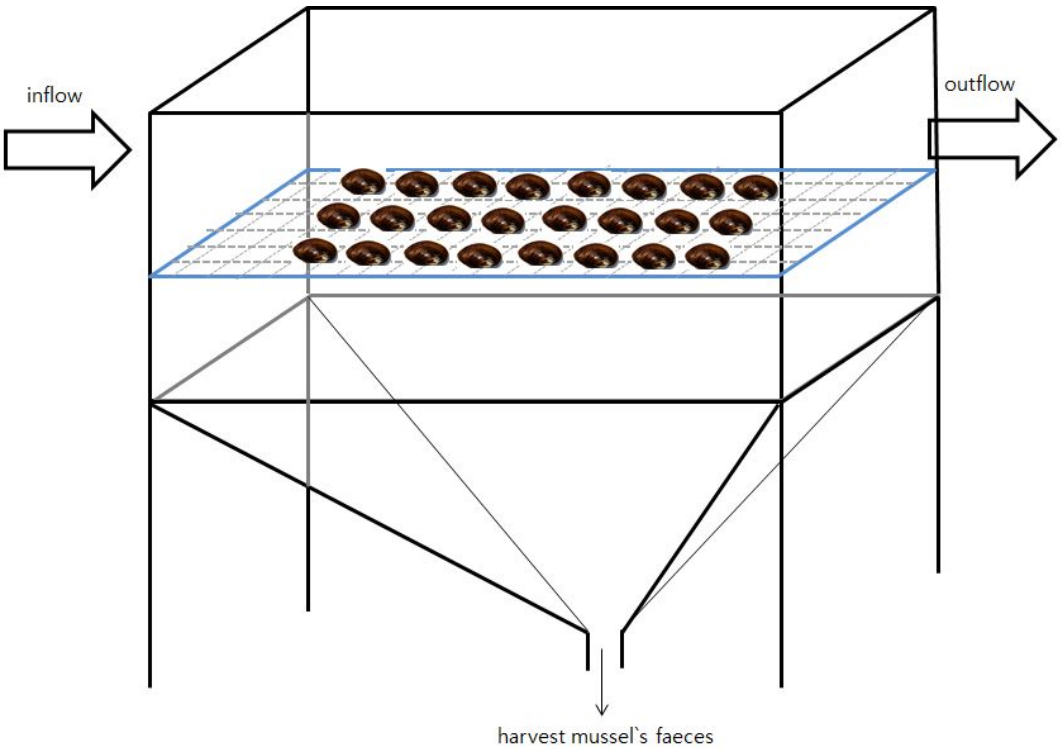
Experiments	Inter-specific		Intra-specific			
			Shell length		Animal density	
Kind of mussels	YAW	AUD	YAW	AAW	YAW	YAW
Mussel density (ind./L)	1.0		0.5		2.2	5.4
Total weight (kg)	1.64	1.78	10.5	30.1	5.0	
Shell length (cm)	6.87±0.50	6.75±0.60	8.09±0.91	11.35±1.82	8.51±1.00	6.17±0.85
Shell width (cm)	3.82±0.33	3.56±0.41	4.74±0.67	6.71±1.02	5.04±0.61	3.64±0.47
Total AFDW (g)	0.90±0.10	0.50±0.20	1.33±0.37	3.42±1.60	1.53±0.54	0.81±0.12
Tank volume (L)	50		500		24	
Flow rate (L/h)	24.0		22.0		10.2	
Total capacity (m^3/d)	0.58		0.52		0.25	
Filtration area (m^2)	0.25		0.64		0.19	
Exp. periods (date)	17 to 25 February, 2009		4 March to 15 May, 2009		22 March to 9 May, 2009	
Temperature (^{0}C)	2.8~12.5 (~5.5)		11.9~21.8 (~15.8)		13.5~20.4 (~16.5)	
Exp. time (day)	9		42		18	
Sampling time (AM)	10:00		11:00		11:00	

YAW; young mussels of *Anodonta woodiana* Lea, AAW; adult mussels of *A. woodiana.* AUD; adult mussels of *Unio douglasiae* Griffith et Pidgeon, AFDW; ash-free dry-weight of mussels

Table 3. Summary of ANOVA on environmental quality by the stocking of mussels in the continuous removal of organic matters study.

Study	Parameters	Unit	Control	T1	T2	F	P
Mussel kind	Temperature	℃	5.20±3.02	5.58±3.44	5.51±3.25	0.035	P=0.966
	Conductivity	μs/cm	277.8±25.48	281.9	281±27.3	0.055	P=0.946
	DO	mg/L	13.25±1.33	11.95±1.51	12.2±0.87	2.589	P=0.096
	Turbidity	NTU	7.72±1.42^{b}	4.43±1.3^{a}	4.62±1.04^{a}	19.228	P<0.0001
	pH	-	8.02±0.09	7.998±0.095	8.01±0.07	0.127	P=0.881
	SS	mg/L	9.37±2.0^{b}	5.77±3.28^{a}	5.68±2.88^{a}	5.197	P=0.013
	Chl-*a*	μg/L	6.88±2.18^{b}	4.88±1.99^{a,b}	4.40±2.09^{a}	3.566	P=0.044
	NO_2-N	μg/L	6.48±0.32	7.15±0.71	7.09±0.89	2.679	P=0.089
	NO_3-N	mg/L	1.69±0.09	1.72±0.12	1.69±0.08	0.16	P=0.853
	NH_4-N	μg/L	9.07±5.54^{a}	109.22±34.75^{b}	137.84±44.10^{b}	38.773	P<0.0001
	TN	mg/L	2.32±0.01	2.39±0.12	2.44±0.14	1.006	P=0.381
	SRP	μg/L	5.12±2.94	6.22±4.44	6.67±4.71	0.339	P=0.716
	TP	μg/L	51.93±4.37	49.68±15.53	52.27±11.80	0.327	P=0.724
Shell length	Temperature	℃	16.09±3.41	15.75±3.22	15.79±3.19	0.03	P=0.971
	Conductivity	μs/cm	66.12±88.83	67.66±90.12	67.71±89.36	0.001	P=0.999
	DO	mg/L	11.83±2.53^{b}	8.36±1.88^{a}	6.92±1.54^{a}	13.871	P<0.0001
	Turbidity	NTU	26.37±10.14^{b}	8.85±4.53^{a}	6.84±3.35^{a}	23.132	P<0.0001
	pH	-	8.77±0.24	8.54±0.19	8.53±0.33	2.239	P=0.128
	SS	mg/L	22.58±3.17^{b}	5.96±1.20^{a}	3.93±2.40^{a}	163.27	P<0.0001
	Chl-*a*	μg/L	24.77±8.99^{b}	7.42±4.67^{a}	3.98±2.68^{a}	30.499	P<0.0001
	NO_2-N	μg/L	4.10±2.05	8.68±6.85	8.27±2.43	3.027	P=0.067
	NO_3-N	mg/L	0.12±0.04	0.17±0.03	0.17±0.04	3.67	P=0.041
	NH_4-N	μg/L	22.29±23.98^{a}	261.88±94.86^{b}	472.20±92.38^{c}	75.554	P<0.0001
	TN	mg/L	1.49±0.23^{b}	1.30±0.12^{a}	1.67±0.14^{b}	9.698	P<0.001
	SRP	μg/L	7.45±2.09^{a}	8.57±4.39^{a}	49.05±22.57^{b}	28.438	P<0.0001
	TP	μg/L	98.83±16.40^{b}	58.83±8.58^{a}	115.41±24.37^{b}	24.376	P<0.0001
Mussel density	Temperature	℃	16.54±2.31	16.56±2.37	16.53±2.27	0.001	P=0.999
	Conductivity	μs/cm	36.60±1.42	37.33±1.36	37.65±1.39	2.549	P=0.089
	DO	mg/L	10.17±0.70^{b}	7.61±0.92^{a}	7.97±0.93^{a}	43.677	P<0.0001
	Turbidity	NTU	17.00±5.94^{a}	6.09±2.20^{a}	5.99±2.86^{a}	42.242	P<0.0001
	pH	-	8.56±0.28	8.44±0.26	8.54±0.15	1.285	P=0.286
	SS	mg/L	18.98±4.14^{b}	4.41±1.56^{a}	5.00±3.37^{a}	39.495	P<0.0001
	Chl-*a*	μg/L	22.37±10.81^{b}	3.23±1.64^{a}	4.94±3.98^{a}	14.871	P<0.0001
	NO_2-N	μg/L	6.42±1.94^{a}	35.39±25.70^{b}	28.48±3.69^{b}	10.921	P<0.002
	NO_3-N	mg/L	0.10±0.01^{a}	0.15±0.02^{a}	0.21±0.07^{b}	14.125	P<0.001
	NH_4-N	μg/L	19.86±12.36^{a}	396.88±119.55^{b}	304.78±99.64^{b}	39.091	P<0.0001
	TN	mg/L	1.19±0.11	1.32±0.16	1.21±0.07	3.193	P=0.077
	SRP	μg/L	5.35±0.92^{a}	24.32±7.15^{b}	30.45±17.01^{b}	14.62	P<0.001
	TP	μg/L	72.22±11.23	76.72±12.08	69.32±8.74	0.866	P=0.445

Control; only lake water without mussels, T1; AUD in Mussel kind, YAW in Shell length, L-YAW in Mussel density. T2; YAW in Mussel kind, AAW in Shell length, H-YAW in Mussel density. DO; dissolved oxygen, SS; suspended solids, Chl-a; chlorophyll-a, TN; Total nitrogen; SRP; soluble reactive phosphorus, TP; total phosphorus, Alphabets (a, b and c) are significant differences by ANOVA and Tukey's THD test



(A) (B)

Fig. 3. Schematic diagram of continuous removal of organic matters system established at in-door and out-door (A) and core unit of Continuous removal of organic matters system (B)

Fig. 4. Relationship between ash-free dry-weight (g) and shell length (cm) of *Anodonta woodiana* (n=59) and of *Unio douglasiae* (n=142)

제2 절 유속에 따른 패류의 유기물 제어능 분석

1. 패류의 유기물 제어능 분석

가. 실험동물의 채집

실험에 사용된 패류는 국내 담수 패류인 펄조개 (*Anodonta woodiana* Lea)로 이들은 유기물이 많고 하상이 주로 모래나 펄로 이루어진 하천이나 관개용수로에서 높은 서식밀도를 나타낸다(권과 최, 1982; 김 등, 2009). 패류는 전북 군산 지역의 금강 지류와 농수로에서 성체만을 채집하였다. 채집된 패류는 불순물을 제거한 후 젖은 타월을 이용하여 패류를 덮어 수분의 증발을 방지한 후 곧바로 실험실로 운반한 다음 탈염 수돗물로 2~3회 세척한 후 플라스틱 패류 관리조에 넣어 순응시켰다.

나. 패류의 유기물 여과율 계산

유속에 따른 패류의 유기물 여과율(CR, Clearance rates)은 실험기간 동안 대조군과 패류 처리군의 수체 내 Chlorophyll-*a* (Chl-*a*)농도 차이를 패류의 유기물량으로 나누어 계산하였으며(Coughlan, 1969), 여과율 계산식은 다음과 같다.

$$\mathbf{CR\ (L\ g/d/)=V/M\times ln(T/C)/t}$$

V : 실험수의 부피(L), M : 사용된 패류의 유기물량(g),
C와 T : 대조군과 처리군의 Chl-*a*농도(μg/ L), t : 실험시간(h).

여기서 패류의 유기물량은 다양한 크기의 패류를 이용하여 유기물량을 직접

측정하고 실측치와 패류의 길이, 폭, 무게 중 가장 높은 상관성을 갖는 관계식을 이용하여 실험에 사용한 패류의 유기물량을 추정하였다(Hwang *et al.,* 2004; 김등, 2009). 측정결과를 바탕으로 가장 높은 상관성을 나타낸 패각길이 (r^2=0.923, n=59, P<0.0001)를 이용하여 유기물량을 계산하였다(Fig. 5).

Fig. 5. Relationship between ash-free dry-weight (g) and mussel length (cm) of *Anodonta woodiana* (n=59) collected from a tributary to the Geum river

2. 실험디자인

부영양수의 수질개선 영향을 파악하기 위하여 패류를 이용한 연속적 유기물 제거 방법에 사용한 장치는 이주환 등 (2009)과 동일한 구조로, 크게 저류조, 처리조, 분석조로 구성되며 분석조를 통과한 실험수는 저수지로 다시 환원시켰다. 처리조는 stainless steel 재질 (80×80×145 cm)로서 처리용량은 총 500 L이다. 처리조의 내부에는 수표면 10cm 아래에 격자형 패류 거치대(75×75 cm)를 설치하고 그 위에 패류를 넣은 다음, 부영양 저수지의 표층수를 각각 유속 24 L/h, 48 L/h로 통과시켰다. 실험에 사용한 실험수는 수온을 18±2 ℃로 조절하였고, 광주기는 12D:12L로 유지시켰다. 실험 도중 사망한 패류는 유사한 크기의 패류로 보충하였다. 패류처리에 의한 수질개선 효과를 파악하기 위해 매일 같은 시간에 수질환경변화를 측정하였고, 일정량의 시료를 분석조에서 채취하여 유기물 및 영양염의 변화를 분석하였다. 또한 5일 간격으로 패류의 배설물을 수거하여 배설물 생산량을 측정하였다.

3. 자료분석

패류 처리에 따른 실험조의 환경요인의 변화를 분석하기 위해 Portable multi-parameter (HORIBA U-22XD, HORIBA Ltd., JAPAN)를 이용하여 대조군과 처리군의 수온, pH, 전기전도도, 용존산소(DO), 탁도(Turbidity) 등을 매일 같은 시간(AM 11:00)에 측정하였다. 또한 유기물 및 영양염 변화를 확인하기 위해 매일 동일한 시간에 분석조에서 시료를 채취하였다. 수질공정시험법(환경부, 1995)에 따라 Chl-*a*는 시료를 GF/F filter(Whatman Inc., England)로 여과한 후 90% 아세톤을 이용하여 24시간 동안 냉암소에서 추출한 후 20분간 원심

분리기로 분리하여 상등액의 흡광도를 측정하는 아세톤 추출법을 이용했으며, SS(부유물질)는 시료를 미리 무게를 잰 GF/C filter(Whatman Inc., England)로 filtering 한 후 dry oven에서 24시간 건조한 후 filter paper의 무게차이를 측정하는 방법을 이용하였다. 영양염의 경우 NO_2-N은 Colorimetric 법, NO_3-N은 cadmium reduction법, NH_3-N는 phenate법, TN은 cadmium reduction법, PO_4-P은 ascorbic acid법, TP은 persulfate 분해 후 ascorbic acid법으로 용존무기인 농도를 측정하였다(APHA, 1995). 또한 HOBO Pendant Temperature/Light Data Logger(UA-002-08)를 이용하여 실험기간 동안 수온과 광도를 30분 간격으로 측정하였다. 이중 광도는 수중 탁도성 유기물질의 변화를 관찰하는 간접지표로 활용하였다. 패류 적용과 유속에 따른 수질환경변화의 상관성을 파악하기 위해 SPSS package(ver. 12.0.1, SPSS inc., 2004 release)를 이용하여 ANOVA와 Tukey's THD test를 실시하였고, 유의수준은 $P<0.05$으로 하였다.

제3 절 구조 및 패류 밀도에 따른 유기물 제어

1. 패류의 유기물 제어능 분석

가. 실험동물의 채집

실험에 사용된 패류는 석패과 이매패 말조개 (*Unio douglasiae* Griffith & Pidgeon)와 펄조개 (*Anodonta woodiana* Lea)이며, 북한강 중류 (경기도 가평군 가평읍 달전리 ~ 강원도 춘천시 남산면 방하리)에서 수심이 깊은 곳에서는 선상에서 저인망 그물을 이용하였으며 수심이 얕은 곳에서는 직접 채집하였다. 이들은 모두 유기물이 풍부하고 가는 모래나 펄로 이루어진 수심 0.3~1 m 지점에서 높은 출현을 보였다. 패류는 성체만을 채집하여 젖은 타월로 수분을 유지하면서 실험실로 운반하였다. 운반된 패류는 탈염수돗물로 2~3회 세척하고 플라스틱으로 제작한 관리조에 넣어 순응시켰다(이 등, 2008). 실험에 이용되는 패류는 실험 2~3일 전에 관리조에서 꺼내 탈염수돗물에 넣고 산소만 공급하였다. 실험에 사용된 패류는 총 337개체로서 말조개 245 개체 (각고 30.5±4.10 mm, 길이 62.8 ±8.2 mm), 펄조개 92개체 (70.5±15.2 mm, 112.1±25.1 mm)로 구성되었다. 말조개 (각고 31.0±6.3mm)는 펄조개 (각고 69.2±16.5mm)보다 더 비슷한 크기의 개체들로 구성되었다 (Fig. 2).

나. 패류의 유기물량 분석

패류의 유기물량은 순응조의 다양한 크기의 패류를 선별하여 유기물량을 직접 측정하였으며(Hwang *et al.,* 2004), 실측치와 패류의 길이, 폭, 무게 중 가장 높은 상관성을 갖는 관계식을 이용하여 실험에 사용한 각 패류의 유기물량을 추정하였다. 본 실험에서는 실측된 패류의 유기물량과 가장 상관성이 높았던 패각길이 (r^2=0.923, n=59, P<0.0001)를 이용하여 Continuous removal of

organic matters에 처리한 패류의 유기물량을 추정하였다(김등, 2009a). Continuous removal of organic matters의 평균 유기물 제어능(CR; Clearance rates)은 실험기간 동안 패류 처리군과 비처리군의 분석조 내 Chl-*a*농도 차이를 전체 패류의 유기물량 (AFDW; ash-free dry-weight)으로 나누어 산출하였다 (Coughlan, 1969).

$$\mathbf{CR\ (L/g/h)=\Sigma(V/M\times \ln(T/C))/t}$$

V : Continuous removal of organic matters의 체적(L),

M : 패류의 유기물량(AFDW, g)

C와 T : 패류처리군과 비처리군의 Chl-a농도(μg/L),

t : Continuous removal of organic matters 운영시간(h)

2. 실험 방법

패류를 이용한 연속적 유기물 제어 방법의 운영은 두 차례에 걸쳐 진행하였는데, 1차는 2010년 2월 1일～12일까지 13일간, 실험도중 추가된 패류의 영향을 확인하기 위하여 2차에는 동년 3월 4일～ 17일까지 15일간, 총 28일간 실시하였다. 1, 2차 실험에 사용된 패류는 총 367 개체이며, 채집장소에서 출현된 두 패류의 상대밀도 (말조개 72.7%; 펄조개 27.3%)를 고려하여 1차 실험에서는 총 256 개체 (말조개 186; 펄조개 70)를 처리하였으며, 2차 실험은 1차 실험에 사용되었던 패류의 약 30%인 81 개체 (말조개 59; 펄조개 22)를 추가하였다. 실험 도중 사망한 패류는 유사한 크기의 동일 패류로 곧바로 교체하였다. 연속적 유기물 제거방법의 수질개선 효과 (유기물제거)를 파악하기 위해 분석조의 기초환경요인 측정과 유기물 및 영양염 농도를 분석하였다. 또한 7일 간격으로 패류의 배설물을 수확하여 건중량을 측정하고(PFP; pseudofeces and feces production) 퇴비화하였다.

실험에 적용된 유기물 연속 제거 시스템은 유입펌프, 실내저류조, 처리조, 분석조, 배설물 회수노즐 등으로 구성되며 분석조를 통과한 실험수는 저수지로 다시 환원시키고, 침전된 배설물은 return pipe을 통하여 1주일 간격으로 수집하여 건조시킨 다음 중량을 측정하고 퇴비화하였다 (김 등, 2009). 수로형 Continuous removal of organic matters의 크기는 총 699 L이며, 유입수는 부영양호의 표층수 (일감호, 서울), 일일 처리량은 1.44 ton (유속; 60 L/h; 패류; 224.7 ind./m^2)으로 설계되었다. 이는 Mclvor (2004)가 펄조개만으로 운영하였던 상자형 CROM (box- CROM, B-CROM)과 비교하면 일일 처리량은 약 42% (유속; 143 L/h),패류 밀도는 약 15.2% (1481.5 ind./m^2) 각각 작은 규모이다 (Fig. 1).

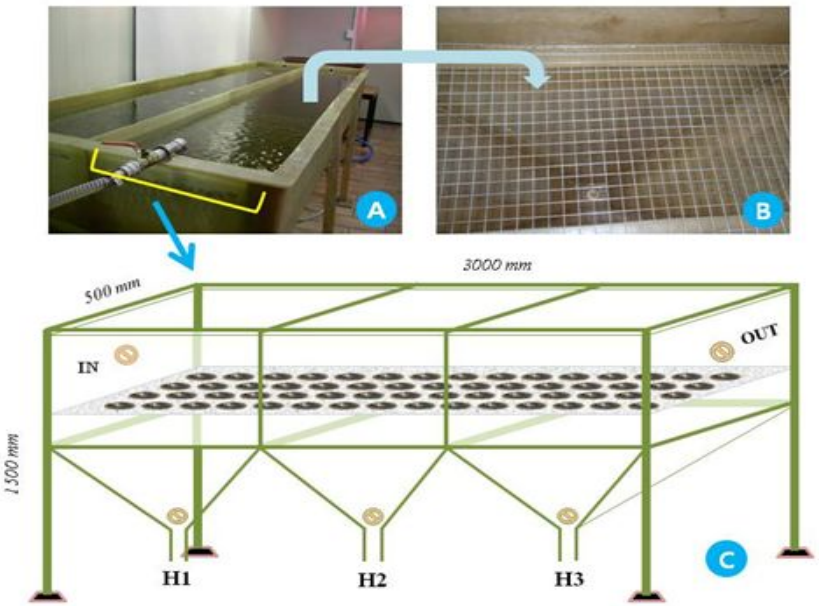


Fig. 6. Canal-type continuous removal of organic matters using a combined freshwater bivalve (C-Continuous removal of organic matters) system. A; the upper-view, B; a mussel stocking lattice with 1.5x1.5 cm stainless grid, C; whole diagram. IN; the input part of eutrophic lake water, OUT; the discharge part of treatment water. H1, H2, and H3; three harvest mouths of pseudo- and feces bio-deposited by mussels

Fig. 7. Body sizes (a) and size distribution (b) of two kinds of freshwater bivalves (*Unio douglasiae* + *Anodonta woodiana*) used in this study. Arrow and 4.2cm in figure 2 a mean that the border of two bivalves, which the height of *Unio douglasiae* is below 4.2cm

3. 자료분석

두 차례의 패류를 이용한 연속적 유기물 제거 방법의 실험 동안 분석조의 기초환경 요인은 Portable multi-parameter (HORIBA U-22XD, HORIBA Ltd., Japan)를 이용하여 수온, pH, 전기전도도, 용존산소(DO), 탁도(Turbidity) 등을 매일 동일한 시간(AM 10:00)에 측정하였으며, 분석조에서 일정량의 시료를 채취하여 유기물량과 영양염 농도를 분석하였다. Chlorophyll-*a*(Chl-*a*)농도는 채수된 시료를 Standard Methods (APHA, 1995)에 따라 GF/F filter(Whatman Inc., England)로 여과한 후 90% 아세톤을 이용하여 24시간 동안 냉암소에서 추출한 다음 20분간 원심분리하여 상등액의 흡광도를 측정하였다. 부유물질(SS) 농도는 미리 무게를 잰 GF/C filter(Whatman Inc., England)로 50~100mL 시료를 여과한 후 dry oven (70℃)에서 24시간 이상 건조한 다음 두 여과지의 무게 차이로 계산하였다. 영양염의 농도는 Standard Methods (APHA, 1995)에 따라 NO_2-N은 Colorimetric 법, NO_3-N은 cadmium reduction법, NH_3-N는 phenate 법, TN은 cadmium reduction법, PO_4-P은 ascorbic acid법, TP은 persulfate 분해 후 ascorbic acid법으로 용존무기인 농도를 각각 측정하였다. 패류의 유기물 제어능을 파악하고자 패류처리조와 비처리조에 각각 HOBO Pendant Temperature/Light Data Logger(UA-002-08, Onset computer Corporation, USA)를 설치하고 수온과 광도를 30분 간격으로 측정하여 탁도성 물질의 농도 변화를 광투과도 (light penetration)를 이용하여 간접적으로 추적하였다. 실험기간 동안 패류 처리군과 비처리군의 유기물 및 영양염 농도의 차이를 비교하기 위하여 SPSS package(ver. 12.0.1, SPSS inc., 2004 release)를 이용하여 ANOVA와 Tukey's THD test를 각각 실시하였으며, 유의수준은 $P<0.05$으로 하였다.

제4절 반응표면분석(Response Surface Methodology)을 활용한 유기물제어 최적화 연구

합리적인 실험설계법에 의해서 얻어진 실험 자료를 분석할 때 실험자의 일차적인 목적은 반응변수에 영향을 주는 유의한 요인효과들을 찾는 것이고, 그 다음의 궁극적인 목적은 반응변수를 최적화하는 공정조건을 찾는 것이다. 이 때 실제로 설계된 실험조건들을 비교하여 최적 조건을 찾는 것보다는 고려된 계량인자들의 관심영역 전체에서 최적조건을 구하고자 하는 경우가 많다. 이를 위해서는 관심영역에 속한 임의의 계량인자들의 값에서 반응변수를 예측할 수 있어야 한다. 즉, 계량인자들을 설명변수로 간주하고 반응값을 나타내는 변수를 반응변수로 생각하여 회귀분석을 통해서 관심영역에 속한 임의의 계량인자들의 값에서 반응변수의 평균을 예측할 수 있어야 한다. 그 다음 단계는 관심영역에 속한 계량인자들의 수준 값인 최적조건을 관심영역에서 찾고, 최적조건에서의 재현성 실험을 통해서 재현성의 여부를 확인하는 것이다(박, 1991)

이를 정리하면 반응표면분석은 다음과 같이 크게 3단계로 구성된다.

단계 0 : 2수준 일부실시법에 의해서 반응변수에 영향을 미칠 것으로 기대되는 많은 인자들 중에서 핵심인자들을 선별한다. 단계 1 : 선별된 핵심인자들에 대한 축차적인 실험 설계(중심점을 갖는 2수준 요인 배치법)와 분석에 의해서 최적조건 근처의 설명변수들의 영역으로 이동한다. 단계 2 : 최적조건 근처에서 2차 모형을 가정하고, 효율적인 실험 설계인 중심합성 설계 또는 Box-Behnken 설계로 실험 실시, 실험 자료의 분석을 통해서 관심영역에서 반응변수의 예측값을 최적화하는 계량인자들의 최적조건을 찾고 재현성을 확인한다(Myers, 1975).

패류에 의한 유기물 여과 반응 조건의 최적화를 위한 실험설계는 통계학적 방

법에 따른 운전 변수들의 경향과 상호 작용, 그리고 실험오차 등을 포함한 데이터를 반응표면 분석법(response surface methodology, RSM)의 방법에 따라 Minitab(MINITAB Release 14.12.1, Korea) 프로그램을 사용하여 분석하였다. 소프트웨어 내의 중심합성설계법(central composite design, CCD) 프로그램을 이용하여 패류의 크기, 유속, 여과율을 독립변수로 3수준 2인자의 블록을 설정하였다. 패류의 크기는 high level 2 cm, low level 20 cm, 유속은 high level 48 L/h, low level 24 L/h으로 설정하였다.

Table 4에 본 실험에서 설정한 실험설계를 나타내었다.

Table 4. Factors and their levels for central composite design

RunOrder	PtType	Block	Length	Current	FR
1	1	1	4	48	0.035
2	-1	1	-0.0908	36	0.045
3	0	1	10	36	0.15
4	1	1	16	48	0.155
5	1	1	4	24	0.11
6	1	1	4	24	0.094
7	-1	1	20.0908	36	0.159
8	0	1	10	36	0.111
9	-1	1	10	56.1815	0.302
10	1	1	16	24	0.083
11	-1	1	10	36	0.392
12	1	1	16	48	0.075
13	1	1	16	24	0.17
14	-1	1	10	36	0.401
15	0	1	10	36	0.317
16	1	1	4	48	0.785
17	0	1	10	36	0.241
18	0	1	10	36	0.434
19	0	1	10	36	0.009
20	-1	1	10	15.8185	0.855

제 3 장 결과 및 고찰

제1 절 패류 종에 따른 유기물 제어능 평가

1. 패류의 유기물 제어능

패류를 이용한 연속적 유기물 제거 방법을 이용한 부영양 저수지의 수질개선효과를 파악하기 위하여 패각길이가 비슷한 펄조개와 말조개의 유기물 제어능은 실험도중 강설 (수온감소)에 의한 일시적인 간섭이 있었으나 서로 유사한 패턴을 보였다. 또한 Chl-*a*와 SS에 대한 평균 제어율 역시 유의한 차이를 보이지 않았다(F=25.544, P<0.0001). 패각길이 실험에서는 크기가 다른 펄조개는 Chl-*a*와 SS에 대하여 공히 70% 이상의 높은 제어율을 보였으며, 패각길이가 긴 2년생 패류가 더 높은 제어능 (평균 80.9%)을 나타냈다 (F=25.544, P<0.0001). 이러한 경향은 SS에 대해서도 유사하였으며 현장수온이 20 ℃이상으로 증가하면서 제어율은 모두 감소하였다. 한편, 패각길이가 비슷한 펄조개를 밀도가 다르게 처리할 경우, 공히 80% 이상의 높은 제어율을 보였으며, 고밀도 처리군에서 최고 84.7%의 제어율을 보였다 (F=25.544, P<0.0001). 결국 패류의 유기물 제어능은 패류의 종류보다는 패각길이 (체중)나 처리밀도에 절대적으로 의존되어 있음을 시사해 주었다 (Fig. 3).

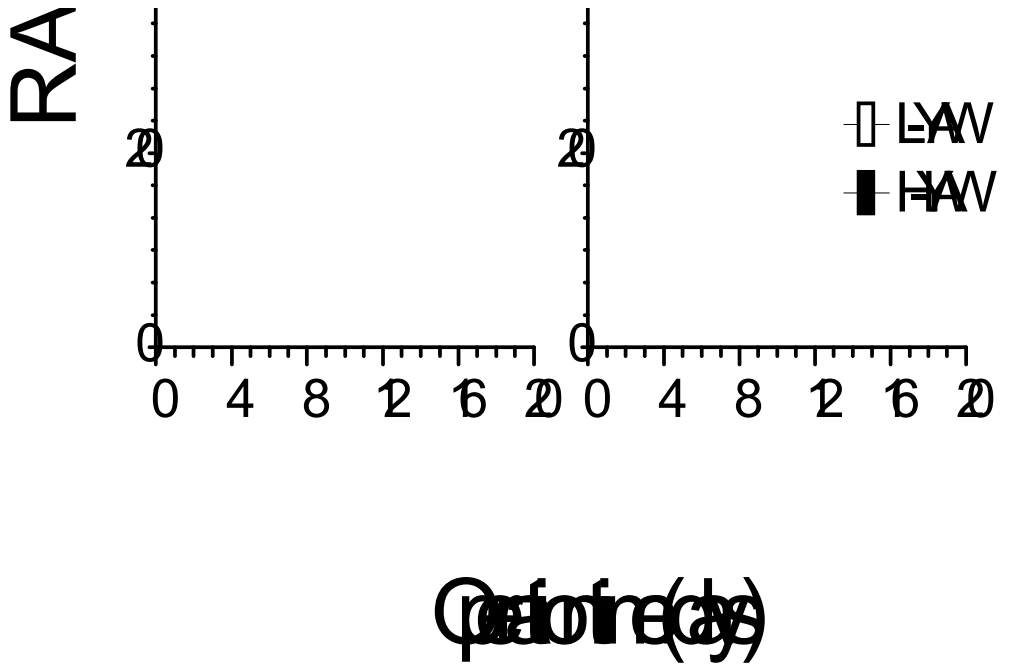


Fig. 8. Removal activities (%) of freshwater bivalve *Anodonta woodiana* and *Unio douglasiae* on chlorophyll-a and suspended solids in the operation of continuous removal of organic matters system. YAW= young mussels of *A. woodiana,* AUD= adult mussels of *Unio douglasiae*, AAW= adult mussels of *A.woodiana*, H-YAW and L-YAW= young mussels of *A. woodiana* at high and low density, respectively.

2. 여과율 및 배설물 생산

패류 종류가 서로 다른 부영양수의 연속적 유기물 제거방법에서, 크기가 비슷한 말조개의 여과율(0.330 L/g/h)이 펄조개 (0.2611 L/g/h)보다 더 높게 나타났으며, 배설물 생산량 역시 말조개 2.367 mg/g/d, 펄조개 1.247 mg/g/d 등으로 약 2배 정도 높은 수치를 보였다. 펄조개 종내에서 평균여과율은 패각 길이가 짧은 개체군 (0.099 L/g/h)이 긴 개체군 (0.056 L/g/h)보다, 배설물 역시 짧은 개체군 (2.031 mg/g/d)이 긴 개체군 (1.125 mg/g/d)보다 각각 약 2배 정도 높게 나타났다. 또한 패류밀도가 낮을수록 패류의 유기물 여과율 및 배설물 생산량은 더 높게 나타났다. 여과율은 저밀도 처리군 (0.240 L/g/h)이 고밀도 처리군 (0.151 L/g/h)보다, 배설물은 저밀도 처리군 (0.889 mg/g/d)이 고밀도 처리군 (0.648 mg/g/d)보다 각각 1.5배 정도 높은 수치를 보였다. 이상의 결과에서 패류의 여과율 및 배설물 생산은 말조개가 펄조개보다 높게 나타났으며, 펄조개의 경우, 패각길이가 작고 밀도도 낮은 개체군에서 각각 높게 나타났다 (Fig. 4).

Fig. 9. Filtering rate (FR) and production of feces- and pseudo-feces (PF) of *Anodonta woodiana* and *Unio douglasiae*. YAW=young mussels of *A. woodiana*, AUD=adult mussels of *U. douglasiae*, AAW=adult mussels of *A. woodiana*, L-YAW and H-YAW=young mussels of *A. woodiana* at low and high density, respectively

3. 수질요인

크기가 비슷한 말조개와 펄조개를 각각 처리한 다음 환경요인 변화를 살펴보면 두 처리군 모두 SS(F=5.197, P<0.0001), 탁도(F=19.228, P<0.0001), 암모니아 (F=38.773, P<0.0001)등에서 유의한 변화를 보였으나 패류간에 차이는 보이지 않았다 (Fig. 5). 패각길이가 서로 다른 펄조개 개체군을 동일한 밀도로 처리할 경우, SS(F=163.274, P<0.0001), 탁도(F=23.132, P<0.0001), 암모니아 (F=75.554, P<0.0001) 등에서는 뚜렷한 변화를 보였으나, 패각 길이에 대한 유의한 차이는 보이지 않았다 (Fig. 6). 반면, 비슷한 크기의 펄조개를 서로 다른 밀도로 처리할 경우, SS(F=39.495, P<0.002), 탁도(F=42.242, P<0.0001), 암모니아 (F=39.091, P<0.0001) 이외에도 아질산(F=10.921, P<0.002), 인산염(F=14.620, P<0.001) 등에서 유의한 변화를 보였으며, 특히 암모니아와 아질산 등은 고밀도 처리군에서 보다 높게 배출하였다 (Fig. 7).

Fig. 10. Effects of freshwater bivalve *Anodonta woodiana* and *Unio douglasiae* on the environmental parameters. YAW= young mussels of *A. woodiana*, AUD= adult mussels of *U. douglasiae*

Fig. 11. Effects of freshwater bivalve *Anodonta woodiana* with different shell length on the environmental parameters. YAW= young mussels of *A.woodiana*, AAW= adult mussels of *A. woodiana*

Fig. 12. Effects of freshwater bivalve *Anodonta woodiana* with different animal density on the environmental parameters. L-YAW and H-YAW= young mussels of *A. woodiana* at low and high density, respectively.

4. 고찰

부영양 저수지의 현장수를 연속형 유기물 제어기술 (김등, 2009)에 유입하여 국내산 이매패의 종간 또는 종내 차이에 따른 유기물 제어능과 배설물 생산량을 비교하고자 1) 패각길이가 유사한 국내산 이매패 말조개와 펄조개를 대상으로 섭식실험을 실시하였고, 2) 실내 관리조에서 사망율이 비교적 낮은 펄조개만을 대상으로 패각길이와 처리밀도에 따른 섭식특성을 각각 비교, 조사하였다.

첫째, 패각길이가 비슷할 경우 이종(AUD, YAW)의 유기물 제어능(RA)은 서로 비슷하였고 시간에 따른 변화도 유사한 패턴을 나타냈다. 한편 동일종(펄조개)를 대상으로 크기가 서로 다른 YAW와 AWW의 실험에서는 크기가 큰 AWW가 더 높은 유기물 제어능을 보였다. 이상의 결과로 보면, 패류의 유기물 제어능은 종간 차이 (Fanslow *et al.* 1995) 보다는 패각길이에 의존하여 길이가 클수록 (연령이 증가할수록) 더 높은 제어능을 보임을 알 수 있었다.

둘째, 패각길이가 비슷한 AUD와 YAW의 유기물 여과능(FR)은 제어능과 다르게 말조개에서 더 높게 나타났다. 패류의 여과율은 개체의 유기물량에 반비례하므로 결국 AUD의 높은 여과율은 YAW보다 낮은 유기물량이 주된 원인이다. 대개 동일종 패류에서 개체의 크기가 작을수록 더 높은 여과율을 나타낸다고 보고되고 왔다 (Fanslow *et al.* 1995; Hwang, 1996; Hwang *et al.* 2001; 황등, 2002). 따라서 유사한 패각길이를 갖는 패류일지라도 개체의 유기물량(AFDW)이 작은 패류의 유기물 여과능이 높다는 의미로서 연구를 통해 새롭게 밝혀졌다.

셋째, 동일종 펄조개를 대상으로 서로 다른 밀도로 처리할 경우, 저밀도 처리군(L-YAW: 1.0)이 고밀도 처리군 (H-YAW: 1.7)보다 약 1.8배 정도 높은 여과율을 나타냈다. 본 실험에서 사용된 현장수는 매일 기상이나 기후에 따라 변

동되는 특성을 갖고 있기 때문에 처리 원수의 유기물량 또한 패류 섭식활동에 영향을 줄 수 있다. 앞에서 언급한 실험들보다 수온증가로 인하여 chl-*a*량이 3배 이상 증가하였으나 패류의 처리밀도가 높아서 고밀도 처리군의 경우, 강한 먹이에 대한 경쟁이 일어났을 것으로 사료되었다.

패류의 배설물 생산은 실험기간 동안 여과율과 거의 유사한 패턴을 보였다. 흥미롭게도 처리용량이 크고 처리밀도가 다른 실험에 비해 낮았던 패각길이 실험에서는 다른 두 실험에서보다 낮은 여과율에도 불구하고 상대적으로 높은 배설물을 생산하였다. 이는 실험규모가 크고 느린 유속으로 인하여 패류가 직접 여과한 배설물 뿐만 아니라 자연 침강되는 유기물량이 기여했을 것으로 판단된다. 또한 다른 실험보다 현장수 Chl-*a*가 높았으나 처리밀도가 가장 낮아 상대적으로 여과율은 낮았다. Hwang *et al.*(2001)은 동일한 패류일지라도 조류밀도가 여과율에 절대적인 영향을 준다고 보고하였으며, 일반적으로 조류밀도가 낮은 수체에서 패류는 높은 여과율을 보이며 (Sprung and Rose, 1988; Reeders and Vaate, 1990; Bontes *et al.,* 2007), 반대로 높은 조류밀도에서는 낮은 여과율과 높은 배설물을 보인다는 선행연구 (이등, 2008)들과 일치하였다.

패류처리에 따른 수질환경요인의 변화는 이미 알려진 대로 탁도와 SS에서 큰 감소가 일어났으며, DO농도의 경우 비교적 저온기(5.20±3.02℃) 였던 종간 실험에서는 패류처리에 따른 큰 변화가 일어나지 않았으나 평균기온이 약 16℃ 이상으로 상승했던 패류크기와 패류밀도 실험에서는 패류처리에 따라 DO농도의 유의한 감소가 나타났다. 이것은 수온의 상승과 관련이 있는데, 수온의 상승은 패류의 산소소비량 및 섭식율의 증가, 동화율과 같은 활동성의 감소, 수중 산소 농도의 감소 그리고 패류의 용존산소 소모 증가를 야기한다고 알려진 (Buddensiek, 1993) 연구결과와 일치하였다.

영양염 농도의 변화는 패류 처리군 모두에서 NH_4과 PO_4의 농도가 증가하였다. 패류의 섭식에 따른 주요 기작 중의 하나는 암모니아와 용존 유기인과

같은 무기 영양염의 배출과정으로 알려져 있다(James, 1987; Quigley *et al.* 1993; Yamamura and Koike, 1993; Gardner *et al.* 1995; Arnott *et al.* 1992; Dame, 1996; Davis *et al.* 2000). 이러한 암모니아와 인산염의 증가는 다른 생물을 이용한 생물조절에서도 흔히 발견되는 현상으로 (Fukushima *et al.* 1999; 김등, 2000; 김등, 2005) 실제 패류를 적용하기 위해서는 발생되는 영양염을 제거하거나 활용할 수 있는 방법이 개발되어야 할 것으로 사료된다. 그러나 암모니아와 용존인의 증가와는 상반되게 길이 실험에서 TN, TP의 감소가 발생했다. 이는 패류의 특징과 관련된 현상으로 사료되는데, 패류는 수중으로부터 섭취된 물질을 체내에 저장할 수 있는 능력이 있으며, 저장 시간은 석패과 패류가 1,790~2,849일 정도로 알려져 있다 (Lewandowski and Stanczykowska, 1975; Avolizi, 1976; McMahon, 1991). 그러나 이러한 결과는 온도가 낮았던 실험에서는 나타나지 않았으며, 같은 패류 종 내에서도 패각 길이가 짧은 패류에서만 나타났는데 이러한 특성을 이용하기 위해서는 패류의 온도에 따른 섭식형태, 먹이의 양과 질에 따라 배출되는 영양염의 차이 뿐만 아니라 배출된 영양염을 이용할 수 있는 생물에 대한 특성까지 검토되어야 할 것으로 사료된다.

부영양 저수지의 유기물제어를 위해 패류에 의한 연속적 유기물 제거 실험에서 패류의 종류와 패각길이, 적용밀도를 달리해서 실험을 한 결과 말조개의 여과율이 펄조개보다 높았으며, 같은 종내 에서는 패각길이가 짧은 패류가 더 높은 여과율을 나타냈다. 영양염 역시 패각길이가 짧은 패류가 더 낮은 배출량을 나타냈다. 따라서 패류 적용시 패각길이가 짧은 패류를 적용하는 것이 더 효과적일 것이며, 여과효율에 영향을 미치는 수온, 유속 등에 대한 추후 연구가 필요할 것이라고 사료되었다.

제 2 절 유속에 따른 유기물 제어능 평가

1. 환경요인

패류의 적용과 유속 차이에 따른 실험수의 환경요인 변화를 측정하였다. 수온은 실험기간 동안 대조군과 처리군에서 거의 차이가 없었으며(평균수온 C: 20.27±0.34 ℃, FL-1: 20.13±0.23 ℃, FL-2: 20.33±0.35 ℃) 18~25 ℃의 범위를 나타냈다(Table 1). 광도는 패류처리 후 지속적으로 증가하다가 세척 직후 감소한 후 다시 증가하는 패턴을 나타냈다. 광도의 증가는 패류의 여과섭식 활동에 의해 실험수의 투명도가 증가하였기 때문이다. 또한 낮은 유속처리군(FL-1)에서 실험기간 내내 가장 높은 광도를 나타낸 것으로 보아 낮은 유속에서 패류의 여과섭식 활동이 더 활발하다는 것을 알 수 있었다(Fig. 2). 용존산소, 탁도, Chl-*a*, SS(부유물질) 항목에서는 대조군과 처리군에서 값의 차이가 뚜렷했으며, 통계분석 결과도 유의한 차이를 나타내었다. 그 중 탁도(FL-1 : 15.53±0.26, FL-2 : 18.79±0.51) 와 SS(FL-1 : 1.99±0.25, FL-2 : 3.84±0.36 mg L^{-1})는 낮은 유속 처리군에서 더 낮은 농도를 나타냈으며, 통계학적으로 유의한 차이(탁도: $F=230.734$, $P<0.0001$; SS: $F=138.226$, $P<0.0001$)를 나타냈다(Table 1; Fig. 3). 이상의 결과에서 패류의 여과섭식 활동을 통한 부유물질(탁도, SS) 제어에는 낮은 유속이 좀 더 효과적이었다.

Table 5. Summary of ANOVA on environmental quality, clearance rate, production of feces and pseudo-feces and mortality of mussels stocked in the continuous removal of organic matters study.

Variables	Unit	Control	FL-1	FL-2	F	P
Tmp.	℃	20.27±0.34	20.13±0.23	20.33±0.35	0.106	0.900
Cond.	µs/cm	28.54±0.32	29.21±0.31	28.87±0.27	1.229	0.301
DO	mg/L	9.84±0.39[a]	8.10±0.42[b]	8.43±0.41[b]	5.116	0.009
Turbidity	NTU	32.17±0.83[a]	15.53±0.26[c]	18.79±0.51[b]	230.734	<0.0001
pH		8.44±0.06	8.39±0.05	8.38±0.06	0.355	0.703
Chl-*a*	µg/L	34.32±4.12[a]	9.52±1.19[b]	14.37±1.89[b]	23.541	<0.0001
SS	mg /L	11.35±0.58[a]	1.99±0.25[c]	3.84±0.36[b]	138.226	<0.0001
NO2	µg/L	0.03±0.01[a]	0.11±0.01[c]	0.07±0.01[b]	18.325	<0.0001
NO3	mg/L	0.06±0.01	0.11±0.02	0.08±0.01	2.393	0.102
NH3	µg/L	36.77±6.87[a]	306.09±16.31[c]	214.99±14.57[b]	107.127	<0.0001
TN	mg/L	1.92±0.25	2.17±0.22	2.09±0.20	0.313	0.733
SRP	µg/L	10.38±4.20	17.94±3.07	19.26±4.20	1.543	0.224
TP	µg/L	91.63±5.11	69.80±5.63	79.91±7.63	3.084	0.054
CR	L $mussel^{-1}h^{-1}$	-	3.30±1.03[b]	2.30±0.97[a]	76.782	<0.0001
PF	g $g^{-1}d^{-1}$	350.00±216.97	1955.56±1238.79	216.67±125.05	1.759	0.183
Mortality		-	1.22±0.56	3.22±1.28	4.102	0.022

Control; lake water without mussels, FL-1 and FL-2; lake water with low and high flow current. Tmp; temperature, Cond.; electric conductivity, DO; dissolved oxygen, SS; suspended solids, Chl-*a*; chlorophyll-a, TN; Total nitrogen; SRP, soluble reactive phosphorus, TP; total phosphorus. CR; Clearance rates, PF; production of feces - and pseudo-feces. Alphabets (a, b and c) are significant differences by ANOVA and Tukey's THD test.

Fig. 13. Water temperatures (a) and light intensity (b) for 12 days in the continuous removal of organic matters system. Control= the eutrophic lake water tank without mussels, FL-1= low water current mussel tank, FL-2= high water current mussel tank and 200 individuals of *Anodonta woodiana* were added to each tank, respectively.

Fig. 14. Daily variations of physicochemical parameters following the mussel introduction with different velocity in the continuous removal of organic matters system. FL-1= low water current mussel tank, FL-2= high water current mussel tank

2. 영양염 변화

유속 차이에 따른 패류처리군내 영양염 농도 변화는 NO_2-N(C: 0.03±0.01, FL-1: 0.11±0.01, FL-2: 0.07±0.01 μgL^{-1})와 NH_3-N(C:36.77±6.87, FL-1: 306.09±16.31, FL-2: 214.99±14.57 μgL^{-1})에서 농도가 크게 증가했으며, 통계학적으로 유의한 차이(NO_2-N: F=18.325, P<0.0001, NH_3-N: F=107.127, P<0.0001)를 나타냈다.

또한NO_2-N(FL-1:0.11±0.01,FL-2:0.07±0.01μgL^{-1})과 NH_3-N(FL-1:306.09±16.31, FL-2 : 214.99±14.57μgL^{-1})모두 낮은 유속처리군(FL-1)에서 높은 유속처리군(FL-2)보다 높은 값을 나타냈다. PO_4-P의 경우 통계학적 유의성(F=1.543, P=0.244)은 나타나지 않았지만 패류처리군에서 대조군 보다 높은 평균농도를 나타냈다(C: 10.38±4.20, FL-1: 17.94±3.07, FL-2: 19.26±4.20 μgL^{-1}). TP의 경우에는 패류처리군에서 대조군보다 낮은 농도(C: 91.63±5.11, FL-1: 69.80±5.63, FL-2: 79.91±7.63 μgL^{-1})를 나타냈으나, PO_4-P와 마찬가지로 통계학적 유의성(F=3.084, P=0.054)은 나타나지 않았다(Table. 1, Fig. 4). 이상의 결과에서 영양염은 패류처리군에서 전반적으로 높게 나타났으며, 질소가 인에 비해 상대적으로 더 많은 양이 배출되었다. 패류는 섭식 과정 중에 암모니아 형태의 질소가 우선적으로 배출되며(Burton, 1983), 패류의 섭식 과정 중에 배출되는 질소의 양이 인에 비해 상대적으로 높다 라고(Heckey and Kilham, 1988) 알려진 선행연구와 유사한 결과가 나타났다.

또한 패류처리에 따른 수중 용존 무기영양염(NO_2-N, NH_3-N, PO_4-P)의 증가는 여러 유용생물을 이용한 다른 실험에서도 이미 밝혀진바 있다(Fukushima *et al.*, 1999;김등, 2000; 김등, 2005; 김등, 2009a; 이등, 2009). 따라서 추후에는 이렇게 발생한 영양염을 제거하거나 또는 농축 회수하여 다른 유용생물이나 식물 등이 이용할 수 있도록 하는 방법에 대한 다양한 연구가 필요하다고 사료된다.

이러한 방법의 한 예로 패류에 의해 수체 내 투명도가 높아지면 침수식물이나 부착조류의 성장에 유리한 환경이 조성되고 먹이사슬의 근간이 식물플랑크톤으로부터 부착조류나 침수식물로 전환됨으로써 이들에 의한 용존영양염의 제거효과도 기대할 수 있다(김 등, 2004).

Fig. 15. Daily variations of concentrations of nutrients following the mussel introduction with different velocity in the continuous removal of organic matters system. FL-1= low water current mussel tank, FL-2= high water current mussel tank.

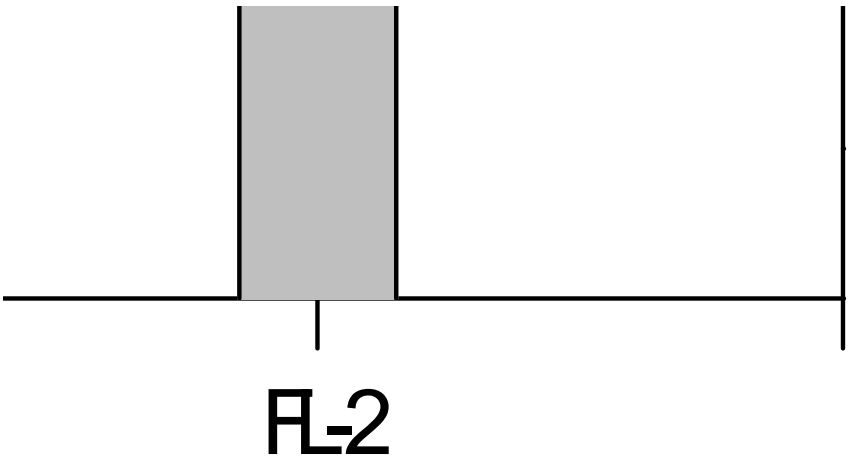


Fig. 16. Chlorophyll-a and clearance rate (CR) of freshwater bivalve Anodonta woodiana in the operation of Continuous removal of organic matters system with different velocity. FL-1= low water current mussel tank, FL-2= high water current mussel tank.

3. 유기물 여과율

유속에 따른 패류의 유기물 제어 효과를 파악하기 위한 실험에서 패류 처리군의 평균 여과율(CR)은 유속이 24 L h^{-1}인 처리군(3.295±1.03 L $mussel^{-1}d^{-1}$)에서 유속이 48 L h^{-1}인 처리군(2.299±0.97 L $mussel^{-1}d^{-1}$)보다 높게 나타났다. Kirby-Smith(1972)와 Jorgensen 등(1986)은 빠른 유속은 패류가 수중의 입자성 물질을 여과하는 능력을 감소시킨다고 보고한 바 있으며, 이번 연구에서도 이와 유사하게 빠른 유속에서 낮은 CR값을 나타냈다. 또한 이것을 연속적 유기물 제거 장치의 체류시간을 통해 이전 이등(2009)의 실험과 비교했을 때 동일한 유속(24 L h^{-1})과 크기(10.6~11.4 cm)일 경우 체류시간이 22.7 hr로 가장 길었던 실험에서 가장 높은 여과율을 나타냈다(4.47±1.82 L $mussel^{-1}d^{-1}$).반면 가장 높은 유속(48 L h^{-1})에서는 체류시간이 10.4 hr로 가장 높았던 체류시간보다 반 이상 적었으며 이로 인해 낮은 여과율(2.299±0.97 L $mussel^{-1}d^{-1}$)이 나타난 것으로 사료된다. 이상의 결과에서 지나치게 빠른 유속은 여과율 감소를 야기시키며, 이러한 여과율 감소에 장치 내 체류시간도 중요한 역할을 한다는 것을 알 수 있었다. 추후 연구를 통해 유속과 체류시간과의 관계를 밝히고 이를 장치 설계 시 반영한다면 좀 더 높은 효율을 나타낼 것이라 사료되었다. 유속이 빠른 경우와 반대로 지나치게 낮은 유속도 여과율을 감소시키는 것으로 나타났다.

동일한 실험장치와 패류를 이용한 이주환 등(2009)의 연구결과에서 패류의 패각크기(8~11 cm)가 유사할 때 유속이 지나치게 낮을 경우(12 L h^{-1})패류의 여과율은 0.87±0.17 L $mussel^{-1}d^{-1}$로 24 L h^{-1}유속에 비해 낮은 값을 나타났다(Table 2). 이렇게 CR값이 낮게 나타나는 이유는 낮은 유속으로 인해 체류시간이 길어지고 이로 인해 패류의 섭식활동을 통해 배출된 영양염이 수체 내에서 빠른 시간 내에 배출되지 않고 오랫동안 남아 있음으로써 식물플랑크톤의 재생

산 등에 영향을 주었기 때문인 것으로 사료된다. 이전 국•내외 선행연구에서 패류의 존재가 식물플랑크톤의 성장에 미치는 영향에 대해 보고된 바 있다. 얼룩말조개를 이용한 enclosure실험에서 Heath 등(1995)은 패류가 있는 처리군에서 패류가 없는 곳이나 호수보다 더 높은 식물플랑크톤 성장률이 나타난 것을 관찰하였고, Hwang 등(2001)은 재첩을 이용한 실험에서 재첩에 의해 섭식되지 않은 식물플랑크톤의 체적 증가를 확인한 바 있다. 또한 *Mytilus trossulus*를 이용한 Ackerman 등(2004)의 실험에서도 일정 유속(1-18 cm s^{-1})범위에서는 낮은 유속보다 높은 유속에서 더 높은 CR 값을 나타낸다고 보고한 바 있다. 그러나 *Mytilus californianus*를 이용한 실험에서는 유속(1-12 cm s^{-1})이 증가할수록 CR 값이 증가하다가 일정 유속(18 cm s^{-1})이상에서는 감소하는 결과도 확인한 바 있다.

그러나 이번 실험에서 중간범위에 속하는 24 L h^{-1}의 유속에서는 이전연구와 이번 실험결과에서 모두 높은 여과율을 나타냈다. 따라서 선행연구와 이번 실험결과를 통해 패류마다 가장 좋은 여과율을 나타내는 최적의 유속범위가 존재한다는 것을 알 수 있었으며 펄조개를 이용한 연속적 유기물 제어 장치 운영에 있어 최적 유속은 24 L h^{-1}로 나타났다.

Table 6. Clearance rates of freshwater bivalves according to the different current and retention time.

Mussels	Current ($L\ h^{-1}$)	RT (h)	Shell length (cm)	CR ($L\ mussel^{-1}h^{-1}$)
Anodonta woodiana	12	1.5	8.5±1.0	0.87±0.17
Anodonta woodiana	24	22.7	11.4±1.8	4.47±1.82
Anodonta woodiana	24	3.9	11.4±1.3	1.23±0.20
Unio douglasiae	24	3.9	6.8±0.6	0.55±0.18
Anodonta woodiana	24	20.8	10.6±1.9	3.30±1.03
Anodonta woodiana	48	10.4	10.6±1.9	2.30±0.97

RT; Retention time, CR; Clearance rates

제 3 절 구조 및 패류 밀도에 따른 유기물 제어능 평가

1. 환경요인

한국산 패류를 이용한 부영양수의 연속적 유기물 제어 장치의 두 차례 운영 동안 패류처리군과 비처리군의 분석조내 기초환경요인은 전체적으로 유의한 차이를 나타냈다. 수온은 1차 실험 (5.5～5.9)보다 2차 실험 (7.75～7.82)에서 다소 높았으며 패류에 따른 수온증가는 1차 실험 (0.33)이 2차 실험보다 (0.07) 높았다 (ANOVA, P<0.0001). 전기전도도는 수온과 유사한 패턴을 보였으나 두 차례 실험에서 패류처리에 따른 유의한 변화는 나타나지 않았다 (ANOVA, P>0.5). 용존산소는 유입수의 농도가 1차 실험보다 2차 실험에서 다소 높았으나, 모두 패류처리에 따른 유의한 변화는 보이지 않았다(ANOVA, P>0.5). pH는 1차 실험 (8.46～8.44)보다 2차 실험(8.78～8.79)에서 다소 높았으나 두 차례 실험 모두 패류에 의한 유의한 변화는 나타나지 않았다(ANOVA, P>0.5). 이상의 4 가지 항목들은 모두 패류처리에 의한 유의한 변화가 나타나지 않았다 (Table 2, Fig. 3a, b, c, d, e).

한편, 유입수의 탁도(1차 실험; 5.66～3.23, 2차 실험; 9.79～3.50)와 SS (1차 실험; 14.64～7.36, 2차 실험; 18.00～3.96)는 모두 1차보다 2차 실험에서 더 높은 수준을 보였으나 Chl-*a*농도는 1차 실험 (99.97～35.38)이 2차 실험 (76.55～17.73)보다 더 높았다. 이상의 3가지 항목 (탁도; F=75.925, Chl-*a*; F=54.771, SS; F=96.775)은 공통적으로 패류처리 및 추가적인 패류 도입에 의하여 유의한 감소를 보였으며(ANOVA, P<0.0001), 탁도의 지표인 광투과도(light penetration)에서도 같은 결과를 보였다(Fig. 3b).

Table 7. Summary of ANOVA on water quality and clearance rates (CR) and pseudo-feces and feces production of mussels (PFP) during the operation Continuous removal of organic matters using a combined freshwater bivalve

Parameters	Unit	1st Continuous removal of organic matters		2nd Continuous removal of organic matters		*F*	*P*
		No mussel	Mussel	No mussel	Mussel		
Temperature	℃	5.57±0.21 a	5.90±0.21 a	7.75±0.24 b	7.82±0.29 b	24.266	0.0000
Conductivity	μscm^{-1}	234.75±1.74 a	240.83±2.61 a	256.08±1.53 b	260.00±2.14 b	34.791	0.0000
DO	mg L^{-1}	8.95±0.11 a	8.69±0.12 a	9.94±0.31 b	9.76±0.24 b	8.412	0.0002
pH		8.46±0.04 b	8.44±0.04 a	8.78±0.05 c	8.79±0.06 a	16.202	0.0000
Turbidity	NTU	5.66±0.34 b	3.23±0.25 a	9.79±0.39 c	3.50±0.40 a	75.925	0.0000
Chl-*a*	μg L^{-1}	77.97±5.67 c	35.38±4.50 b	76.55±2.42 c	17.73±2.86 a	54.771	0.0000
SS	mg L^{-1}	14.64±0.75 c	7.36±0.71 b	18.00±0.77 d	3.96±0.26 a	96.775	0.0000
NO_{2-N}	μg L^{-1}	31.36±1.25 a	29.42±1.30 a	35.49±0.60 b	36.06±0.62 b	10.381	0.0000
NO_{3-N}	μg L^{-1}	2.29±0.03 a	2.30±0.03 a	2.60±0.12 b	2.49±0.03 b	5.364	0.0031
NH_{3-N}	μg L^{-1}	31.94±2.52 a	71.63±6.26 b	56.21±3.87 ab	155.70±16.28 c	35.496	0.0000
TN	mg L^{-1}	3.08±0.06 b	2.89±0.04 a	3.35±0.03 c	3.04±0.03 b	23.167	0.0000
SRP	μg L^{-1}	3.86±0.33 b	4.15±0.38 b	1.74±0.32 a	2.25±0.26 a	13.321	0.0000
TP	μg L^{-1}	56.41±4.42 c	38.12±2.94 b	35.25±2.56 b	18.39±1.85 a	25.464	0.0000
CRss	L $g^{-1}h^{-1}$	_	0.06±0.01 a	_	0.11± 0.01 b	109.548	0.0000
PFP	mg	_	2.54±0.00 a	_	3.40± 0.05 b	1930.887	0.0000

1st Continuous removal of organic matters; The Continuous removal of organic matters operation with combined bivalves (*Unio douglasiae* + *Anodonta woodiana*) for 12 days during 2/1 and 2/12, and 2nd Continuous removal of organic matters; The Continuous removal of organic matters operation with mussels (added 30 individuals of mussels into 1st Continuous removal of organic matters) for 14 days during 3/4

and 3/17, respectively. Conductivity; electric conductivity, DO; dissolved oxygen, Chl-a; chlorophyll-a, SS; suspended solids, TN;Total nitrogen, SRP; soluble reactive phosphorus, TP; total phosphorus, CRss;clearance rates based on SS concentrations, PFP; pseudo-and fecesproduction of combined bivalves, Alphabets (a, b, c and d) are significant differences by ANOVA and Tukey's THD test.

Fig. 17. Continuous water temperatures (a) and light intensities at the 30 minute interval (b) during the 1st and 2nd operation of continuous removal of organic matters using a combined freshwater bivalve (*Unio douglasiae* + *Anodonta woodiana*)

Fig. 18. Daily variations of physicochemical parameters during the 1st and 2nd operation of continuous removal of organic matters using a combined freshwater bivalve (*Unio douglasiae* + *Anodonta woodiana*)

2. 영양염 변화

패류 처리군과 비처리군의 분석조내 영양염의 농도는 항목에 따라 차이를 보였는데, NO_2-N, NO_3-N, SRP는 1, 2차 실험에서 패류처리에 따른 유의한 변화를 보이지 않은 반면(ANOVA, P>0.5), NH_3-N농도는 패류에 의한 높은 암모니아 배출이 뚜렷하였으며 (1차 실험; 31.94～71.63, 2차 실험; 56.21～155.70), 패류추가 도입에 따른 암모니아의 뚜렷한 증가를 나타냈다(ANOVA, F=35.496, P<0.0001)(Table 2, Fig. 5a, b, c, e). 한편, TN과 TP는 1차, 2차 실험에서 모두 패류처리에 따른 뚜렷한 감소를 보였으며 (P<0.0001), 추가적인 패류에 따라 총인의 농도(1차 실험; 56.41～38.12, 2차 실험; 35.25～18.39)가 총질소 (1차 실험; 3.08～2.89, 2차 실험; 3.35～3.04) 보다 상대적으로 크게 감소하였다(ANOVA, F=25.464, P<0.0001)(Table 2, Fig. 5d, f)

Fig. 19. Daily variations of concentrations of nutrients during the 1st and 2nd operation of Continuous removal of organic matters using a combined freshwater bivalve (*Unio douglasiae* + *Anodonta woodiana*) collected from the North Han-River, South Korea

3. 유기물 제어 및 배설물 생산

패류에 의한 연속적 유기물제거 효율은 패류 추가도입에 따라 뚜렷하게 증가하였다. SS 제어율 (CR_{ss})은 0.076±0.04 L $g^{-1}h^{-1}$(1차 실험), 0.150±0.034 $Lg^{-1}h^{-1}$(2차 실험)이었으며, Chl-a제어율 (CR_{chl-a})은 0.088±0.045 L $g^{-1}h^{-1}$(1차 실험), 0.158±0.045 L $g^{-1}h^{-1}$(2차 실험)이었다. 전체적으로 1차 실험과 동일한 조건에 81개체 (30 %)를 추가적으로 도입한 2차 실험에서 유기물 제어능은 SS와 Chl-a 모두 약 2배 정도 높게 나타났다 (Table 2, Fig. 6a, b). 패류의 배설물 생산량 (PFP)은 1차 실험 (2.54±0.00 g $AFDW^{-1}h^{-1}$)과 2차 실험(3.40±0.05 g $AFDW^{-1}h^{-1}$)간의 유의한 차이를 보였으며 (ANOVA, $F=1930.887$, $P<0.0001$), 패류의 추가 도입으로 인한 배설물 증가가 뚜렷하였다(Table 2, Fig. 6c).

Fig. 20. Daily variations of the concentrations of suspended solids (SS, a) and chlorophyll-a (Chl-a, b) during the 1st and 2nd operation of Continuous removal of organic matters, and clearance rates (CR) based on the suspended solids (CR_{SS}) and chlorophyll-a($CR_{Chl\text{-}a}$) and pseudo- and feces production (PFP) of a combined freshwater bivalve (*Unio douglasiae* + *Anodonta woodiana*)

4. 고찰

두 차례에 걸친 수로형 유기물 연속 제거 장치 운영에 있어서 처리조를 통과한 물의 수온, 전기전도도, 용존산소, pH 등은 시간의 경과에 따라 약간의 flux (증가 또는 감소)를 보였으나 패류의 처리여부 및 추가적인 도입에 따른 유의한 변화는 나타나지 않았다. 선행연구에 의하면, 말조개만을 이용한 상자형 Continuous removal of organic matters(B-Continuous removal of organic matters)에서도 모래퇴적물 추가에 상관없이 유의한 변화를 보이지 않았으며(김등, 2009a), 패각길이와 처리밀도가 서로 유사한 두 패류 (펄조개와 말조개)를 각각 이용한 B-Continuous removal of organic matters 에서도 유의한 차이는 나타나지 않았다(김등, 2009b). 한편 패류의 처리밀도나 연령이 서로 다른 말조개만을 이용한 B-Continuous removal of organic matters 에서는 용존산소가 뚜렷하게 감소하였는데 패류의 처리유무에 의해서만 유의한 차이를 보였을 뿐이다(이등, 2009). 본 연구에서 적용한 유속과 처리밀도는 선행연구들과 비교하면 다소 낮거나 유사한 수준이며 처리밀도를 증가하여도 유의한 차이를 보이지 않은 점으로 보아, 1) 패류의 섭식활동에 의한 용존산소의 감소가 예상될 수 있으나 (McIvor, 2004), 2) 일일 처리량이 선행연구보다 2배 이상 높은 C-Continuous removal of organic matters 의 유속에 의한 희석작용이 컸을 것으로 사료되었다.

패류처리(유속; 60 L h^{-1},처리밀도; 224.7 ind. m^{-2})와 추가적인 도입 (1차의 30%, 81개체)에 따른 용존성 영양물질의 증가 및 총질소, 총인의 감소가 뚜렷하였다. 이 결과는 패류가 섭식활동을 통하여 수중에 용존성 인보다 질소(특히 암모니아)를 높게 배출한다는 선행연구들(Heckey and Kilham, 1988; Burton, 1983)과는 일치하였으나 1) 암모니아를 제외한 다른 영양염(NO_2-N, NO_3-N, PO_4-P)은 유의한 증가나 감소를 보이지 않았고, 2) 총질소보다 총인이 뚜렷하게

감소한 이유 또한 아직 정확하게 설명할 수 없다. 다만 B-Continuous removal of organic matters 연구에 의하면, 용존성 영양물질은 패류의 종류(길이)나 밀도보다는 패류의 유무에 따라 강하게 의존하였고(김등, 2009a; 이등, 2009), 오염이 심한 하천(포천천, 경기도)에 직접 설치한 야외형 Continuous removal of organic matters (Filed type-Continuous removal of organic matters, F-Continuous removal of organic matters)에서는 패류의 유무나 밀도보다 유속에 의존하였으며, 빠른 유속에서는 총질소와 총인 조차도 유의한 변화(감소)를 보이지 않았다(김 등, 2009b). 결국 C-Continuous removal of organic matters에서 용존성 물질(암모니아 증가)과 총질소와 총인의 변화(감소)는 패류의 섭식 활동 뿐만 아니라 유속에 의해 강하게 영향을 받기 때문에 처리수의 환원시 배출농도 등을 고려하여 처리밀도, 유속 및 일일 처리량 등에 대한 보다 세밀한 연구가 필요하다 하겠다.

본 연구는 1) 채집하천에서 우점적으로 서식했던 두 패류(말조개; 펄조개)의 상대적 분포비 (ca. 7:3)를 근거로 하여 C-Continuous removal of organic matters에 도입했다는 점과 2) 높은 침강율을 제공할 수 있도록 기존의 B-Continuous removal of organic matters를 병렬로 연결한 좁고 길게 제작된 점에서 앞에서 언급한 선행연구들과 차별화된다. 특히 본 연구는 B-Continuous removal of organic matters 운영시 동일종의 개체수 확보를 위해 많은 노력이 필요하며, 단일종만 선택적으로 사용후 다시 환원할 경우 채집장소에 특정 패류만 환원시킴으로서 높은 교란이 예상되어 생태친화적 운영을 목적으로 두 우점 패류를 혼합하는 B-Continuous removal of organic matters 개발을 시도되었다. 지금까지 두 패류의 혼합이 단일종만 이용했을 때보다 효율면에서 크게 떨어지거나 패류 관리면 (예, 사망률 증가, 유기물 제어능 감소)에서 부정적이라는 연구 등은 보고된 바 없으며, Continuous removal of organic matters 기본형인 McIvor (2004)와 선행연구들과 비교할 경우, C-Continuous removal of

organic matters은 이들보다 낮은 밀도에서도 유사한 제어능을 보였으며 일일 처리량이 약 2배 높다는 장점을 보여 앞으로 부영양 저수지나 하천의 유기물 제어에 있어서 새로운 기반기술로서 적용 가능할 것으로 판단되었다. 뿐만 아니라 2차 실험에서 1차 실험에 적용하였던 패류의 30% 정도의 개체를 추가하여 약 2배에 가까운 높은 유기물 제어 및 배설물 생산을 유도하였는데 이번 연구에서 새롭게 얻은 결과이다. 물론 이로 인하여 용존성 영양염 (암모니아)의 유의한 증가를 가져왔지만 C-Continuous removal of organic matters 운영도중 사망한 패류는 한 개체도 발견되지 않았으며, 다른 영양염들 역시 크게 증가하지 않아 동일한 조건에서 최대 유기물 제어능(maximum clearance of NOM)을 보이는 운영조건 (처리밀도, 유속, 암모니아 농도, 사망률 등)에 대한 추가적인 연구가 필요할 것으로 사료되었다.

제4절 반응표면분석을 활용한 유기물 제어 최적화 연구

1. 최적화 및 고찰

반응표면분석법에 의한 패류 크기와 유속에 따른 유기물 제어 반응의 최적조건의 결정은 분석한 패류의 크기와 유속을 종속변수로 설정한 후, 각 독립변수간의 관계를 소프트웨어에 의한 다중회기분석 및 분산분석을 실시한 후, 유의성이 인정되는 변수만을 채택하여 이를 반응표면분석법에 의하여 동고분석과 3차원 분석을 실시하여 최적조건을 설정하였다.

중심합성 설계법을 이용하여 2인자 수준으로 설계하여 패류의 유기물 제어 반응을 수행하여 얻은 유기물 여과율을 종속변수로 하여 얻은 결과를 Table 4에 나타내었다. 설계된 실험조건에 따라 패류의 크기는 high level 2 cm, low level 20 cm, 유속은 high level 48 L/h, low level 24 L/h으로 설정하였다.

일반적으로 패류의 크기가 클수록, 유속이 느릴수록 패류에 의한 유기물 제어율이 높은 경향을 확인할 수 있었다.

2개의 독립인자 중 독립변수인 패류의 크기 (10 cm)와 유속 (36 L/h)으로 고정시켜서 분석한 결과를 Fig. 21에 나타내었다. 패류의 크기가 클수록, 유속이 느릴수록 패류에 의한 유기물 제어율이 높은 경향이 있지만, 패류에 의한 유기물 제어능이 불규칙적인 경향을 나타내는 것은 패류의 활동에 수온 등과 환경요인들의 영향을 받기 때문인 것으로 판단되었으며, 이와 같이 불안정한 경향을 완화시키기 위해서는 수온 등과 외부 환경요인을 안정화시킬 필요가 있다는 것을 시사해 주었다.

Fig. 22는 반응인자와 응답 사이의 관계로부터 유도한 등고선도(contour plot)을 도시한 것이다. 개별적인 등고선도들은 2개의 인자 (패류의 크기, 유속)를 일반값으로 고정하여 인자들을 변화시키면서 얻은 결과이다. 비슷한 패류의 크

기에도 불구하고 유속이 증가하면 패류에 의한 유기물 제어능은 감소하는 것으로 보아 패류의 크기, 유속 등이 모두 유기물 제어 반응에 중요한 인자로서 작용하는 것으로 판단되었다.

따라서, 패류를 이용한 유기물 제어능을 안정적으로 증대시키기 위해서는 적당한 패류의 크기와 유속 및 체류시간 뿐만 아니라 패류의 활동에 영향을 미치는 수온과 같은 외부환경요인들에 대한 안정화방법도 함께 고려되어야 할 것으로 판단되었다.

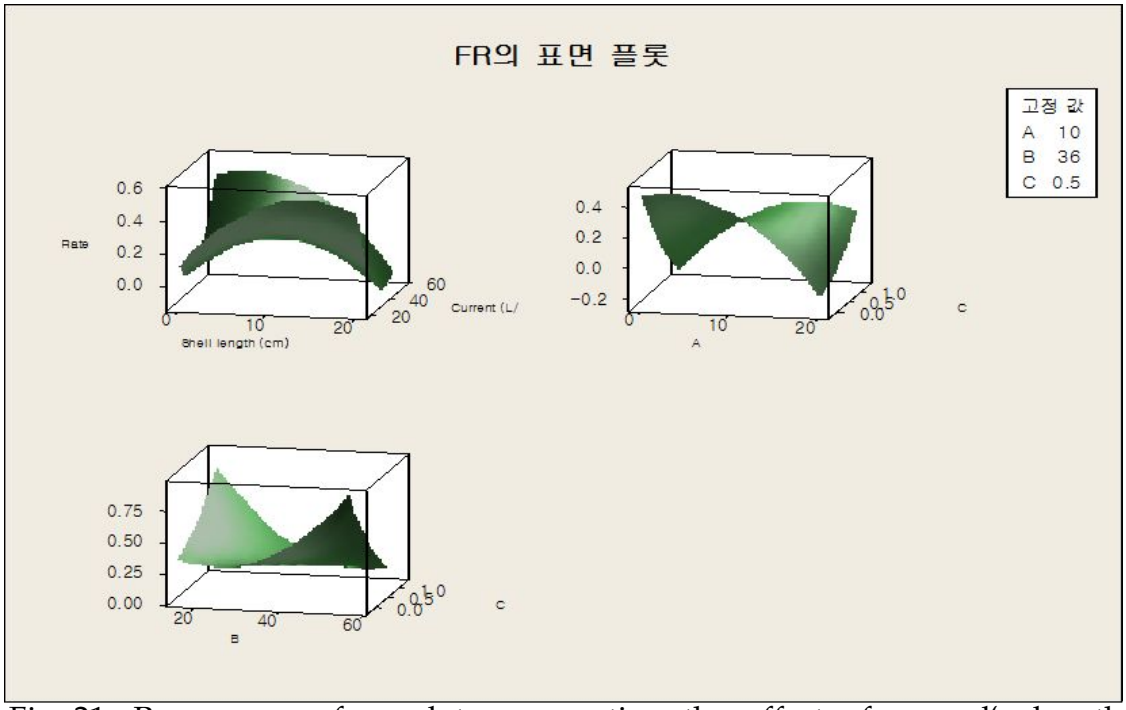


Fig 21. Response surface plot representing the effect of mussel's length and water current on removal of organic matter by freshwater mussels.

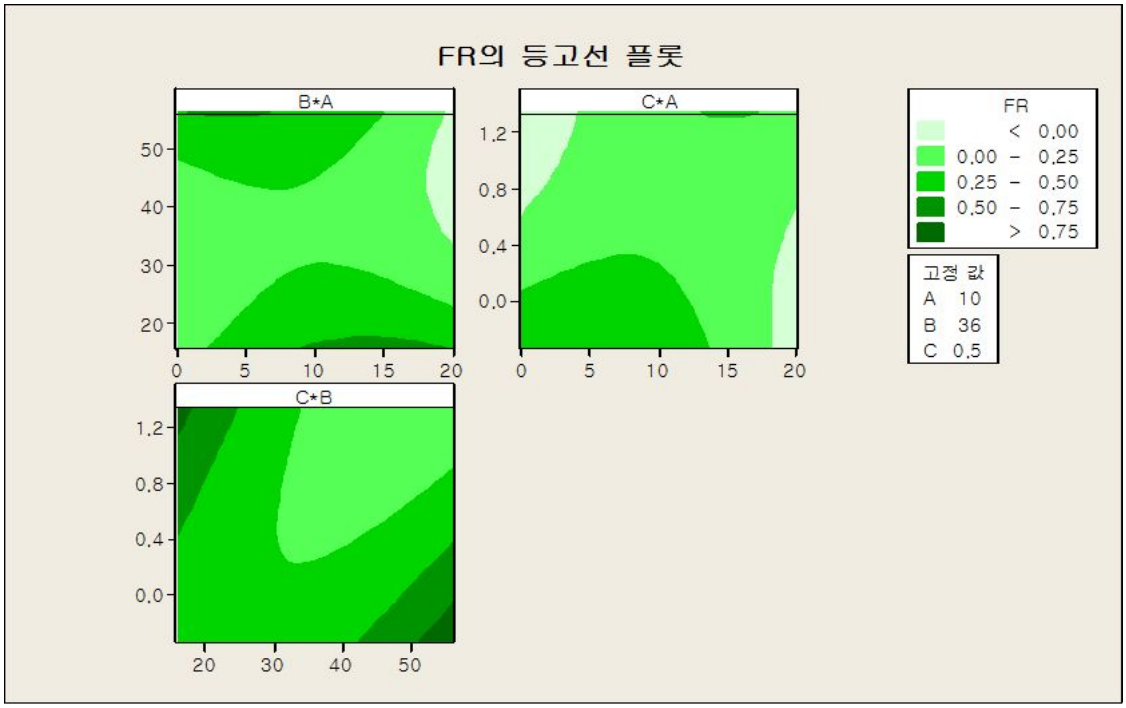


Fig 22. Contour plots representing the effect of mussel's length and water current on removal of organic matter by freshwater mussels.

제 4 장 결 론

부영양 저수지의 현장수를 연속형 유기물 제어기술 (김등, 2009)에 유입하여 국내산 이매패의 종간 또는 종내 차이에 따른 유기물 제어능과 배설물 생산량을 비교하고자 1) 패각길이가 유사한 국내산 이매패 말조개와 펄조개를 대상으로 섭식실험을 실시하였고, 2) 실내 관리조에서 사망율이 비교적 낮은 펄조개만을 대상으로 패각길이와 처리밀도에 따른 섭식특성을 각각 비교, 조사하였다.

첫째, 패각길이가 비슷할 경우 이종(AUD, YAW)의 유기물 제어능(RA)은 서로 비슷하였고 시간에 따른 변화도 유사한 패턴을 나타냈다. 한편 동일종(펄조개)를 대상으로 크기가 서로 다른 YAW와 AWW의 실험에서는 크기가 큰 AWW가 더 높은 유기물 제어능을 보였다. 이상의 결과로 보면, 패류의 유기물 제어능은 종간 차이 (Fanslow *et al.* 1995) 보다는 패각길이에 의존하여 길이가 클수록 (연령이 증가할수록) 더 높은 제어능을 보임을 알 수 있었다.

둘째, 패각길이가 비슷한 AUD와 YAW의 유기물 여과능(FR)은 제어능과 다르게 말조개에서 더 높게 나타났다. 패류의 여과율은 개체의 유기물량에 반비례하므로 결국 AUD의 높은 여과율은 YAW보다 낮은 유기물량이 주된 원인이다. 대개 동일종 패류에서 개체의 크기가 작을수록 더 높은 여과율을 나타낸다고 보고되고 왔다 (Fanslow *et al.* 1995; Hwang, 1996; Hwang *et al.* 2001; 황등, 2002). 따라서 유사한 패각길이를 갖는 패류일지라도 개체의 유기물량(AFDW)이 작은 패류의 유기물 여과능이 높다는 의미로서 연구를 통해 새롭게 밝혀졌다.

셋째, 동일종 펄조개를 대상으로 서로 다른 밀도로 처리할 경우, 저밀도 처리군(L-YAW: 1.0)이 고밀도 처리군 (H-YAW: 1.7)보다 약 1.8배 정도 높은 여과율을 나타냈다. 본 실험에서 사용된 현장수는 매일 기상이나 기후에 따라 변

동되는 특성을 갖고 있기 때문에 처리 원수의 유기물량 또한 패류 섭식활동에 영향을 줄 수 있다. 앞에서 언급한 실험들보다 수온증가로 인하여 chl-*a*량이 3배 이상 증가하였으나 패류의 처리밀도가 높아서 고밀도 처리군의 경우, 강한 먹이에 대한 경쟁이 일어났을 것으로 사료되었다.

패류의 배설물 생산은 실험기간 동안 여과율과 거의 유사한 패턴을 보였다. 흥미롭게도 처리용량이 크고 처리밀도가 다른 실험에 비해 낮았던 패각길이 실험에서는 다른 두 실험에서보다 낮은 여과율에도 불구하고 상대적으로 높은 배설물을 생산하였다. 이는 실험규모가 크고 느린 유속으로 인하여 패류가 직접 여과한 배설물 뿐만 아니라 자연 침강되는 유기물량이 기여했을 것으로 판단된다. 또한 다른 실험보다 현장수 Chl-*a*가 높았으나 처리밀도가 가장 낮아 상대적으로 여과율은 낮았다. Hwang *et al.*(2001)은 동일한 패류일지라도 조류밀도가 여과율에 절대적인 영향을 준다고 보고하였으며, 일반적으로 조류밀도가 낮은 수체에서 패류는 높은 여과율을 보이며 (Sprung and Rose, 1988; Reeders and Vaate, 1990; Bontes *et al.,* 2007), 반대로 높은 조류밀도에서는 낮은 여과율과 높은 배설물을 보인다는 선행연구 (이등, 2008)들과 일치하였다.

패류처리에 따른 수질환경요인의 변화는 이미 알려진 대로 탁도와 SS에서 큰 감소가 일어났으며, DO농도의 경우 비교적 저온기(5.20±3.02℃) 였던 종간 실험에서는 패류처리에 따른 큰 변화가 일어나지 않았으나 평균기온이 약 16℃ 이상으로 상승했던 패류크기와 패류밀도 실험에서는 패류처리에 따라 DO농도의 유의한 감소가 나타났다. 이것은 수온의 상승과 관련이 있는데, 수온의 상승은 패류의 산소소비량 및 섭식율의 증가, 동화율과 같은 활동성의 감소, 수중 산소 농도의 감소 그리고 패류의 용존산소 소모 증가를 야기한다고 알려진 (Buddensiek, 1993) 연구결과와 일치하였다.

영양염 농도의 변화는 패류 처리군 모두에서 NH_4과 PO_4의 농도가 증가하였다. 패류의 섭식에 따른 주요 기작 중의 하나는 암모니아와 용존 유기인과

같은 무기 영양염의 배출과정으로 알려져 있다(James, 1987; Quigley *et al.* 1993; Yamamura and Koike, 1993; Gardner *et al.* 1995; Arnott *et al.* 1992; Dame, 1996; Davis *et al.* 2000). 이러한 암모니아와 인산염의 증가는 다른 생물을 이용한 생물조절에서도 흔히 발견되는 현상으로 (Fukushima *et al.* 1999; 김등, 2000; 김등, 2005) 실제 패류를 적용하기 위해서는 발생되는 영양염을 제거하거나 활용할 수 있는 방법이 개발되어야 할 것으로 사료된다. 그러나 암모니아와 용존인의 증가와는 상반되게 길이 실험에서 TN, TP의 감소가 발생했다. 이는 패류의 특징과 관련된 현상으로 사료되는데, 패류는 수중으로부터 섭취된 물질을 체내에 저장할 수 있는 능력이 있으며, 저장 시간은 석패과 패류가 1,790~2,849일 정도로 알려져 있다 (Lewandowski and Stanczykowska, 1975; Avolizi, 1976; McMahon, 1991). 그러나 이러한 결과는 온도가 낮았던 실험에서는 나타나지 않았으며, 같은 패류 종 내에서도 패각 길이가 짧은 패류에서만 나타났는데 이러한 특성을 이용하기 위해서는 패류의 온도에 따른 섭식형태, 먹이의 양과 질에 따라 배출되는 영양염의 차이 뿐만 아니라 배출된 영양염을 이용할 수 있는 생물에 대한 특성까지 검토되어야 할 것으로 사료된다.

부영양 저수지의 유기물제어를 위해 Continuous removal of organic matters을 이용하여 패류의 종류와 패각길이, 적용밀도를 달리해서 실험을 한 결과 말조개의 여과율이 펄조개보다 높았으며, 같은 종내 에서는 패각길이가 짧은 패류가 더 높은 여과율을 나타냈다. 영양염 역시 패각길이가 짧은 패류가 더 낮은 배출량을 나타냈다. 따라서 패류 적용시 패각길이가 짧은 패류를 적용하는 것이 더 효과적일 것이며, 여과효율에 영향을 미치는 수온, 유속 등에 대한 추후 연구가 필요할 것이라고 사료되었다.

유속에 따른 패류처리군의 평균 여과율(CR)은 유속이 24 L h^{-1}인 처리군 (3.295±1.03 L $mussel^{-1}d^{-1}$)에서 유속이 48 L h^{-1}인 처리군(2.299±0.97 L $mussel^{-1}d^{-1}$)보다 높게 나타났다. Kirby-Smith(1972)와 Jorgensen 등(1986)은 빠른

유속은 패류가 수중의 입자성 물질을 여과하는 능력을 감소시킨다고 보고한 바 있으며, 이번 연구에서도 이와 유사하게 빠른 유속에서 낮은 CR값을 나타냈다. 또한 이것을 Continuous removal of organic matters 장치의 체류시간을 통해 이전 이등(2009)의 실험과 비교했을 때 동일한 유속(24 L h^{-1})과 크기(10.6~11.4 cm)일 경우 체류시간이 22.7 hr로 가장 길었던 실험에서 가장 높은 여과율을 나타냈다(4.47±1.82 L $mussel^{-1}d^{-1}$).반면 가장 높은 유속(48 L h^{-1})에서는 체류시간이 10.4 hr로 가장 높았던 체류시간보다 반 이상 적었으며 이로 인해 낮은 여과율(2.299±0.97 L $mussel^{-1}d^{-1}$)이 나타난 것으로 사료된다. 이상의 결과에서 지나치게 빠른 유속은 여과율 감소를 야기시키며, 이러한 여과율 감소에 장치 내 체류시간도 중요한 역할을 한다는 것을 알 수 있었다. 추후 연구를 통해 유속과 체류시간과의 관계를 밝히고 이를 장치 설계 시 반영한다면 좀 더 높은 효율을 나타낼 것이라 사료되었다. 유속이 빠른 경우와 반대로 지나치게 낮은 유속도 여과율을 감소시키는 것으로 나타났다.

두 차례에 걸친 수로형 연속적 유기물 제거 장치 운영에 있어서 처리조를 통과한 물의 수온, 전기전도도, 용존산소, pH 등은 시간의 경과에 따라 약간의 flux (증가 또는 감소)를 보였으나 패류의 처리여부 및 추가적인 도입에 따른 유의한 변화는 나타나지 않았다. 선행연구에 의하면, 말조개만을 이용한 상자형 Continuous removal of organic matters(B-Continuous removal of organic matters)에서도 모래퇴적물 추가에 상관없이 유의한 변화를 보이지 않았으며(김등, 2009a), 패각길이와 처리밀도가 서로 유사한 두 패류 (펄조개와 말조개)를 각각 이용한 B-Continuous removal of organic matters 에서도 유의한 차이는 나타나지 않았다(김등, 2009b). 한편 패류의 처리밀도나 연령이 서로 다른 말조개만을 이용한 B-Continuous removal of organic matters 에서는 용존산소가 뚜렷하게 감소하였는데 패류의 처리유무에 의해서만 유의한 차이를 보였을 뿐이다(이등, 2009). 본 연구에서 적용한 유속과 처리밀도는 선행연구들과 비교하

면 다소 낮거나 유사한 수준이며 처리밀도를 증가하여도 유의한 차이를 보이지 않은 점으로 보아, 1) 패류의 섭식활동에 의한 용존산소의 감소가 예상될 수 있으나 (McIvor, 2004), 2) 일일 처리량이 선행연구보다 2배 이상 높은 C-Continuous removal of organic matters 의 유속에 의한 희석작용이 컸을 것으로 사료되었다.

패류처리(유속; 60 L h^{-1},처리밀도; 224.7 ind. m^{-2})와 추가적인 도입 (1차의 30%, 81개체)에 따른 용존성 영양물질의 증가 및 총질소, 총인의 감소가 뚜렷하였다. 이 결과는 패류가 섭식활동을 통하여 수중에 용존성 인보다 질소(특히 암모니아)를 높게 배출한다는 선행연구들(Heckey and Kilham, 1988; Burton, 1983)과는 일치하였으나 1) 암모니아를 제외한 다른 영양염(NO_2-N, NO_3-N, PO_4-P)은 유의한 증가나 감소를 보이지 않았고, 2) 총질소보다 총인이 뚜렷하게 감소한 이유 또한 아직 정확하게 설명할 수 없다. 다만 B-Continuous removal of organic matters 연구에 의하면, 용존성 영양물질은 패류의 종류(길이)나 밀도보다는 패류의 유무에 따라 강하게 의존하였고(김등, 2009a; 이등, 2009), 오염이 심한 하천(포천천, 경기도)에 직접 설치한 야외형 Continuous removal of organic matters (Filed type-Continuous removal of organic matters, F-Continuous removal of organic matters)에서는 패류의 유무나 밀도보다 유속에 의존하였으며, 빠른 유속에서는 총질소와 총인 조차도 유의한 변화(감소)를 보이지 않았다(김등, 2009b). 결국 C-Continuous removal of organic matters에서 용존성 물질(암모니아 증가)과 총질소와 총인의 변화(감소)는 패류의 섭식 활동 뿐만 아니라 유속에 의해 강하게 영향을 받기 때문에 처리수의 환원시 배출농도 등을 고려하여 처리밀도, 유속 및 일일 처리량 등에 대한 보다 세밀한 연구가 필요하다 하겠다.

본 연구는 1) 채집하천에서 우점적으로 서식했던 두 패류(말조개; 펄조개)의 상대적 분포비 (ca. 7:3)를 근거로 하여 C-Continuous removal of organic

matters에 도입했다는 점과 2) 높은 침강율을 제공할 수 있도록 기존의 B-Continuous removal of organic matters를 병렬로 연결한 좁고 길게 제작된 점에서 앞에서 언급한 선행연구들과 차별화된다. 특히 본 연구는 B-Continuous removal of organic matters 운영시 동일종의 개체수 확보를 위해 많은 노력이 필요하며, 단일종만 선택적으로 사용후 다시 환원할 경우 채집장소에 특정 패류만 환원시킴으로서 높은 교란이 예상되어 생태친화적 운영을 목적으로 두 우점 패류를 혼합하는 B-Continuous removal of organic matters 개발을 시도되었다. 지금까지 두 패류의 혼합이 단일종만 이용했을 때보다 효율면에서 크게 떨어지거나 패류 관리면 (예, 사망률 증가, 유기물 제어능 감소)에서 부정적이라는 연구 등은 보고된 바 없으며, Continuous removal of organic matters 기본형인 McIvor (2004)와 선행연구들과 비교할 경우, C-Continuous removal of organic matters은 이들보다 낮은 밀도에서도 유사한 제어능을 보였으며 일일 처리량이 약 2배 높다는 장점을 보여 앞으로 부영양 저수지나 하천의 유기물 제어에 있어서 새로운 기반기술로서 적용 가능할 것으로 판단되었다. 뿐만 아니라 2차 실험에서 1차 실험에 적용하였던 패류의 30% 정도의 개체를 추가하여 약 2배에 가까운 높은 유기물 제어 및 배설물 생산을 유도하였는데 이번 연구에서 새롭게 얻은 결과이다. 물론 이로 인하여 용존성 영양염 (암모니아)의 유의한 증가를 가져왔지만 C-Continuous removal of organic matters 운영도중 사망한 패류는 한 개체도 발견되지 않았으며, 다른 영양염들 역시 크게 증가하지 않아 동일한 조건에서 최대 유기물 제어능(maximum clearance of NOM)을 보이는 운영조건 (처리밀도, 유속, 암모니아 농도, 사망률 등)에 대한 추가적인 연구가 필요할 것으로 사료되었다.

참 고 문 헌

1) Kong, D. (1997). Limnological and Ecological Characteristics of a River-Reservoir (Paldang), Korea. Special Issue, *J. Kor. Limol.* 30(Suppl.): 524-535

2) Kong, D.S., T. Fukushima, M. Aizaki, and R. Hussein, (1994). Some effects of aquatic animals(zooplankton and small omnivorous fish)onsettlinganddecomposition of particulate materials. Sympo. Kor. Soc. Limnology(special lecture) 1:9-26.

3) Okada, M. and R. Sudo. (1984). Submerged filter streams as applied to gray water treatment. Res. Rep. Natl. Environ. Stud. 55.

4) Prokovovich, N.P., (1969). Deposition of clastic sediment by clams. J. Sediment. Petrol. 39:891-901.

5) Reeders, H.H. and A. Bij de Vaate, (1990). Zebra mussels (Dreissena polymorpha): a new perspective for water quality manegement. Hydrobiologia 200/201:437-450.

6) Seidel, K. (1976). Macrophytes and water purification. p.109-121. In: J. Tourbier and R.W. Pierson, Jr.(Ed.) Biological control of water pollution. University of Pennsylvania, Philadelphia P.A.

7) Shapiro, J., V. Lamarra, and M.Lynch, (1975). Biomanipulation:an ecosystem approach to lake restoration. In: P.L.Brezonik and J.L.Fox(eds). Proceedings of a Symposium on Water Quality Management through Biological Control. Univ. Fla. Gainesville:85-96.

8) Stanczykowska, A., W. Lawacz, J. Mattice and K. Lewandowski, (1976). Bivalves as a factor effecting circulation of matter in Lake Mikolajskie(Poland). Limnologica 10:347-352.

9) Wolverton, B.C. and R.C. MeDenald., (1979) Upgrading facultative wastewater lagoons with vascular aquatic plants. J. Water Pollut. Control Fed. 51:305-313.

10) 권오길, 최준길 (1982). 의암호의 패류에 관한 연구(2) 의암호의 패류상과 어류의 패류내 산란에 관한 연구. 한국육수학회지 15: 39-50.

11) 길봉섭. (1976). 담수산 이매패에 관한 생태학적 연구-분포와 형태변이. 한국육수학회지 9: 29-38.

12) 김건희, 김백호, 박명환, 황순진 (2008). 담수패류(*Unio douglasiae*)와 침수식물 (*Potamogeton crispus*)의 유해 남조 *Oscillatoria* sp. 성장억제 효과. 한국하천호수학회지 41: 68~76.

13) 김백호, 백순기, 황수옥, 황순진 (2009a). 담수산 이매패 펄조개를 이용한 흐름형 유기물 제어(Continuous removal of organic matters) 운영-퇴적물의 영향. 한국하천호수학회지 42: 161-171.

14) 김백호, 이주환, 김용재, 황수옥, 황순진 (2009b). 포천천 수질개선을 위한 패류의 이용: 하천형 유기물 제어(S-Continuous removal of organic matters) 기술의 적용. 한국하천호수학회지 42: 317-330.

15) 김백호, 정승원, 서종근, 서미연, 한명수 (2005). 살조세균 적용이 식물플랑크톤 군집과 조류독소 분포에 미치는 영향. 한국하천호수학회지 38: 261~270.

16) 김백호, 최민규, 황수옥, 고촌전자 (2000). 부영양호의 enclosure 내에서 어류의 밀도조절이 수질 및 플랑크톤 군집에 미치는 영향. 한국육수학회지 33: 358-365.

17) 김호섭, 박정환, 공동수, 황순진 (2004). 참채첩을 이용한 부영양호의 수질개선. 한국하천호수학회지 37: 332-343.

18) 김호섭, 황순진, 고재만 (2003). 도심의 얕은 인공호인 일감호의 수질변화특성과 퇴적환경의 평가. 한국하천호수학회지 36: 161-171.

19) 박구성, 김백호, 엄한용, 황순진 (2008). 남조류 대발생 환경에서 수심과 용존산소 변화에 따른 담수산 이매패(말조개)의 생존율, 여과율 및 배설물

생산. 한국하천호수학회지 41: 50~60.

20) 박성현 (1991). 현대실험계획법, 민영사, p. 575.

21) 이송희, 백순기, 황순진, 김백호 (2009). 부영양호수의 저온기와 고온기 식물플랑크톤에 대한 말조개의 섭식능 비교. 한국하천호수학회지 42: 115-123.

22) 이송희, 황순진, 김백호 (2008a). 저온기 규조발생 억제를 위한 패류의 혼합적용. 한국하천호수학회지 41: 402-411.

23) 이송희, 황순진, 김백호 (2008b). 저온기 부영양 수계의 규조발생에 대한 말조개의 섭식특성. 한국하천호수학회지 41: 237-246.

24) 이연주, 김백호, 김난영, 엄한용, 황순진 (2008). 수온, 먹이농도, 패각 크기가 *Microcystis aeruginosa*에 대한 말조개의 여과율 및 배설물 생산에 미치는 영향. 한국하천호수학회지 41: 61-67.

25) 이주환, 황순진, 박선구, 황수옥, 유춘만, 김백호 (2009). Continuous removal of organic matters를 이용한 부영양 저수지의 유기물 제어: 이매패의 종 특이성에 대하여. 한국하천호수학회지 42: 350-363.

26) 정의영, 신윤경, 최문술 (1997). 새만금호의 수질예측과 그에 따른 대책 I. 환경오염원이 참재첩(*Corbicula leana*)의 여수작용 및 산소소비에 미치는

영향. 한국패류학회지 13: 203-210.

27) 황순진, 김호섭, 최광현, 박정환, 신재기 (2002). 국내 담수산 패류의 섭식활동이 호수 수질에 미치는 영향. 한국하천호수학회지 35: 92-102.

28) 황순진, 전미진, 김난영, 김백호. (2008). 한국산 논우렁이의 유해조류 섭식율 및 배설물 생산. 한국하천호수학회지 41: 77-85.

29) Ackerman, J. D. (1999). Effect of velocity on the filter feeding of dreissenid mussels (*Dreissena Polymorpha* and *Dreissena bugensis*): implications for trophic dynamics. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 56: 1551-1561.

30) Ackerman, J. D. and Nishizaki, M. T. (2004). The effect of velocity on the suspension feeding and growth of the marine mussels *Mytilus trossulus* and *M. californianus*: implications for niche separation. *J. Mar. Sys.* 49: 195-207

31) APHA (1995). Standards methods for the examination of water and wastewater (19th ed). American Public Health Association, Washington, D.C.

32) Arnott, D. L. and J. E. Cloern (1992). Trophic interactions and direct physical effects control phytoplankton biomass and production in an estuary. *Limnol. Oceanogr.* 37: 946-955.

33) Avolizi, R. J., (1976). Biomass turnover in populations of vivipatrous sphaeriid clams: comparisons of growth, fecundity, mortality and biomass production. *Hydrobiologia* 51: 163-180.

34) Belanger, S. E., Farris, J. L., Cherry, D. S. and J. Cairns (1985). Sediment preference of the freshwater Asiatic clam, *Corbicula fluminea. The Nautilus* 99: 66-73

35) Bontes BM, erschoor AM, Pires LMD, Van Donk E, Ibelings BW(2007). Functional response of *Anodonta anatina* feeding on a green alga four strains of cyanobacteria, differing in shape, size and toxicity. *Hydrobiologia* 584: 191-204.

36) Buddensiek,, E. H., Engel, H., Fleischauer-Rossing, S. and K. Wachtler (1993). Studies on the fine sediments of bivalve habitats in several northern German Lowland Water II: Microhabitats of margaritifera L., *Unio Crassus* Philipsson and *Unio tumidus* Philipsson. *Arch. Hydrobiol.* 127: 170-180.

37) Burton, R. F. (1983). Ionic regulation and water balance. pp. 291-352. *In:* the mollusca. (Saleuddin ASM, Wilbur KM. eds.). Academic Press, New York.

38) Cahalan, J. A., Siddall, S. E. and M. L. Luckenbach (1989). Effect of flow velocity, food concentration and particle flux on growth rates of juvenile bay scallops *Argopecten irradians*. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 129: 45-60.

39) Carpenter, S. R., Kitchell, J. F. and J. R. Hodgson (1985). Cascading trophic interactions and lake productivity. *Bio-Science* 35: 634-639.

40) Choi, H. J., Kim, B. H., Kim, J. D. and M. S. Han (2005). *Streptomyces neyagawaensis* as a control for the hazardous biomass of *Microcystis aeruginosa* (Cyanobacteria) in eutrophic freshwater. *Biol. Control* 33: 335-343.

41) Cole, B. E., Thompson, J. K. and J. E. Cloern (1992). Measurement of filtration rates by infaunal bivalves in a recirculating flume. *Mar. Biol.* 113: 219-225.

42) Coughlan, J. (1969). The estimation of filtration rates from the clearance of suspensions. *Mar. Biol.* 2: 256-258.

43) Dame, R. F. (1996). Ecology of marine bivalves: An ecosystem approach. CRC Press, Boca Raton, 254.

44) Davis, W. R., Christian, A. D. and D. J. Berg (2000). Seasonal

nitrogen and phosphorus cycling by three unionid bivalves (Unionidae: bivalvia) in headwater streams. 1-10. *In*: Freshwater Mollusk Symposium Proceeding.

45) Dorgelo. J., and J. W. Smeenk (1988). Contribution to the ecophysiology of *Dreissena Polymorpha* (Pallas)(Mollusca: Bivalvia): Growth, filtration rate and respiration. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 23: 2202-2208.

46) Eckman, J. E., Peterson, C. H. and J. A. Cahalan (1989). Effect of flow speed, turbulence and orientation on growth of juvenile bay scallop *Argopecten irradians concentricus* (Say). *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 132: 123-140.

47) Fanslow, D. L., Nalepa, T. F. and G. A. Lang (1995). Filtration rates of the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) on natural seston from Saginaw Bay, Lake Huron. *J. Great Lakes. Res.* 21: 489-500

48) Fukushima, M., Takamura, N., Sun, L., Nakagawa, M., Matsushige, K. and P. Xie (1999). Changes in plankton community following introduction of filter-feeding planktivorous fish. *Freshwater Biol.* 42: 719-736.

49) Gardner, W. S., Cavaletto, J. F., Johengen, T. H., Johnson, J. R., Heath, R. T. and J. B. Cotner (1995). Effects of the zebra mussel,

Dreissena polymorpha, on community nitrogen dynamics in Saginaw Bay, Lake Huron. *J. Great Lake Res.* 21: 529-544.

50) Grizzle, R. E., Langan, R. and W. H. Howell (1992). Growth responses of suspension-feeding bivalve mollusks to changes in water flow: differences between siphonate and nonsiphonate taxa. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol*. 162: 213-228.

51) Heath, R. T., Fahnenstiel, G. L., Gardner, W. S., Cavaletto, J. F., and S. J. Hwang (1995). Ecosystem-level effects of zebra mussel (*Dreissena polymorpha*): An enclosure experiment in Saginaw Bay, Lake Huron. *J. Great Lakes Res.* 21: 501-516.

52) Heckey, R. E. and P. Kilham (1988). Nutrient limitation of phytoplankton in freshwater and marine environments: A review of recent evidence on the effects of enrichment. *Limnol. Oceanogr.* 33: 796-822.

53) Hill, B. H. (1986). The role of aquatic macrophytes in nutrient flow regulation in lotic ecosystems. American Society for testing and materials. Philandelphiap 157-167.

54) Hosper, H. (1997). Clearing lakes- an ecosystem approach to the restoration and management of shallow lakes in the Netherlands.

Institute of Inland Water Management and Wastewater Treatment, Netherlands.

55) Hrbacek, J., Dvorakova, M., Korinek, V. and L. Prochazkova (1961). Demonstration of the effect of the fish-stock on the species composition of zooplankton and the intensity of metabolism of whole plankton association. *Verh. Int. Ver. Limnol.* 14: 192-195.

56) Hwang, S. J. (1996). Effects of zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) on phytoplankton and bacterioplankton: Evidence for size-selective grazing. *Kor. J. Limnol.* 29: 363-378.

57) Hwang, S. J., Kim, H. S., Shin, J. K., Oh, J. M. and D. S. Kong (2004). Grazing effects of a freshwater bivalve (*Corbicula leana* PRIME) and large zooplankton on Phytoplankton communities in two Korean lakes. *Hydrobiologia*. 515: 161-179.

58) Hwang, S. J., Kim, H. S. and J. K. Shin (2001). Filter feeding effects of a freshwater bivalve (*Corbicula leana* PRIME) on phytoplankton. *Kor. J. Limnol.* 34: 298-309.

59) Jack, J. D. and J. H. Thorp (2000). Effects of the benthos suspension feeder *Dressena polymorpha* on zooplankton on a large river, *Freshwater Biol.* 44: 569-579.

60) James, M. R. (1987). Ecology of the freshwater mussel *Hydridella mensiesi*(Gray) in a small oligotrophic lake. *Arch. Hydrobiol.* 108: 337-348.

61) Jeffries, M. and D. Mills (1990) Freshwater Ecology: Principals and Applications. 283. Belhaven Press: London.

62) Jorgensen, B. C., Famme, P., Kristensen, H. S., Larsen, P. S., Mohlenberg, F., and H. U. Riisgard (1986). The bivalve pump. *Mar. Ecol. Prog. Se*r. 34: 69-77.

63) Kim, B. H., Sang, M., Hwang, S. J. and M. S. Han (2008). *In situ* bacterial mitigation of the toxic cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*: implications for biological bloom control. *Limnol. Oceanogr.: methods* 6: 513-522.

64) Kirby-Smith, W. W. (1972). Growth of the bay scallop: the influence of experimental water currents. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 8: 7-18.

65) Lampert, W., Flecker, W., Rai, H. and B. E. Taylor (1986). Phytoplankton control by grazing zooplankton: A study on the spring clear-water phase. *Limnol. Oceanogr.* 31: 478-490.

66) Lavrentyev, P. J., Gardner, W. S., Cavaletto, J. F. and C. Beaver

(1995). Effect of zebra mussel on protozoa and phytoplankton from Saginaw Bay, Lake Huron. *J. Great Lakes Res.* 21: 545-557.

67) Leverses, G. J. (1976). Flow and feeding in fan shaped colonies of the gorgonian coral Leptogorgia. *Biol. Bull.* 151: 344-356

68) Lewandowski, K. and A. Stanczykowska (1975). The occurrence and role of bivalves of the family Unionidae in Mikolajskie Lake. *Ekologia Polska* 23: 317-334.

69) Macisaac, H. J. (1996). Potential abiotic and biotic impacts of zebra mussels on the inland waters of North America. *Am. Zool.* 36: 287-299.

70) Manage, P. M., Kawabata, Z. and S. Nakano (2000). Algicidal effect of the bacterium *Alcaligenes denitrificans* on *Microcystis* spp. *Aquat. Microb. Ecol.* 22: 111-117.

71) McFadden, C. S. (1986). Colony fission increase particle capture rates of a soft coral: advantages of being a small canopy. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 103: 1-20.

72) Mclvor, A. L. (2004). Freshwater mussels as biofilters. Ph.D. Thesis. Pembroke college. 157.

73) McMahon, R. F. (1991). Mollusca: bivalvia.315-390. *In*: Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates (J.H. Thorp and A.P. Covicheds.). Academic press, New York.

74) McQueen, D. J. (1990) Manipulating lake community structure: where do we go from here? *Freshwater Biology* **23**, 613-620.

75) Myers, R. H. (1975) Response surface methodology. Blacksburg, VA. p. 65.

76) Nalepa, T. F. and D. W. Schloesser (1993). Zebra mussels: Biology, impacts and control. Lewis, Boca Raton, Florida.

77) Nalepa, T. F (1995). Zebra mussels in the Saginaw Bay, Lake Huron ecosystem. *J. Great Lakes Res.* 21: 411-573.

78) Neumann, D. and H. A. Jenner (1992). The zebra mussel- Ecology, Biological Monitoring and First Applications in the Water Quality Management. Gustav Fischer, New York.

79) Quigley, M. A., Gardner, W. S. and W. M. Gordon (1993). Metabolism of the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) in lake St. Clair of the Great Lake. 295-306. In: Zebra Mussels: Biology, Impacts, and Control. (Y.F. Nalepa and D.W. Schloesser eds.). Lewis Publishers/CRC

Press, Boca Raton, FL.

80) Reeder, H. H. and A. B. de Vaate (1992). Bioprocessing of polluted suspended matter from the water column by zebra mussel (*Dreissena Polymorpha* Pallas). *Hydrobiologia* 239: 53-63.

81) Reeder, H. H. and A. B. de Vaate (1990). Zebra mussel (*Dreissena polymorpha*): a new perspective for water quality management. *Hydrobiologia* 200/201 :437-450.

82) Sevrin-Reyssac, J. and M. Pletikosic (1990). Cyanobacteria in fish ponds. *Aquaculture* 88:1-20.

83) Shapiro, J. (1990). Biomanipulation: the next phase-making it stable, Kluwer Academic Publishers, Belgium.

84) Sigee, D. C., Glenn, R., Andrews, M. J., Bellinger, E. G., Butler, R. D., Epton, H. A. S. and R. D. Hendry (1999). Biological control of cyanobacteria: principles and possibilities. *Hydrobiologia* 395/396: 161-172.

85) Sprung, M. and U. Rose (1988). Influence of food size and food quality of the feeding of the mussel *Dreissena polymorpha*. *Oecologia* 77: 526-532.

86) Walz, N. (1978). The energy balance of the freshwater mussel *Dreissena polymorpha* PALLAS in laboratory experiments and in lake Constance: I. Pattern of activity, feeding, and assimilation efficiency. *Arch. Hydrobiol.* 82: 482-499.

87) Welch, E. B. (1992). Ecological Effects of Wastewater. 2nd ed. Chapman & Hall. New York.

88) Welker, M. and N. Walz (1998). Can mussels control the plankton in rivers? - A planktonological approach applying a Lagrangian sampling strategy. *Limnol. Oceanogr.* 43: 753-762.

89) Wildish, D. J. and D. D. Kristmanson (1988). Growth response of giant scallops to periodicity of flow. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 42: 163-169.

90) Wildish, D. J. and M. P. Miyares (1990). Filtration rate of blue mussels as a function of flow velocity: preliminary experiments. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 142: 213-219.

91) Wildish, D. J. and A. M. Saulnier (1992). The effect of velocity and flow direction on the growth of juvenile and adult giant scallops. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol*. 133: 133-143.

92) Winter, J. E. (1973). The filtration rate of *Mytilus edulis* and its

dependence of on algal concentration, measured by a continuous automatic apparatus. *Mar. Biol.* 22: 317-328.

93) Wu, Z., Deng, P., Wu, X., Luo, S. and Y. Gao (2007). Allelopathic effects of the submerged macrophyte *Potamogeton malaianus* on *Scenedesmus obliquus*. *Hydrobiologia* 592: 465-474.

94) Yamamuro, M. and I. Koike (1993). Nitrogen metabolism of the filter-feeding bivalve *Corbicula japonica* and its significance in primary production of a brackish lake in Japan. *Limnol. Oceanogr.* 38: 997-1007.

저작물 이용 허락서

학과	화학공학과	학번	20077342	과정	박사
성명	한글 : 최환석 한문 : 崔桓碩 영문 : Hwan-Seok Choi				
주소	광주광역시 북구 풍향동 426-4				
연락처	e-mail : diatoma@nate.com				
논문제목	한글 : 한국산 담수 패류를 이용한 부영양수의 생태공학적 수질제어에 관한 연구				
	영문 : Ecotechnological treatment of eutrophic waters using native freshwater mussels in Korea				

본인이 저작한 위의 저작물에 대하여 다음과 같은 조건 아래 조선대학교가 저작물을 이용할 수 있도록 허락하고 동의합니다.

- 다 음 -

1. 저작물의 DB 구축 및 인터넷을 포함한 정보통신망에의 공개를 위한 저작물의 복제, 기억장치의 저장, 전송 등을 허락함.
2. 위의 목적을 위하여 필요한 범위 내에서의 편집과 형식상의 변경을 허락함. 다만, 저작물의 내용변경을 금지함.
3. 배포·전송된 저작물의 영리적 목적을 위한 복제, 저장, 전송 등은 금지함.
4. 저작물에 대한 이용기간은 5년으로 하고, 기간종료 3개월 이내에 별도의 의사 표시가 없을 경우에는 저작물의 이용기간을 계속 연장함.
5. 해당 저작물의 저작권을 타인에게 양도하거나 출판을 허락을 하였을 경우에는 1개월 이내에 대학에 이를 통보함.
6. 조선대학교는 저작물 이용의 허락 이후 해당 저작물로 인하여 발생하는 타인에 의한 권리 침해에 대하여 일체의 법적 책임을 지지 않음.
7. 소속 대학의 협정기관에 저작물의 제공 및 인터넷 등 정보통신망을 이용한 저작물의 전송·출력을 허락함.

동의여부 : 동의(○) 반대( )

2013년 2월

저작자 : 최 환 석 (인)

조선대학교 총장 귀하

감사의 글

“영원히 살 것처럼 배우고, 내일 죽을 것처럼 살라”는 어느 작가의 말을 삶의 지표로 여기면서 살아왔던 여정 이었습니다. 이제 그 결과가 이렇게 결실을 맺어 박사학위 논문으로 재탄생되니 너무도 뜻 깊고 기쁘기가 한량없습니다. 우리 산하를 뛰어다니던 제가 엔지니어링이라는 학문을 두려움이 앞선 채로 접하였지만 박사과정동안 훌륭하신 교수님들로부터 배움의 길을 밝혀 이렇게 학위를 마칠 수 있도록 축복해주신 모든 분들에게 심심한 감사를 드리고 이 모든 영광을 돌립니다.

이렇게 논문이 완성되고 졸업을 하게 될 수 있었던 것은 무엇보다도 ‘생명화학공학’이라는 학문을 통해 지식과 정보의 폭을 넓혀 주시고, 부족한 저를 믿어주시며 늘 기회를 주셨던 신현재 교수님께 머리 숙여 감사드립니다. 항상 관심과 격려로 지도해 주시며 용기를 북돋워 주시던 교수님이 계셨기에 위기를 잘 극복 할 수 있었다고 말씀드리고 싶습니다. 또한 전남대 학부시절부터 못난 후배를 지극 정성으로 보살펴 주시며, 많은 경험을 쌓게 하시며 저의 성장을 지켜봐 주시는 한양대학교 김백호 교수님께도 또한 머리 숙여 깊은 감사의 인사를 드립니다.

저의 논문이 최종적으로 잘 마무리 될 수 있도록 끝까지 따뜻한 충고와 격려를 아끼지 않으셨던 이중헌 교수님, 이재욱 교수님과 멀리서 많은 지도를 해주신 대진대학교 김용재 교수님께 진심어린 감사의 인사를 드립니다.

대학원 생활동안 저를 지도하여 주셨던 조병욱 교수님, 김선일 교수님, 차월석 교수님, 김정규 교수님을 비롯한 생명화학공학과에 계시는 모든 교수님, 박사님들께 감사를 드립니다.

공학에 입문하면서 처음 인연을 맺었고 박사과정의 모든 애환이 깃들여 있는 분자생물공정실험실 식구들, 민명자 선생님, 류은미 선생님, 최문희 선생님, 전수민 선생님, 오원정 선생님, Dr. Xiao 그리고 공드림과 이용조에게 꼭 고맙다는 인사를 하고 싶습니다. 처음에 낯선 학교 분위기에 잘 적응할 수 있도록 옆에서 아낌없이 사랑을 베풀어 준 우리 김의진, 김현우, 남보미, 민경두, 정길록 박사, 최유성 박사 등 학과에서 같이 동문수학했던 후배님들 정말 감사했습니다. 앞으로 저와 동거동락하게 될 심영근, 심홍선에게도 고맙고 감사의 마음을 전하고자 합니다.

항상 노랫말 가사처럼 못난 철없는 막내 때문에 노심초사 하시는 부모님! "사랑합니다! 감사합니다! 그리고 존경합니다!" 졸업을 계기로 새로운 맘으로 다시 출발하는 막내를 믿어주시기 바랍니다. 우리 가족 형님, 형수님, 누나와 매형, 그리고 늘 사랑스럽고 귀여운 우리 조카 은수, 준영, 희원과 서영에게도 존경과 감사의 인사를 드립니다.

다시 새로운 출발선에 섭니다. 새로운 목표지점에 도달할 때까지 묵묵하게 가겠습니다. 그리고 모든 이들의 마음을 담아 살겠습니다. 감사합니다.

제 모든 인연의 소중함과 건강을 기원합니다.

2013년 2월

최 환 석 올림