

박사학위논문

제주 갯녹음 해역에서 인공어초를
이용한 해중림 조성

제주대학교 대학원

수산생물학과

김 대 권

2006년 6월

제주 갯녹음 해역에서 인공어초를 이용한 해중림 조성






지도교수 노 섬

김 대 권

이 논문을 이학박사 학위논문으로 제출함

2006년 7월

김대권의 이학박사 학위论문을 인준함

심사위원장	김 형 근	
위 원	강 래 선	
위 원	윤 장 태	
위 원	최 광 식	
위 원	노 섬	

제주대학교 대학원

2006년 6월

A Study on the Restoration of Marine Forests
Using Artificial Reef in the Barren Grounds
along the Coast of Jeju

Dae-Kweon KIM
(Supervised by Professor Sum RHO)

A THESIS SUBMITTED IN PARTIAL FULFILLMENT OF
THE REQUIREMENTS FOR THE DEGREE OF
DOCTOR OF PHILOSOPHY

DEPARTMENT OF MARINE BIOLOGY
GRADUATE SCHOOL
CHEJU NATIONAL UNIVERSITY

2006. 6

목 차

Abstract	x
I. 서 론	1
II. 재료 및 방법	4
1. 갯녹음 발생현황	4
가. 발생현황 조사	4
나. 자료처리	7
2. 갯녹음 해역과 해중립 해역의 환경특성 비교	7
가. 수온	7
나. 일반 수질특성	8
3. 갯녹음 해역과 해중립 해역의 생물군집특성 비교	9
가. 생물군집 구조와 현존량	9
1) 무척추동물	9
2) 해조류	10
나. 무절산호조류의 가입과 성장	10
다. 주요 섭식자의 성장과 성숙	11
라. 자료처리	11
4. 갯녹음 해역과 해중립 해역에서 인공어초를 이용한 해중립 조성	12
가. 인공어초 시설	12
나. 해역별, 인공어초 종류별 해중립 조성효과 비교	13
다. 인공어초 해조군집과 자연초 해조군집 비교	14

5. 포자망 (spore bag)을 이용한 해중립 조성	14
가. 포자망 (spore bag) 이식효과	14
나. 씨줄 (seed rope)이식과 이식방법 간 효과비교	15
6. 조식동물 차단시설 (iron cage)을 이용한 해중립 조성	16
7. 인공어초에서 수산동물의 증식효과	18
가. 수산동물의 군집발달과 해조군집 비교	18
나. 자료처리	18
III. 결 과	20
1. 갯녹음 발생현황	20
2. 갯녹음 해역과 해중립 해역의 환경특성	24
가. 수온	24
나. 일반수질 특성	31
3. 갯녹음 해역과 해중립 해역의 생물군집특성	38
가. 생물군집 구조와 현존량	38
1) 무척추동물	38
2) 해조류	42
나. 무절산호조류의 가입과 생장	46
다. 주요 섭식자의 성장과 성숙	47
4. 갯녹음 해역과 해중립 해역에서 인공어초를 이용한 해중립 조성	51
가. 해역별, 인공어초 종류별 해중립 조성효과	51
나. 인공어초 해조군집과 자연초 해조군집 비교	57
5. 포자망 (spore bag)을 이용한 해중립 조성	59
가. 포자망 (spore bag) 이식효과	59
나. 씨줄 (seed rope)이식과 이식방법 간 효과비교	62

6. 조식동물 차단시설 (iron cage)을 이용한 해중립 조성	64
7. 인공어초에서 수산동물의 증식효과	65
가. 수산동물의 군집발달과 해조군집 비교	65
 IV. 고 찰	 70
 V. 요 약	 89
 VI. 참고문헌	 93
 감사의 글	 101

List of Table

Table 1.	Location of the 37 study sites along the coast of Jeju	6
Table 2.	Results of a one-way ANOVA testing for the categorical value of barren ground (whitening events)	24
Table 3.	Summary of two-sample t-test results for water temperatures recorded during short-term and long-term monitoring at Beophwan (barren ground) and Biyangdo (undisturbed area)	26
Table 4.	Seasonal variations in the density and biomass of invertebrates at Beophwan (barren ground)	40
Table 5.	Seasonal variations in the density and biomass of invertebrates at Biyangdo (undisturbed area)	41
Table 6.	Seasonal variations in the density and biomass of algae at Beophwan (barren ground)	44
Table 7.	Seasonal variations in the density and biomass of algae at Biyangdo (undisturbed area)	45
Table 8.	Comparison of the gonad indices of <i>Trochus sacellus</i> at Beophwan (barren ground) and Biyangdo (undisturbed area) during May 1999	50
Table 9.	List of algae species on the three types of artificial reef (Type I: shellfish type, Type II: hemisphere type, Type III: bungalow type) at Beophwan (barren ground) and Biyangdo (undisturbed area)	53
Table 10.	ANOVA testing for differences among algal communities established on the artificial reefs deployed at Beophwan (barren ground) and those on the rocky beds at Biyangdo (undisturbed area)	58

- Table 11. List of algal grazers on the three types of artificial reef (Type I: shellfish type, Type II: hemisphere type, Type III: bungalow type) at Beophwan (barren ground) and Biyangdo (undisturbed area) ... 67
- Table 12. Estimation of the area of barren ground along the coast of Jeju ... 88

List of Figures

- Fig. 1. Map showing the 37 sites investigated for the barren ground survey along the coast of Jeju in 1998 (●) and 2003 (○).5
- Fig. 2. The bottom relief of Beophwan (barren ground, A and B) and (undisturbed area, C and D).9
- Fig. 3. Artificial reefs used for the construction of submarine forests on the barren ground (Beophwan) and undisturbed areas (Biyangdo). 13
- Fig. 4. Various methods of formation of the marine forest.17
- Fig. 5. Pictures showing the progressive stages of barren ground along the coast of Jeju. 21
- Fig. 6. Maps of barren ground along the coast of Jeju. (Upper panel: survey in 1998, Lower panel: survey in 2003). 22
- Fig. 7. Comparison of barren ground along the coast of Jeju. Data are categorical values of round (1: undisturbed, 2: early stage, 3: middle stage, 4: last stage). Data are mean±standard error. 23
- Fig. 8. Annual variations in water temperature of the surface layer at Beophwan (barren ground) and Biyangdo (undisturbed area).27
- Fig. 9. Annual variations in water temperature of the surface layer and 10-m layer at Beophwan (barren ground) and Biyangdo (undisturbed area). 28
- Fig. 10. Map showing isotherms in winter (February) and summer (August) around the coast of Korea. 29
- Fig. 11. Satellite images showing the surface water temperature around the Korean peninsula during winter (February) and summer (August). 30

Fig. 12. Seasonal variations in salinity of surface and bottom water at Beophwan (barren ground) and Biyangdo (undisturbed area).	33
Fig. 13. Seasonal variations in pH of surface and bottom water at Beophwan (barren ground) and Biyangdo (undisturbed area).	34
Fig. 14. Seasonal variations in DIN (dissolved inorganic nitrogen) of surface and bottom water at Beophwan (barren ground) and Biyangdo (undisturbed area).	35
Fig. 15. Seasonal variations in DIP (dissolved inorganic phosphate) in surface and bottom water at Beophwan (barren ground) and Biyangdo (undisturbed area).	36
Fig. 16. Seasonal variations in chlorophyll <i>a</i> in surface and bottom water at Beophwan (barren ground) and Biyangdo (undisturbed area).	37
Fig. 17. Seasonal variations in the density and biomass of invertebrates at Beophwan (barren ground) and Biyangdo (undisturbed area).	39
Fig. 18. Seasonal variations in the density and standing crop of algae at Beophwan (barren ground) and Biyangdo (undisturbed area).	43
Fig. 19. Temporal dynamics of the coverage of crustose coralline algae on artificial substrate at 6-m depth at Beophwan (barren ground) and Biyangdo (undisturbed area).	47
Fig. 20. Frequency of shell height and diameter of <i>Batilus cornutus</i> and <i>Anthocardis crassispina</i> at Beophwan (barren ground) and Biyangdo (undisturbed area).	49
Fig. 21. The ratio of body weight to total weight for <i>Batilus cornutus</i> at Beophwan (barren ground) and Biyangdo (undisturbed area) from February to November.	50

Fig. 22. Seasonal changes in biomass of the three seaweed groups settled on the three artificial reefs (shellfish type, hemisphere type, bungalow type) deployed at Beophwan (barren ground).	54
Fig. 23. Seasonal changes in biomass of the three seaweed groups settled on the three artificial reefs (shellfish type, hemisphere type, bungalow type) deployed at Biyangdo (undisturbed area).	55
Fig. 24. Comparisons of biomass of the three seaweed groups between Beophwan (barren ground) and Biyangdo (undisturbed area). Data are pooled among the three types of reef. Data are mean \pm standard error.	56
Fig. 25. Comparison of biomass of seaweeds between artificial reefs at Beophwan (ABU) and natural rocky beds at Biyangdo (NBI).	58
Fig. 26. Nonparametric multidimensional scaling analyses using Bray-Curtis similarity indices of the three types of habitat (WA: Artificial reefs at Beophwan, NA: Artificial reefs at Biyangdo, NN: natural rocky beds at Biyangdo) based on fourth root transformed biomass.	59
Fig. 27. Seasonal changes in density and standing crop of <i>Ecklonia cava</i> settled on the three artificial reefs (shellfish type, hemisphere type, bungalow type) deployed at Beophwan (barren ground) and Biyangdo (undisturbed area).	61
Fig. 28. Comparison of the densities of <i>Ecklonia cava</i> recruited on the artificial reefs between the two transplantation methods.	63
Fig. 29. Encroaching quantity variation of mobile grazers in the cages.	64
Fig. 30. Pictures showing the adult sporophytes of <i>Undaria pinnatifida</i> and <i>Ecklonia cava</i> settled on the artificial reefs protected from mobile	

grazers by iron cages.	65
Fig. 31. Comparisons of biomass of the three grazer groups between Beophwan (barren ground) and Biyangdo (undisturbed area). Data are pooled for the three types of reef.	68
Fig. 32. Comparisons of the seaweed/grazer biomass ratio between Beophwan (barren ground) and Biyangdo (undisturbed area). Data are pooled for the three types of reef.	69
Fig. 33. Annual variation of yield of shellfish, sea urchins and algae in Jeju from 1965 to 2004.	83
Fig. 34. Distribution (left) and cause of occurrence (right) of barren ground in Japan (from Kuwahara et al., 2005).	84
Fig. 35. Simulation of the increase in global mean temperature from 1850-1990 due to observed increases in greenhouse gases, and predictions of the rise between 1990 and 2100 resulting from business-as-usual emissions.	85
Fig. 36. Canopies of <i>Ecklonia cava</i> at the Wangdol-reef in the East Sea in August, 2002.	86
Fig. 37. The recent collapse of the algae that were attached at the three study areas in June, 2006.	87
Fig. 38. Comparisons of biomass of the grazers between Beophwan (barren area) and Biyangdo (undisturbed area). Data are pooled among the three types of reef. Data are mean \pm 1SE.	88

Abstract

To document the increasing phenomenon of barren ground along the coast of Jeju and to artificially enhance marine forests, the following seven studies were carried out at Beophwan (barren ground) and Biyangdo (a rocky area dominated by large brown algae). First, the temporal and spatial distributions of barren ground were investigated using large-scale field surveys along the coast of Jeju during the period 1998 to 2003. Second, to clarify the main factors causing the reduction in algae in the sublittoral zone of Jeju, water temperature and water quality characteristics at Beophwan were compared with those at Biyangdo. Third, to investigate differences in community structure between Beophwan and Biyangdo, surveys of the rocky-bottom communities at the two sites were conducted seasonally from July 1998 to November 1999. During these surveys, recruitment patterns of crustose coralline algae were also investigated at the two sites using artificial plates. In addition, the size distribution and reproductive patterns of the two most dominant grazers, *Batillus cornutus* and *Anthocidaris crassispina*, were also investigated at the two sites. Fourth, to restore the barren ground, three types of artificial reef were deployed at Beophwan and Biyangdo in October 1999, and succession patterns on the reefs were investigated bimonthly from December 1999 to October 2002. Fifth, the effectiveness of two transplant methods (the spore-bag and seed-rope methods), which have been widely used in Korea for the attachment of large brown algae on artificial reefs, was compared. The two methods were applied to the artificial reefs at the two sites using

the kelp *Ecklonia cava*, which is the dominant species in Jeju, and the recruitment and growth patterns were then observed. Sixth, in situ cage experiments were conducted, demonstrating that grazing is a key factor in the destruction of algal beds once they are established on artificial reefs on barren ground. Finally, the aggregation of animals due to the enhancement of the marine forests was analyzed.

The total area of barren ground in 1998 was 2931 ha, which was equivalent to 19.8% of the total village fishing grounds along the rocky coast of Jeju. In 2003, however, the total area of barren ground had increased to 4541 ha, an increase of 10.9% over the 5-year period. In 1998, most of the barren ground was located in the southern part of Jeju (Seogwipo-si and a small part of Namjeju-gun). By 2003, however, the barren ground had expanded to cover the whole area except the northeast coast of Jeju. According to a t-test on the 1998 and 2003 surveys, the total area of barren ground was significantly larger in 2003 (2.76 ± 0.21) than in 1998 (1.96 ± 0.21). This result corresponded with an expansion in the barren ground from the southern coast to the whole coast of Jeju.

The water temperatures recorded during short-term observations in February each year from 1992 to 2004 differed significantly between Beophwan and Biyangdo ($t = -0.68$, $p = 0.001$, $df = 26$). The average temperature was 1.23°C higher at Beophwan than at Biyangdo. There was no significant difference between the two sites in the water temperature recorded in August during the same period ($t = 0.43$, $p = 0.672$, $df = 24$). However, there was a significant annual increase in the mean water temperature at both sites (Beophwan: $0.18^\circ\text{C}/\text{year}$, Biyangdo: $0.24^\circ\text{C}/\text{year}$). Long-term observations of

the water temperature (1968–2004) also show a significant annual increase at both sites (Beophwan: 0.038°C/year, Biyangdo: 0.024°C/year). Other physicochemical factors such as salinity, pH, DIN, DIP and chlorophyll-*a* were also measured at the two sites by season. These factors did not differ significantly between the two sites (t-test, p=0.05).

Over the period of this study, invertebrate biomass at Beophwan (366.2 g-wet wt/m²) was significantly higher than that at Biyangdo (184.2 g-wet wt/m²) (p=0.042). Similarly, invertebrate density at Beophwan (50.6 inds/m²) was significantly higher than that at Biyangdo (19.3 inds/m²) (p>0.001). Species diversity also differed significantly between the two sites, being higher at Biyangdo (a total of 33 species) than at Beophwan (a total of 19 species). The dominant species at both sites were *Batilus cornutus* and *Astraliium haematragum*. The yearly mean standing crop of seaweed at Biyangdo was 1042.0 g-wet wt/m², whereas that at Beophwan was 43.2 g-wet wt/m². Only *Cladophora wrightiana* and crustose coralline algae were observed at Beophwan, whereas a total of 30 species was identified at Biyangdo, consisting of Chlorophyta (3 species), Phaeophyta (10 species) and Rhodophyta (17 species). Among them, *Ecklonia cava*, *Sargassum spp.* and *Undaria pinnatifida* were the dominant species composing the marine forest in the area.

Artificial reef experiments showed that there were significant differences in the recruitment patterns of crustose coralline algae between the two sites. In the experiments conducted on the recruitment and growth rates of crustose coralline algae at Beophwan in June, the bottom coverage of crustose coralline algae reached 98% after the artificial reef had been

deployed for 2 months, whereas at Biyangdo, coverage in the same period was only 2.7%. This result suggests that the period from June to August each year should be avoided as a deployment time for artificial reefs for enhancing marine forests.

The size distribution of *Batilus cornutus* and *Anthocidaris crassispinata* Biyangdo ranged from small to large. However, only small individuals were sampled at Beophwan. The ratio of body weight to total weight and the gonad indices of *Batilus cornutus* were not significantly different between Biyangdo and Beophwan ($p>0.05$).

At Beophwan, seaweed species began to appear on the artificial reefs 6 months after deployment, and the biomass reached its maximum in June 2001. In contrast, at Biyangdo, seaweed species appeared by 4 months and attained maximum biomass in February 2002. The biomass of canopy species, *Sargassum* spp., on artificial reefs at Beophwan was 5.2 g-wet wt/m², which was significantly lower than that at Biyangdo (1184 g-wet wt/m²) ($t=-5.06$, $p=0.0001$, $df=30$). The biomasses of stipulate kelp and turf-forming species were 3038 g-wet wt/m² and 230 g-wet wt/m² at Beophwan, and 1611 g-wet wt/m² and 759 g-wet wt/m² at Biyangdo, respectively. There were no differences in biomass among the three types of reef at the two sites ($p>0.05$). A total of 40 species (9 Chlorophyta, 18 Phaeophyta, and 13 Rhodophyta) were observed at the two sites, and species diversity was significantly higher at Biyangdo than at Beophwan ($t=10.20$, $p=0.0001$, $df=4$).

In the transplant experiment using the *Ecklonia cava* spore-bag method, *E. cava* sporophytes began to occur on the artificial reefs at Biyangdo 4

months after the reef was deployed. At Beophwan, however, they began to occur after 6 months. At both sites, the biomasses of *Ecklonia cava* sporophytes reached their maxima in July 2001, with values of 7815 g-wet wt/m² (Beophwan) and 4237 g-wet wt/m² (Biyangdo). By the end of the investigation in October 2002, the mean biomass had decreased significantly to 501 g-wet wt/m² at Beophwan and 404 g-wet wt/m² at Biyangdo. The annual average biomass of *E. cava* was not significantly different between the two sites ($p > 0.05$). Differences in biomass among all reefs were found only between the bungalow-type reef and shellfish-type reef at Beophwan. The cage experiments, which started in September 2001, showed that, once established on the artificial reefs on barren ground, algal beds could be preserved for a long period of time (September 2001–April 2002) by protecting them from grazers. However, by the end of April 2002, during the course of succession, the algal beds dominated by the perennial species *E. cava* had shifted to beds dominated by the annual species *Undaria pinnatifida*. Thereafter, the *U. pinnatifida* beds were also completely destroyed, presumably due to the grazing pressure exerted by fishes and invertebrates, which recruited in August 2002. The marine forests destroyed by grazers were not subsequently restored.

The investigation into the recruitment and immigration patterns of grazers showed that *Batillus cornutus* was the prevalent species in the study area, but that its biomass was highly variable. The biomass of *B. cornutus* at Beophwan and Biyangdo was 37.0 g-wet wt/m² and 5.4 g-wet wt/m², respectively. The biomass ratio of seaweed species (producers) to grazers (consumers) at Beophwan ranged from 15.62 to 769.7, whereas that at Biyangdo was 60.85–549.7.

I. 서 론

대형 해조들이 군락을 형성하는 해중림은 연안 생태계에서 중요한 일차 생산자로서 물질순환의 중심을 이루고 있을 뿐만 아니라, 어류 또는 무척추동물들을 포함한 다양한 생물의 서식공간으로서 군집의 이차생산력을 높이는 역할을 한다. 이와 같은 해중림은 첫째, 상대성장률이 큼으로 인해 단위 시간당 물질생산력이 높아 해당 생태계에 필요한 물질을 상대적으로 많이 제공하며, 둘째, 큰 숲을 이루므로 어류에게는 포식자로부터 숨을 공간을 제공한다. 셋째, 개체의 형태구조가 복잡함으로 인해 표면 부착생물의 착생을 증가시켜 생물종의 다양성 증대 및 이를 먹이원으로 하는 어류의 생물량 증대를 유도한다 (강, 2005). 또한 오염된 해역에서는 환경을 개선시켜 주고, 서식지가 파괴된 해역에서는 서식지를 확대해 줌으로서 퇴화된 해양생태계의 복원과 균형을 유지할 수 있는 중요한 기능을 가지고 있다. 그러나 최근, 제주 연안은 급속하게 해중림이 파괴되고 있다 (Kim et al., 2002). 갯녹음의 확산은 조식성 동물에게는 먹이장 파괴로 인해 먹이를 찾아 이동하거나 죽게 되고, 해조군집을 서식장으로 이용하는 모든 생물은 서식장과 산란장 파괴로 인해 삶의 터전을 잃게 된다. 이 보다 더 큰 문제는 해양생태계의 균형이 유지될 수 없다는 점이다. 따라서 갯녹음 확산에 대처하기 위해서는 무엇보다 먼저 갯녹음을 일으키고 지속시키는 원인을 명확히 밝혀야 할 것이며, 그 다음으로 파괴된 갯녹음 해역을 어떻게 효율적으로 복원할 것인가에 대한 대안이 제시되어야 할 것이다.

제주도에서 갯녹음에 대한 연구는 국립수산과학원 제주수산연구소 (1992)에 의해 처음으로 시도되었다. 이 조사에서 제주도의 갯녹음 발생원인은 성게류의 과도한 식해로 지적하였고, 이어 Chung et al. (1998)은 해수교환 불량과 육지근원의 오염원 유입 가능성을 시사한 바 있다. 또한 Lee et al. (1998)은 대형 갈조류와 무절산호조류 군집이 서로 확대와 축소를 반복하는 천이의 한 과정으로

설명하고 있다. 이후 Kim et al. (2002)은 제주연안의 갯녹음은 소라 (*Batillus cornutus*), 보라배꼽톱니고둥 (*Astraliium haematragum*) 등 조식성 패류들이 제주도 갯녹음을 확대, 지속시키고 있다고 주장하였다. 한편, Kim (2002), 김 등 (2002)은 동해안 최북단 속초연안까지 갯녹음이 진행되고 있음을 기록하고 있고, Kim et al. (2004)은 독도에서도 갯녹음을 확인하였다. 제주연안의 갯녹음 원인은 연구자들의 접근방법에 따라 견해가 다를 수 있다. 그러나 지금까지의 연구한 결과들을 종합해 볼 때 해역에 따라서는 조식성동물의 과도섭식에 기인하는 곳도 있지만, 광역적으로는 기후변화에 의한 수온상승이 제주도 갯녹음 해역을 확대시키고 있는 것으로 보인다.

갯녹음 해역에서 인위적으로 해중립을 조성하기 위한 연구는 꾸준히 진행되어 왔다 (大野, 1988, 1989; 川崎, 1988; Miyuki and Washirou, 1991; 平田 등, 1990; Kim and Chang, 1992). 특히 綿貫 등 (1987), 大野 등 (1983), 吉川 (1985)는 감태 (*Ecklonia cava*), 모자반류 (*Sargassum* spp.)와 대황 (*Eisenia bicyclis*) 등 대형 갈조류의 성숙모조 이식 (spore bag)에 의한 방법으로, 中久 등 (1974)은 인공채묘 씨줄 (seed rope)에 의한 방법으로, 谷口 (1998)는 부착기질 투입방법으로 각각 해중립을 조성시켜 인위적인 해중립 조성에 성공한 바 있다. 그러나 이와 같은 연구결과들은 실험적 수준에서 접근하고 있으며, 아직까지 갯녹음 해역에서의 해중립 조성을 완전히 성공시킨 예는 그리 흔치 않다.

본 연구는 제주연안의 갯녹음 발생현황과 확대현상을 밝히고, 갯녹음 해역에 인위적으로 해중립을 조성하기 위하여 다음의 일곱 가지 연구를 수행하였다. 첫째, 제주연안의 갯녹음 발생실태와 확산동향을 밝히기 위해 갯녹음의 시, 공간적 변동양상을 분석하였다. 둘째, 갯녹음 발생과 확산에 미치는 주요원인을 파악하기 위해 갯녹음 해역과 해중립 해역의 수온과 수질특성을 분석하였다. 셋째, 갯녹음 해역과 해중립 해역의 생물군집 구조는 어떻게 다른가를 알기 위해 두 해역의 생물군집을 비교하였다. 생물군집에 대한 조사는 갯녹음 해역과 해중

림 해역의 생물군집 구조와 현존량, 무절산호조류의 가입과 성장, 그리고 주요 섭식자의 성장과 성숙을 비교하였다. 넷째, 갯녹음 해역에 인위적으로 해중림을 조성하기 위해 인공어초를 투입하고, 인공어초에서 해중림의 발달과 천이과정을 해중림 해역과 비교분석하였다. 다섯 번째, 인공어초에 대한 대형 갈조류 이식 방법으로 흔히 사용되는 포자망 (spore-bag method)과 씨줄이식 (seed-rope method) 중 어떤 방법이 더 효율적인지를 분석하기 위해 갯녹음 해역과 해중림 해역에 시설된 인공어초에 감태 포자망과 씨줄을 이식하여 가입되는 감태의 밀도를 조사하였다. 여섯 번째, 갯녹음 해역에 투입된 인공어초 표면에 해중림 조성이 힘든 것은 조식자의 섭식압에 의한 것이라는 가설을 증명하기 위해 cage 실험을 실시하였다. 그리고 마지막으로 갯녹음 해역과 해중림 해역에 투입된 인공어초에서 수산동물의 군집발달과 해조류 군집과의 관계를 비교분석 하였다. 인공어초에 해조군집을 형성하게 되면 이를 섭식하는 조식동물이 이입되기 마련이고, 조식동물의 밀도가 적절하면 해중림은 유지되지만, 높은 밀도의 조식동물이 이입되면 조성된 해중림도 사라질 수 있기 때문에 조식동물의 생물량이 어초에 형성된 해조군집의 생물량과 대비하여 어느 정도의 수준에 있는가를 파악할 필요가 있기 때문에 이 마지막 연구가 수행되었다.

II. 재료 및 방법

1. 갯녹음 발생현황

가. 발생현황 조사

제주연안에서 갯녹음의 시, 공간적 변동양상을 파악하기 위해 1998년 2월부터 12월까지, 그리고 2003년 8월부터 9월까지 총 37개 정점 (1998년 조사 23개, 2003년 조사 16개, 9개 정점 중복)을 조사하였다 (Table 1, Fig. 1).

각 조사정점에서는 해수의 기준면 (datum)으로부터 조하대 15 m까지를 조사 범위로 잡은 후, 수심 0 m, 5 m 10 m, 15 m 등 4개 수심대로 구분하여 조사하였다. 피도조사는 10×10 cm의 소형 격자로 구성된 50×50 cm의 방형구를 이용하였다. 수중조사는 각 수심대에서 3개소 이상에 무작위로 방형구를 설치하여 피도를 기록하였으며, 산호조류의 피도 값은 3개 방형구에서 얻어진 평균 값으로 환산하였다.

갯녹음의 진행단계는 산호조류의 피도와 산호조류 외의 해조류 분포상태를 기준으로 갯녹음의 심각성을 4단계 (1: 정상, 2: 초기, 3: 중기, 4: 말기)의 categorical values로 나타내었다. 정상 해역은 감태 및 모자반 등의 대형 갈조류가 숲을 형성하는 곳이다. 초기는 산호조류 피도가 30% 이하인 해역으로 해중립을 구성하는 대형 갈조류나 소형 해조류 (turf-forming algal species)가 산발적인 패치로 분포하며, 조식성동물에 의한 식해 흔적이 뚜렷한 곳이다. 중기는 산호조류 피도가 31~80%인 곳으로서 소량의 해조류가 점생하거나 소규모 패치를 형성하는 해역이다. 말기는 산호조류 피도가 81% 이상인 해역으로 직립하는 해조류는 거의 없고, 암반이 백색 또는 황백색인 해역이다.



Fig. 1. Map showing the 37 sites investigated for the barren ground survey along the coast of Jeju in 1998 (●) and 2003 (○).

Table 1. Location of the 37 study sites along the coast of Jeju

Site No.	Location	Name of the village	Name of the administrative district
S1	33° 29' 49" N, 126° 25' 24" E	Woedodong	Jeju-si
S2	33° 30' 22" N, 126° 27' 38" E	Ihodong	
S3	33° 31' 45" N, 126° 34' 34" E	Samyangdong	
S4	33° 29' 29" N, 126° 23' 27" E	Hagwui	Bukjeju-gun
S5	33° 18' 31" N, 126° 09' 45" E	Kosanri	
S6	33° 28' 09" N, 126° 19' 15" E	Aewolri	
S7	33° 20' 54" N, 126° 10' 36" E	Sinchangri	
S8	33° 21' 27" N, 126° 10' 46" E	Dumori	
S9	33° 24' 12" N, 126° 14' 58" E	Ongpori	
S10	33° 24' 24" N, 126° 13' 55" E	Biyangri	
S11	33° 26' 11" N, 126° 15' 45" E	Suwonri	
S12	33° 21' 48" N, 126° 11' 21" E	Keumdeungri	
S13	33° 20' 18" N, 126° 09' 51" E	Yongdangri	
S14	33° 28' 49" N, 126° 21' 25" E	Sineomri	
S15	33° 26' 39" N, 126° 16' 39" E	Gwuideokri	
S16	33° 33' 08" N, 126° 41' 33" E	Bukchonri	
S17	33° 33' 36" N, 126° 48' 24" E	Haengwonri	
S18	33° 33' 21" N, 126° 42' 46" E	gimnyeongri	
S19	33° 32' 37" N, 126° 49' 57" E	Handongri	
S20	33° 32' 07" N, 126° 50' 42" E	Pyeongdaeri	
S21	33° 31' 48" N, 126° 53' 00" E	Hadori	
S22	33° 13' 58" N, 126° 30' 51" E	Beophwandong	Seogwipo-si
S23	33° 13' 37" N, 126° 28' 42" E	Gangjeongdong	
S24	33° 14' 35" N, 126° 35' 04" E	Bomokdong	
S25	33° 14' 09" N, 126° 21' 42" E	Daepyeongdong	
S26	33° 28' 45" N, 126° 54' 40" E	Siheungri	Namjeju-gun
S27	33° 19' 37" N, 126° 50' 55" E	Pyoseonri	
S28	33° 27' 49" N, 126° 55' 22" E	Ojori	
S29	33° 24' 08" N, 126° 54' 24" E	Onpyeongri	
S30	33° 20' 25" N, 126° 51' 32" E	Sincheonri	
S31	33° 16' 46" N, 126° 44' 10" E	Taeheungri	
S32	33° 16' 15" N, 126° 39' 35" E	Wimiri	
S33	33° 13' 35" N, 126° 18' 17" E	Sagyeri	
S34	33° 12' 47" N, 126° 15' 06" E	Sangmori	
S35	33° 12' 55" N, 126° 15' 04" E	Hamori	
S36	33° 15' 02" N, 126° 11' 42" E	Yeongrakri	
S37	33° 15' 30" N, 126° 10' 60" E	Mureungri	

나. 자료처리

갯녹음 발생현황은 총 37개 정점에 대한 categorical value를 이용하여 2차원 contour로 나타내었다. 정상은 categorical value가 1이므로 파란색, 초기는 2이므로 노란색, 중기는 3이므로 핑크색, 말기는 4이므로 빨간색 등으로 표현하였다. 최종적으로는 갯녹음 발생현황을 GIS화하여 공간분포 및 연도별 발생현황을 비교하는 자료로 활용될 수 있게 하였다.

제주연안에서 갯녹음 발생해역의 해역 간 차이는 1998년과 2003년 조사된 정점의 위치가 서로 달라 정점별 비교가 어려웠기 때문에 37개 조사정점을 4개의 행정구역 (제주시, 북제주군, 남제주군, 서귀포시)으로 묶어, one-way ANOVA를 이용하여 행정구역별로 비교하였다. 정점 간 차이를 알기 위해 Tukey's pairwise comparison을 실시하였다. ANOVA에 앞서 비교되는 각 자료에 대한 분산의 동질성 (homogeneity of variance)은 Levene's test로 검증하였다. 연도 간 발생현황 비교는 1998년과 2003년에 4개 해역에서 얻어진 자료를 각각 pooling하여 two sample *t*-test로써 실시하였다. 모든 자료처리는 Minitab V13을 사용하였다.

2. 갯녹음 해역과 해중립 해역의 환경특성 비교

환경특성으로는 갯녹음의 주요 원인으로 지목받고 있는 최근의 지구 온난화에 따른 수온상승과 염분, pH, 용존성무기질소 (DIN: dissolved inorganic nitrogen), 용존성무기인 (DIP: dissolved inorganic phosphate), chlorophyll-*a*와 같은 일반수질을 조사하였다.

가. 수온

제주연안의 갯녹음 발생원인을 파악하기 위해 갯녹음 발생해역과 해중립 해역의 수온이 어떻게 다른가를 비교하였다. 갯녹음 발생해역으로는 현재 제주연

안에서 갯녹음이 가장 심한 서귀포시 법환동 해역 (33° 13' 58" N, 126° 30' 51" E)을 선택하였고, 해중림 해역은 해중림이 잘 발달된 한림읍 비양도 해안 (33° 24' 24" N, 126° 13' 55" E)을 선택하였다. 법환동은 조하대가 대부분 암반으로 구성되어 있으나 (Fig. 2 A, B), 갯녹음으로 인해 다년생 대형 갈조류는 거의 없고, 갈색대마디말 (*Cladophora wrightiana*) 등의 소형 해조류만이 드물게 출현하는 곳이다. 비양도는 감태 (*Ecklonia cava*)가 우점적으로 출현하며, 모자반류, 청각류 등 다양한 해조류가 생육하여 해중림을 형성하는 곳이다 (Fig. 2 C, D).

수온은 장·단기 변동으로 나누어 조사하였다. 단기변동은 1992년부터 2005년까지 동계 (2월)와 하계 (8월) 두 차례에 걸쳐 CTD (SBE 19)로 측정하였다. 장기변동은 1968년부터 관측된 국립수산과학원 정선관측 자료를 이용하였다. 관측 위치는 법환동에서 가장 가까운 314-05점 (33° 00' N, 126° 30' E)과 비양도에 인접한 313-02점 (33° 24.4' N, 126° 00' E)의 관측 자료를 이용하였다. 또한 실시간 수온자료와 대마난류의 세력 확장이 갯녹음 발생에 미치는 영향을 파악하기 위해 제주도 주변을 포함한 한반도 주변의 동, 하계 표면수온 영상자료 (SST; Surface Satellite Temperature)도 함께 분석하였다.

나. 일반수질 특성

일반수질은 단기수온 관측점에서 1996년부터 2005년까지 계절별 (2, 5, 8, 11월)로 조사하였으며, 시료는 해양환경공정시험방법으로 분석하였다 (해양수산부, 1998). 염분은 CTD (SBE 19)를 이용하여 현장에서 측정하였고, pH는 채수 후 실험실에서 pH meter로 측정하였다. 용존성무기질소는 현장에서 폴리에틸렌병에 채수 후 시료를 실험실로 운반하여 여과하였고, 암모니아 질소는 Indophenol 청법, 아질산질소는 sulfanilamide와 naphthylethylene diamine을 이용한 비색법으로, 질산 질소는 Cu-Cd 환원법으로 측정하여, 질산질소, 아질산질소, 암모니

아질소의 함으로 나타났다. 용존성무기인은 몰리브덴 청법으로 분석하였다. Chlorophyll-*a*는 현장에서 채수, 냉장상태로 보관한 후 실험실로 옮겨 아세톤 용액으로 추출하였고, 흡광도 630, 647, 664, 750 nm에서 아세톤 용액을 대조액으로 측정하여 Chlorophyll-*a* 값을 구하였다.

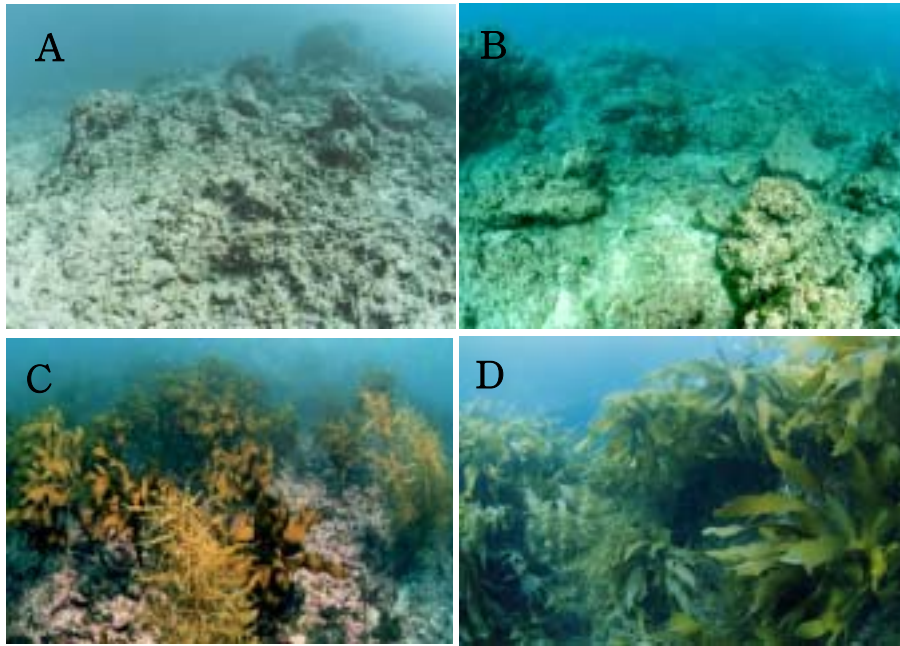


Fig. 2. The bottom relief of Beophwan (barren ground, A and B) and (undisturbed area, C and D).

3. 갯녹음 해역과 해중립 해역의 생물군집특성 비교

갯녹음 발생해역과 해중립 해역의 생물군집특성 비교는 첫째, 생물군집의 구조와 현존량, 둘째, 무절산호조류 (crustose coralline algae)의 가입과 성장, 셋째, 주요 섭식자의 성장과 성숙을 비교하였다.

가. 생물군집 구조와 현존량

1) 무척추동물

법환 해역과 비양도 해역의 생물군집 구조와 현존량을 알기 위해 1998년 7월부터 1999년 11월까지 2개월 간격으로 무척추동물 (조식성동물)의 종류와 풍도를 조사하였다. 표본채집은 두 해역 모두 조하대 수심 6 m에 무작위로 1개의 방형구 (크기: 100×100 cm)를 4개소 이상 설치한 후, 방형구내에 출현하는 무척추동물을 전량 채집하여 실험실로 운반하였고, 실험실에서 개체별 크기와 중량을 측정하였다. 자료는 계절 평균치로 나타내었다.

2) 해조류

무척추동물 조사와 함께, 법환 해역과 비양도 해역에서 1998년 7월부터 1999년 11월까지 2개월 간격으로 해조류의 종류와 풍도를 조사하였다. 표본채집은 무척추동물과 같이 조하대 수심 6 m에서 무작위로 100×100 cm 방형구를 4개소 이상 설치한 후, 방형구내에 출현하는 해조류를 채집하여 개체별 크기와 중량을 측정하였다. 측정된 자료는 계절별로 pooling 하여 계절 평균값으로 나타내었다.

나. 무절산호조류의 가입과 성장

천이의 결과로 인해 갯녹음 해역에 최종적으로 남아 있는 무절산호조류는 주변의 대형 갈조류 seed bank로부터 유입되는 포자의 착생을 저해할 수 있다. 많은 연구에서 볼 수 있듯이 뾰뾰하게 차 있는 해조류 bed는 주변에서 수송된 포자의 착생을 저해하는 barrier 역할을 한다 (Vadas et al., 1992; Kang et al., 2005). 또한 Wootton (2002)에 의하면 천이의 일련 과정은 크게 “the rise to dominance와 the demise of dominance” 두 가지 과정 (process)으로 나뉘며, 어떤 특정종의 “the rise to dominance”는 본질적으로 그 종의 확산능력 (dispersal ability)과 주변 해역에서의 상대적 밀도에 의해 지배된다. 따라서 갯녹음 해역에서 우점적으로 존재하는 무절산호조류는 “the rise to dominance”에 의해 어느 일정 풍도 (abundance)만큼 지속적으로 증대되고, 증대된 풍도는 종

내 주변에서 수송되는 대형 갈조류의 착생을 억제하는 barrier로써 작용할 수 있다. 따라서 갯녹음 해역과 해중립 해역에서의 무절산호조류의 “the rise to dominance” 과정을 비교하기 위해 1999년 2, 4, 6, 8월에 법환과 비양도 두 해역의 수심 6 m에 가로, 세로 각 50 cm, 높이 12 cm (무게 60 kg) 규격의 콘크리트 블록을 각각 5개씩 시설하였다. 이후 2개월 간격으로 블록을 인양하여 비파괴적인 방법 (nondestructive method)인 사진촬영 방법으로 무절산호조류의 피도 (bottom cover, %)를 조사하였다. 조사는 1999년 10월까지 실시하였다.

다. 주요 섭식자의 성장과 성숙

갯녹음 해역과 해중립 해역에 서식하고 있는 주요 섭식자인 소라와 보라성게의 성장과 성숙을 조사하였다. 소라는 1999년 2월부터 1999년 11월까지 계절별로 120~200개체씩을 무작위로 조사하였으며, 보라성게는 생식소가 가장 성숙하는 1999년 5월에 200개체씩을 법환과 비양도 조하대에서 무작위로 채집하여 분석하였다. 소라는 각고를 측정하여 두 해역 간 각고조성을 비교하였으며, 보라성게는 각경을 측정하여 두 해역 간 각경조성을 비교함으로써 주요 섭식자들이 갯녹음 해역과 해중립 해역 간에 어떠한 차이를 보이는가를 비교하였다. 또한 소라는 전중량에 대한 육중량비로 두 해역 간 차이를 비교하였고, 보라성게는 성숙을 나타내는 생식선 중량 지수 (gonad somatic index)로 두 해역을 비교하였다.

라. 자료처리

자료처리는 소라와 보라성게의 각고와 각경 조성으로 비교하였으며, 소라에 대하여는 계절별 전체중량에 대한 육중량비를, 보라성게는 gonad somatic index를 one-way ANOVA로 두 해역 간 차이를 비교하였다.

4. 갯녹음 해역과 해중림 해역에서 인공어초를 이용한 해중림 조성

가. 인공어초 시설

인공어초의 투입은 갯녹음 해역에서 사라진 해중림을 복원하고, 해중림이 이미 조성된 해역에서는 해중림을 인위적으로 유지 또는 증대시키기 위해 흔히 사용되는 방법이다. 실험에 이용된 인공어초 종류와 시설방법은 Fig. 3과 같다. 실험 해역에 투입된 인공어초는 평면과 경사각이 10°를 가진 면이 혼합된 패조류용어초 (Shellfish-type reef), 경사각이 60°인 방갈로형어초 (Bungalow-type reef), 그리고 원 형태의 반구형어초 (Hemisphere-type reef)로써 세 종류를 이용하였다. 갯녹음 해역인 법환 해역에는 A, B 두 해역에 인공어초를 시설하였다. 법환 A 해역은 소라, 보라배꼽톱니고둥 등 조식성 무척추동물이 높은 밀도로 서식하고 있는 암반 해역이며, 법환 B 해역은 어류 이외에는 조식성 무척추동물이 서식하지 않은 모래질로 형성된 곳이다. 법환 A 해역은 세 종류의 어초가 수심 6~7 m의 암반지대에 각각 10개씩 분산·시설하였고, 법환 B 해역은 세 종류의 어초를 수심 9 m에 90개씩 나란히 시설하였다. 해중림 해역인 비양도 해역은 세 종류의 어초를 수심 6~7 m의 평탄한 암반지대에 각각 100개씩 나란히 시설하였다. 시설방법은 바지선에 장착된 크레인을 이용해 잠수부의 유도로 줄을 맞춰 시설하였으며, 법환 A 해역은 지형이 고르지 못해 1~3 m 간격을 두고 비교적 평탄한 곳을 찾아 산발적으로 시설하였다.

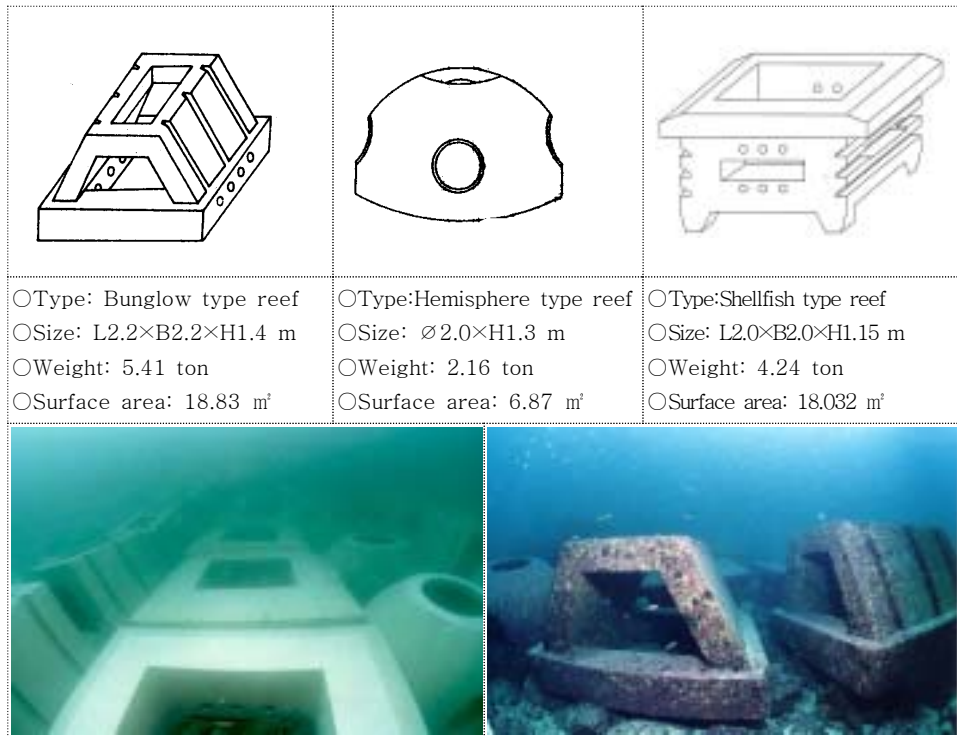


Fig. 3. Artificial reefs used for the construction of submarine forests on the barren ground (Beophwan) and undisturbed areas (Biyangdo).

나. 해역별, 어초종류별 해중림 조성효과 비교

갯녹음 해역인 법환 해역의 조식성동물이 서식하지 않는 모래질 바닥 (법환 B)에 투입된 인공어초와 해중림 해역인 비양도 해역에 투입된 인공어초 표면에서 발달되는 해조류 군집의 구조를 비교 분석하기 위하여 1999년 10월에 법환 B 해역과 비양도에 시설된 인공어초를 대상으로 해조군집 구조를 2002년 10월까지 2개월 간격으로 조사하였다. 인공어초에 대한 조사는 각 해역에 투입된 세 종류의 어초에 대해, 종류별로 5개를 무작위로 선정하고, 선정된 어초의 상부에 50x50 cm의 방형구 1개를 시설한 후, 무절산호조류 (crustose coralline algae)를 제외한 모든 해조류를 채집하였다. 채집된 시료는 실험실로 운반하여 종류별로 구분한 후, 개체수와

중량을 측정하였고, 단위표면적 (m^2) 당 값으로 환산하였다. 해조류의 습중량은 시료를 손으로 가볍게 쥐어짜 물기가 없는 상태에서 측정하였고, 법환과 비양도 두 곳에 투입된 세 종류의 어초에서 가입된 해조류의 종류별 생물량 변화를 해중립 조성이라는 차원에서 보다 용이하게 나타내기 위해 3개의 무리 (group)로 구분하였다 (Dayton et al., 1985). Group I은 해수표면에서 수관 (canopy)을 이루는 대형 갈조류인 모자반류 (*Sargassum* spp.)이고, Group II는 모자반류처럼 해수표면에서 canopy를 이루지는 않지만 비교적 큰 잎으로 subcanopy를 이루는 stipitate kelp인 감태 (*Ecklonia cava*) 및 미역 (*Undaria pinnatifida*)이다. 그리고 Group III은 기타 소형 해조류인 turf-forming species에 해당한다.

한편 갯녹음 해역은 무질산호조류의 가입율과 조식자의 섭식압이 해중립 해역에 비해 높기 때문에 인공어초 표면에 해중립이 조성될 확률은 해중립 해역에 비해 상대적으로 낮다. 따라서 대형 갈조류를 인공어초 표면에 정착시키기 위해 다양한 이식방법 (transplant)을 적용하였다. 적용된 이식방법들은 Fig. 4와 같다. 법환 A 해역에 시설된 세 종류의 인공어초는 조사 종료시점까지 조식성동물의 과도한 섭식으로 인해 해조류가 가입되지 않아 이 조사에서는 제외하였다.

다. 인공어초 해조군집과 자연해조군집 비교

갯녹음 해역에 투입된 인공어초의 표면에 형성되는 해조군집이 천이과정을 거쳐 최종적으로는 갯녹음으로 부터 회복되는 정도와 해중립 해역의 자연 해조군집과의 차이를 알기 위해 인공어초 조사 시기에 맞추어 법환 B 해역과 비양도에 투입된 인공어초 주변의 자연암반에 형성된 해조군집의 구조를 비교 분석하였다.

5. 포자낭 (spore bag)을 이용한 해중립 조성

가. 포자낭 (spore bag) 이식효과

포자낭 이식은 1999년 11월에, 성숙된 감태 (*Ecklonia cava*)를 채취하여 mash

size 1 mm의 PE 주머니에 약 3 kg씩 담아 범환과 비양도에 투입된 세 종류의 어초에 결합시켜 포자망에 든 감태 성숙모조에서 포자가 방출되어 어초에 부착할 수 있도록 유도하였다 (Fig. 4 A, B, C, D). 이후 2개월 간격으로 결합된 어초에 착생한 감태를 50×50 cm의 방형구를 이용하여 어초 종류별로 4개소 씩 1 m²가 되도록 채집하였다. 채집된 시료는 건조되지 않도록 보관하여 실험실로 운반한 다음, 해역과 어초 종류별로 구분하여 개체 크기와 중량을 측정하였다. 측정된 자료는 단위면적당 (m²) 시기별 개체수와 생물량 값을 구해 해역 간, 인공어초 종류별로 차이가 있는가를 비교하였다.

나. 씨줄이식과 이식방법별 효과비교

대형 갈조류를 인공어초 표면에 정착시키기 위해 현재 적용되고 있는 방법은 모조 이식법과 씨줄 이식법 두 가지이다. 이 연구에서는 제주 해역에서 해중립 조성 대상종으로 주목받고 있는 감태를 이 두 가지 방법을 적용하여 효과를 비교하였다. 씨줄 이식법은 감태의 어린 포자체 (juvenile sporophytes)가 부착된 씨줄을 만들기 위해 씨줄 틀을 이용하여 실내수조에서 채묘하였다. 감태 성숙모조는 한림읍 비양도 해역에서 1999년 11월에 채집하였다. 채묘는 수조바닥에 씨줄 틀을 깔고 그 위에 1시간 음건시킨 성숙모조를 투입하여 유주자 방출을 유도하였다. 이후 해수 중의 유주자 농도가 200 cells/mL 밀도에 이르는 것을 확인한 다음, 투입된 모조를 제거하였고, 7일간 유수상태로 감태의 포자를 성장시켰다. 채묘 후 7일이 경과된 씨줄을 8 mm PP 로프에 감아 인공어초에 결합하였다.

모조이식법과 씨줄이식법의 효과를 비교하기 위해 2000년 4월에 세 종류의 어초에 가입한 감태의 밀도를 조사하였고, 세 종류에서 관찰된 감태의 밀도는 어초 구분없이 pooling하였다.

6. 조식성동물 차단시설 (iron cage)을 이용한 해중립 조성

갯녹음 해역에 투입된 인공어초 표면에 해중립 조성이 힘든 것은 조식자의 섭식 압에 의한 것이라는 가설을 증명하기 위해 cage 실험을 실시하였다. 법환 A 해역은 성숙모조 이식, 씨줄이식 등 다양한 방법으로 해중립 조성을 유도하였지만 무절산호조류를 제외한 어떠한 해조류도 가입되지 않았다. 이는 조식성동물의 과도한 식해의 영향으로 판단하여 인위적으로 제어하기 위한 차단시설을 고안하여 설치하였다. 차단시설은 철제상자 (길이 2.4×폭 2.4×높이 0.5 m)를 제작한 다음, 이 철제상자를 mesh size 5 mm의 PE 그물망으로 둘러 쳤다. 2001년 9월 21일에 법환 A 해역에 이미 시설되어 무절산호조류만 부착된 세 종류의 인공어초 각 1개씩 3개를 인양하여 차단시설에 인공어초를 결합하고 다시 법환 A 해역에 시설했다. 또한 법환 B 해역에서는 해중립이 잘 조성된 세 종류의 인공어초를 같은 방법으로 인양하여 차단시설을 결합하고, 법환 A 해역에 재시설한 후 2개월 간격으로 새로운 해조류의 착생과 무척추동물의 가입량, 해중립의 유지상태를 관찰했다.

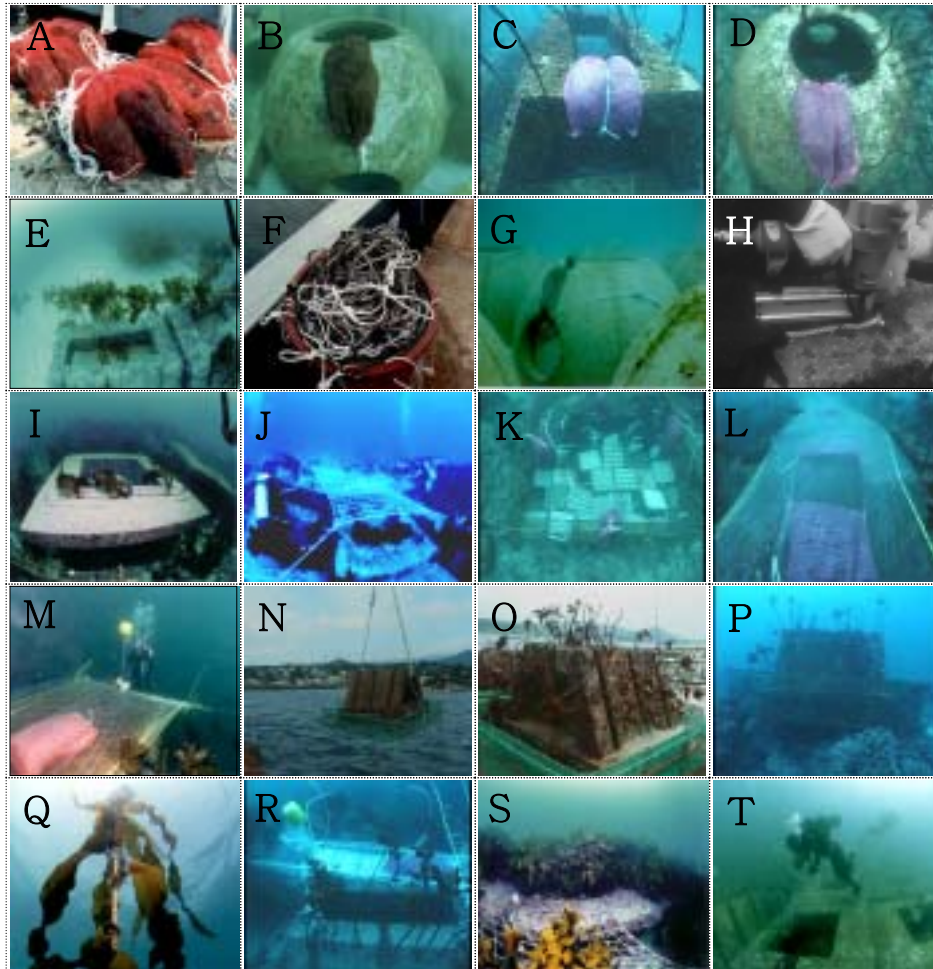


Fig. 4. Various methods of formation of the marine forest.

A~D; Transplant method of *Ecklonia cava* using spore-bag
 E; Attached *Ecklonia cava* at deep longline establishment
 F~G, T; Transplant method of *Ecklonia cava* using seed-rope
 H~I; Transplant of a adult kelp
 J, S; Natural seed-collecting guide using net made with rope
 K; Experiment on algae attachment using a cage by material type
 L~M, R; Seed-collecting using net of envelop type
 N~P; A Cage against grazer
 Q; Attached kelp around longline type rope

7. 인공어초에서의 수산동물 증식효과

가. 수산동물의 군집발달과 해조군집 비교

해중림을 조성하는 또 하나의 목적은 해중림을 조성시켜 조식성 수산동물의 증식을 도모하기 위함이다. 인공어초 표면에서 해조군집이 형성되면 이를 섭식하는 조식동물이 이입되기 마련이고, 조식동물의 밀도가 적절히 증가하게 되면 해중림은 유지되지만, 높은 밀도의 조식동물이 이입되면 조성된 해중림도 사라질 수 있기 때문에 조식동물의 생물량이 어초 표면에 형성된 해조군집의 생물량에 대비하여 어느 정도의 수준에 있는가를 파악할 필요가 있다. 따라서 인공어초 해조군집에 대한 조사와 병행하여 법환 B 해역과 비양도에 투입된 인공어초에 서식하는 조식동물의 생물량을 조사하였다. 조식동물의 채집은 어초 종류별로 무작위로 선택된 5개의 인공어초에서 채집하였으며, 채집된 시료는 채롱에 넣어 몇 번 휘둘러 물기를 제거한 후 측정하였다. 법환과 비양도 두 곳에 투입된 세 종류의 어초에 서식하는 조식성동물의 종류별 생물량 변화를 보다 용이하게 나타내기 위해 우점도를 기준으로 3개의 무리 (group)로 구분하였다. Group I은 이 해역에서 가장 우점하는 소라 (*Batillus cornutus*)였고, Group II는 차우점종인 보라배꼽톱니고둥 (*Astrarium haematragum*), 그리고 Group III는 이 두 종을 제외한 나머지 조식동물이 포함된다.

나. 자료처리

법환과 비양도 두 곳에 투입된 세 종류의 어초에서 형성된 해조군집 또는 조식동물의 종수와 생물량을 비교하기 위해 Two-sample t-test를 실시하였다. 종수는 조사기간 중 두 해역에 투입된 세 종류의 어초 각각에서 출현한 모든 해조류 또는 조식동물의 수 (n=3)를 분석 자료로 사용하였다. 해조류 및 조식동물의 생물량은 각 무리별로 구분하여 비교하였다. 즉, 조사기간 중 2개월 간격으로 얻어진 세 무리의 생물량을 조사시기마다 어초구분 없이 pooling한 다음, 이

를 분석 자료로 활용하였다. 분석 시에는 범환 및 비양도 두 해역에서는 해조류가 본격적으로 출현하는 2000년 4월 이후의 자료만을 사용하였다.

갯녹음 해역에 투입된 인공어초의 표면에 형성되는 해조군집이 해중립 해역의 자연해조군집과 얼마나 유사한지를 알기위해 Two sample t-test를 통한 생물량 비교와 nonmetric multidimensional scaling (nMDS) analysis를 통한 군집의 유사성을 분석하였다. 분석은 어초상부에 해조군집이 안정적으로 정착된 2001년 2월부터 2002년 10월까지의 자료를 대상으로 계절별 (동계: 2001년 2월, 2002년 2월, 춘계: 2001년 4월, 2002년 4월, 하계: 2001년 8월, 2002년 8월, 추계: 2001년 10월, 2002년 10월)로 실시하였다. 인공어초의 경우에는 각 해역에 투입된 세 종류의 어초에서 나타난 자료를 pooling하여 입력자료로 사용하였다. nMDS는 Bray-Curtis Similarity를 이용하여 Primer v5로 분석하였다. 분석에 앞서 극우점하는 한 종의 생물량에 의해 유사도가 지배되는 것을 방지하고, rare species에 대한 weight를 주어 군집구조를 파악할 목적으로 자료를 forth-root transformation을 실시하였다.

Ⅲ. 결 과

1. 갯녹음 발생현황

제주연안에서의 갯녹음 진행단계를 Fig. 5에 나타냈다. 초기에는 crack이 형성된 바위틈을 중심으로 조식성동물에 의한 식해 흔적이 뚜렷이 나타났다 (Fig. 5 A). 시간이 지나면서 식해흔적은 확대되었으며 (Fig. 5 B), 일부 해역에서는 보라성게의 급속한 가입을 보이는 경우도 있었다 (Fig 5 C). 이 상태가 지속되면서 결국, 무절산호조류만 남게 되어 해저면 전체가 백색 또는 황백색으로 변했다 (Fig. 5 D). 이와 같이 식해가 뚜렷한 바위틈에는 보라성게와 말뚝성게 (*Hemicentrotus pulcherrimus*), 소라 치패가 다량으로 분포하였다. 1998년과 2003년의 갯녹음 확산경향을 Fig. 6에 나타냈다. 1998년의 경우, 서귀포시와 안덕면, 대정읍 등 3개 정점은 말기 단계를 보였고, 중기단계도 남원읍, 표선면 2개 정점에서 나타나 주로 갯녹음은 제주도 남부에 치우쳐 있음을 알 수 있다. 그러나 2003년에는 1998년도 조사 당시, 말기단계인 서귀포시와 안덕면, 대정읍 등 세 개 정점은 말기상태를 지속하고 있으며, 제주도 북서부 해역으로 말기와 중기해역이 확대되고 있음을 볼 수 있다. 행정구역별로 갯녹음의 심각성을 4단계 (1: 정상, 2: 초기, 3: 중기, 4: 말기)로 구분한 Categorical values 값 또한 서귀포시 해역은 큰 변동이 없으나 제주시와 북제주군 해역은 증가되었음을 보여 주고 있다 (Fig. 7).

한편 1998년과 2003년에 4개 해역에서 얻어진 자료를 각각 pooling하여 two sample *t*-test를 실시한 결과 2003년도 (2.76 ± 0.28)가 1998년 (1.96 ± 0.21)에 비해 유의하게 높았고 ($t = -2.35$, $P = 0.024$, $df = 38$), 이것은 시간경과에 따라 제주해역의 백화현상이 심화되고 있다는 것을 나타낸다 (Table 2).

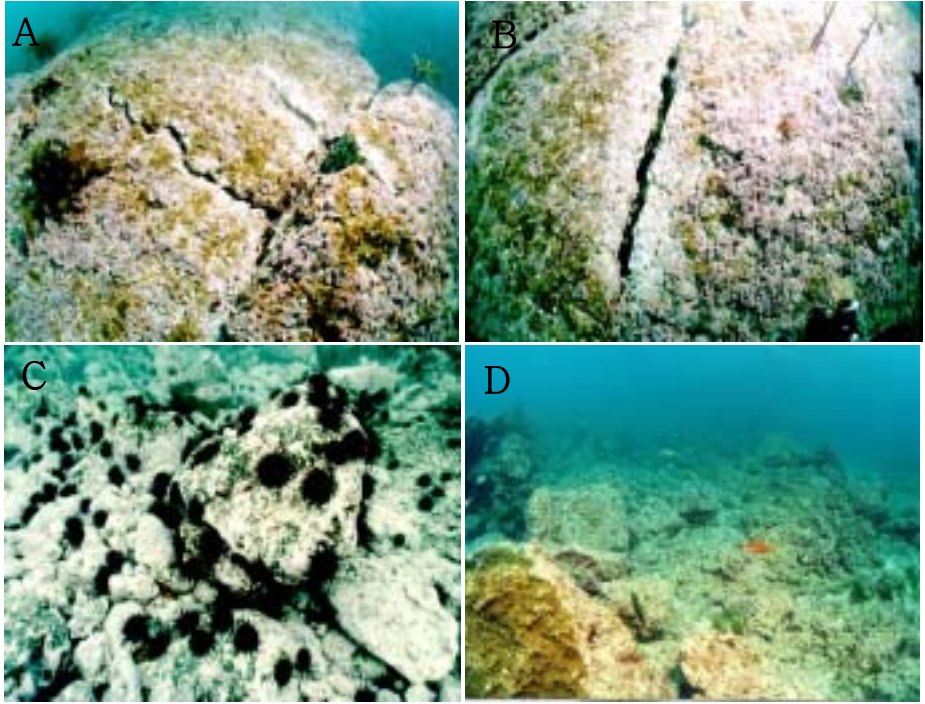


Fig. 5. Pictures showing the progressive stages of barren ground along the coast of Jeju.

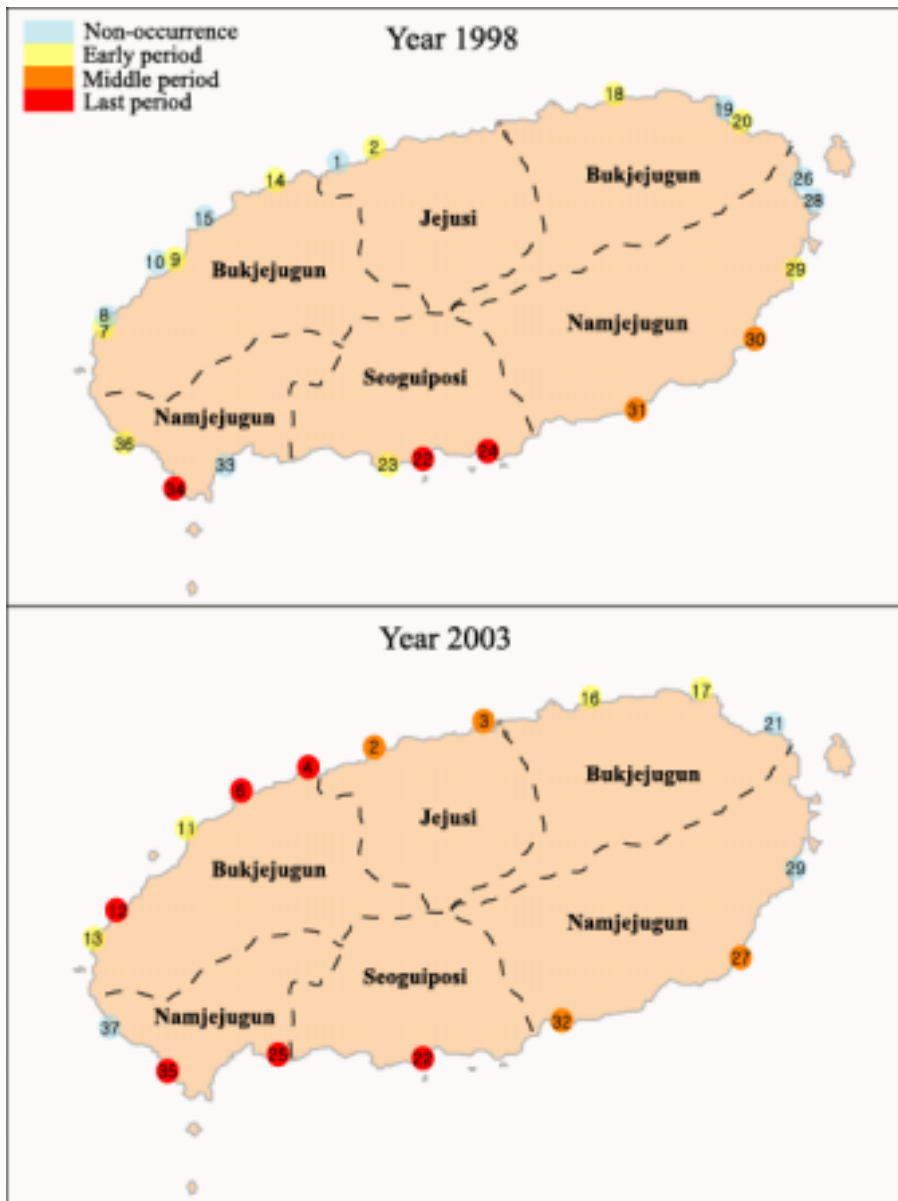


Fig. 6. Maps of barren ground along the coast of Jeju. (Upper panel: survey in 1998, Lower panel: survey in 2003).

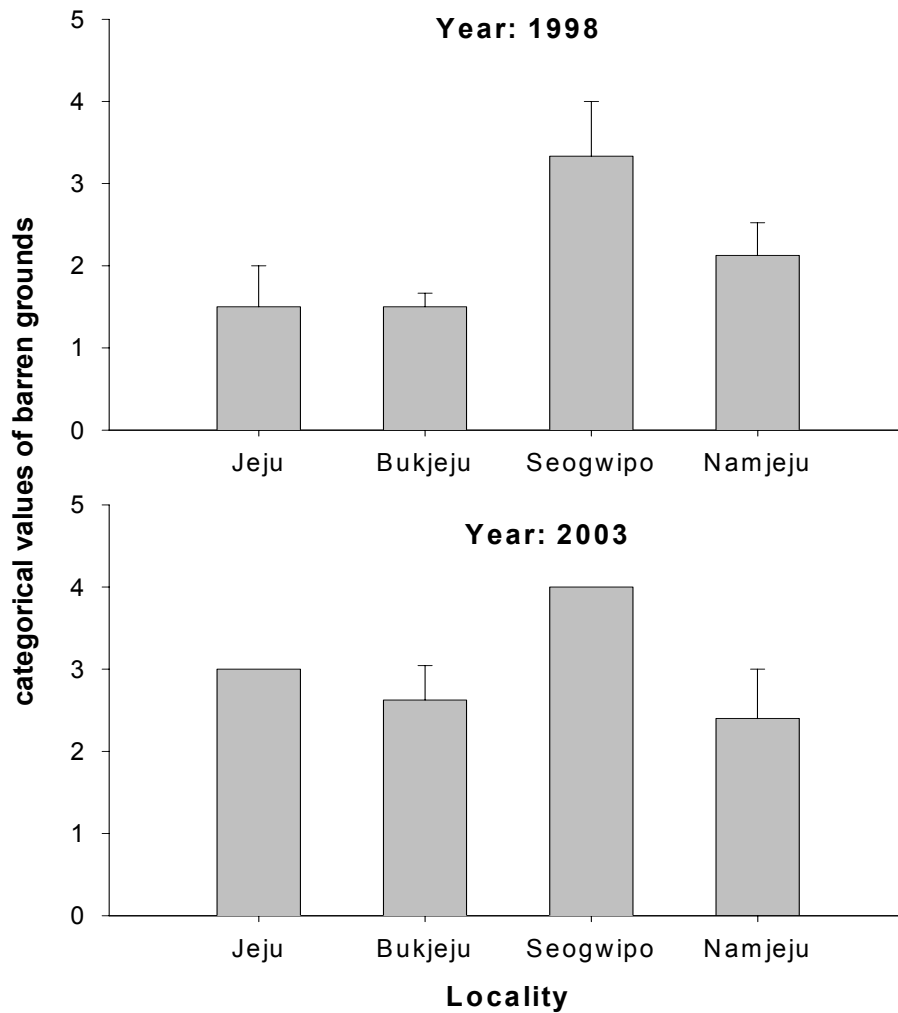


Fig. 7. Comparison of barren ground along the coast of Jeju. Data are categorical values of round (1: undisturbed, 2: early stage, 3: middle stage, 4: last stage). Data are mean±standard error.

Table 2. Results of a one-way ANOVA testing for the categorical value of barren ground (whitening events)

Source of variation	1998			2003		
	df	MS	F	df	MS	F
Localities	3	2.805	3.66*	3	1.33	1.01ns
Error	19	0.765		13	1.31	
Transformation	none			none		
Levene's test	Statistic: 0.772, $P = 0.524$			Statistic: 1.085, $P = 0.400$		
Turkey multiple comparison	Seogwuipo>Jeju=Bukjeju =Namjeju			Seogwuipo=Jeju=Bukjeju =Namjeju		

* $P < 0.05$

2. 갯녹음 해역과 해중립 해역의 환경특성

가. 수온

1992년부터 2005년까지 법환과 비양도 해역에서 2월과 8월에 측정된 표층수온은 Fig. 8과 같다. 2월 수온은 비양도 해역에서 10.0~15.0°C (평균 13.91°C ±1.40) 범위를 보였으며, 법환 해역은 13.0~16.4°C (평균 15.14°C ±1.11) 범위를 보였다. 두 해역 간 평균 수온은 법환 해역이 비양도 해역보다 1.23°C가 높았으며, 두 해역 간에 뚜렷한 차이를 보였다 ($P=0.001$). 또한 두 해역 모두 매년 법환 해역에는 0.18°C, 비양도 해역에서는 매년 0.24°C씩 수온이 상승하고 있으며, 특히 비양도 해역의 수온증가가 법환 보다 명확하게 나타났다. 하계인 8월의 수온은 법환 해역이 21.9~28.8°C (평균 25.3°C ±2.32) 범위였으며, 비양도 해역은 21.5~29.5°C (평균 25.5°C ±2.56)로 나타나 두 해역 간 8월 수온은 차이가 없었다 ($P=0.67$). 연중 수온 상승폭은 법환 해역에서 -0.008°C가 감소하였고, 비양도 해역은 0.007°C가 상승한 것으로 나타났다.

두 해역의 표층과 10 m층에서의 동계 (2월) 장기 수온변화는 Fig. 9에 나타

났다. 표층 수온은 법환 해역이 12.22~18.62℃ (평균 15.31℃±1.10) 범위였으며, 비양도 해역은 11.89~15.04℃ (평균 14.10℃±0.83) 범위로 평균 수온은 법환 해역이 1.21℃가 높았으며, 장기변화 또한 두 해역 간 뚜렷한 차이를 보였다 (P=0.001). 연 평균 수온상승은 법환 해역이 0.038℃, 비양도 해역이 0.023씩 증가하고 있으며, 장기변동에 있어서 법환 해역은 매년 수온이 증가하고 있는 것으로 나타났으나 (P=0.035), 비양도 해역은 매년의 수온증가가 뚜렷하지 않았다 (P=0.065). 반면, 기온의 영향을 적게 받는 10 m 수층에서는 법환 해역 13.65~16.65℃ (평균 15.32℃±0.79), 비양도 해역 12.45~15.26℃ (평균 14.15℃±0.75) 범위로 법환 해역이 비양도 해역보다 평균 1.17℃가 높게 나타나고 있고, 두 해역 간에 뚜렷한 수온 차이를 보였다 (P=0.001). 또한 두 해역 모두 장기 수온은 지속적으로 상승하고 있으며 (법환 P=0.014, 비양 P=0.026), 연간 변동은 법환 해역이 0.038℃, 비양도 해역 0.025℃씩 증가하고 있다. 한편, 10 m층 수온은 단기변화와는 달리 법환 해역이 비양도 해역보다 더 증가한 것으로 나타났다. Fig. 10은 2월과 8월, 제주도 주변의 평년 평균 수온 분포도를 나타내고 있다. 이 수온 분포도를 보면, 1970년대 2월의 15℃ 수괴는 제주도 남부 외해 측에 분포하고 있는 반면, 8월의 27℃ 수괴는 제주도 중심부를 가로 질러 분포하고 있다. 그러나 1990년대의 수온 분포는 2월인 경우 15℃ 수괴가 제주도 서귀포시에서 구좌읍 해역에 걸쳐 북상하여 분포하는 것을 볼 수 있다. 반면에 8월 수온은 1970년대에는 제주도 중심부를 가로 질러 분포하였으나, 1990년대에는 제주도 남측으로 이동 분포하고 있다. 1999년도 SST (surface satellite temperature) 자료를 보면, 2월에 15℃ 수괴가 이미 제주도 북부해역까지 확장되고 있음을 알 수 있다. 2000년에는 15℃ 수괴가 제주도 북부에서 추자도를 지나 서해 측으로 깊숙이 확장하고 있으며, 동해 남부 측으로도 깊숙이 확장되어 있는 것을 볼 수 있다 (Fig. 11). 이는 대마난류 세력이 확장되고 있는 반면, 북한 한류는 그 세력이 축소되고 있음을 시사하고 있다. 갯녹음이 발생된 대부분의 해역은 이 대

마난류 세력이 우세한 제주도과 남해안 외해측인 거문도, 소라도 연안을 따라 동해 속초 연안까지 발생하고 있는 것으로 알려지고 있어 대마난류 세력 확장이 갯녹음 확대에 영향을 미치고 있음을 시사하고 있다. 두 해역의 t-test 결과도 단기변동에서 8월 수온은 차이가 없으나 (P=0.67) 2월의 장, 단기 변동 값은 차이를 보이고 있다 (Table 3).

Table 3. Summary of two-sample t-test results for water temperatures recorded during short-term and long-term monitoring at Beophwan (barren ground) and Biyangdo (undisturbed area)

Site	Beophwan	Biyangdo	df	t-value	p-value
Month	Mean±SE	Mean±SE			
Short-terming monitoring (1992-2004)					
February	15.14 ± 0.30	13.91 ± 0.38	26	-0.68	<0.001***
August	24.45 ± 0.71	25.27 ± 0.64	24	0.434	0.672 ^{ns}
Long-terming monitoring (1968-2004)					
February	15.31 ± 0.19	14.12 ± 0.14	70	6.74	<0.001***
February	15.32 ± 0.14	14.15 ± 0.13	68	8.29	<0.001***

ns: not significant, * $P<0.05$, ** $P<0.01$, *** $P<0.001$

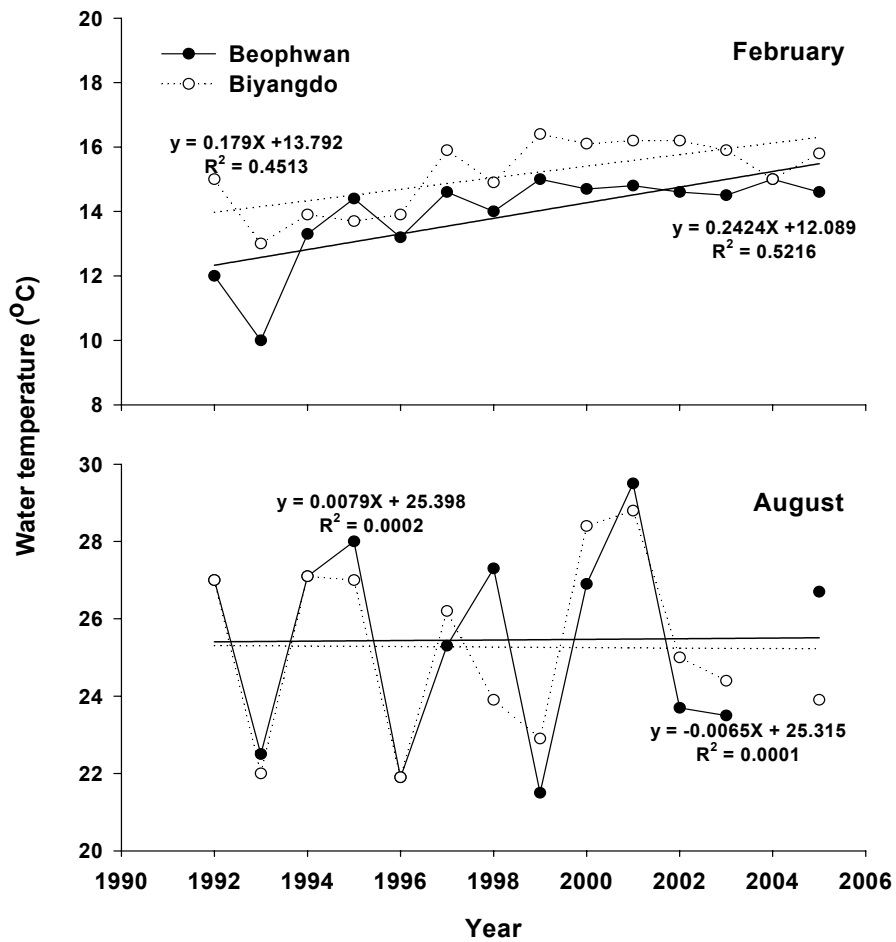


Fig. 8. Annual variations in water temperature of the surface layer at Beophwan (barren ground) and Biyangdo (undisturbed area).

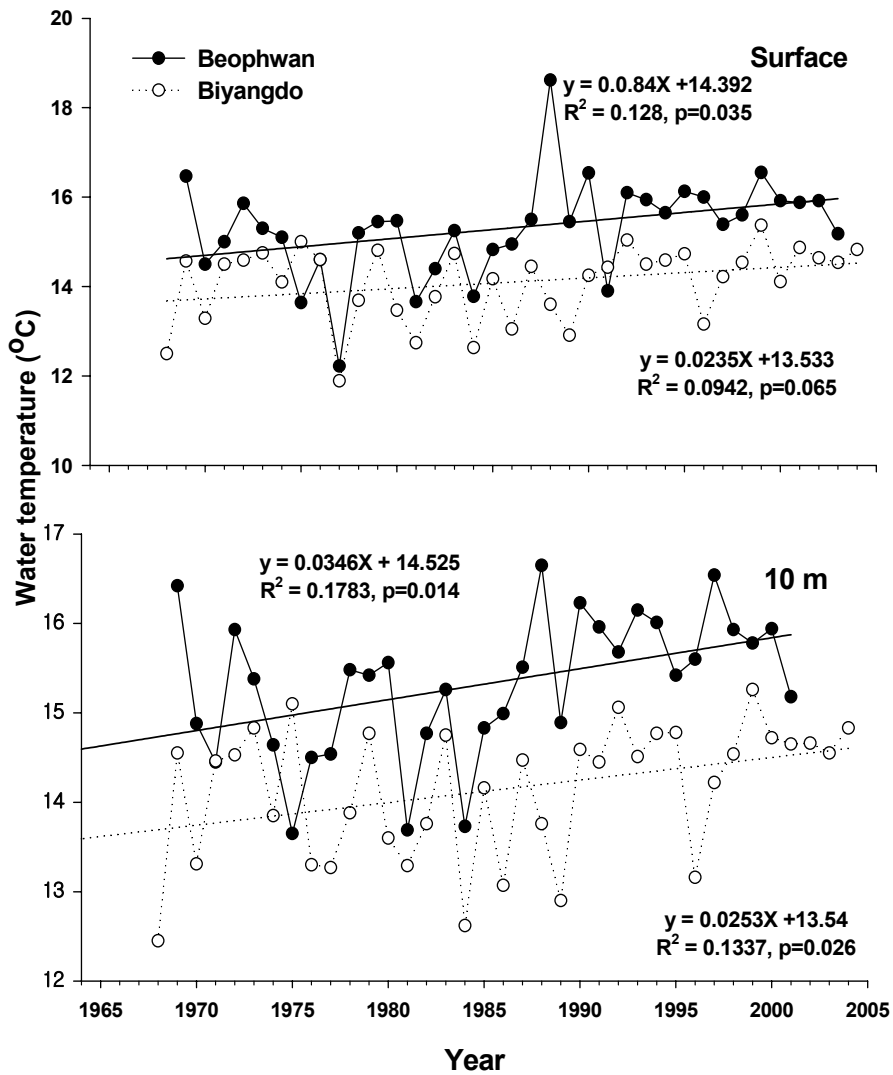


Fig. 9. Annual variations in water temperature of the surface layer and 10-m layer at Beophwan (barren ground) and Biyangdo (undisturbed area).

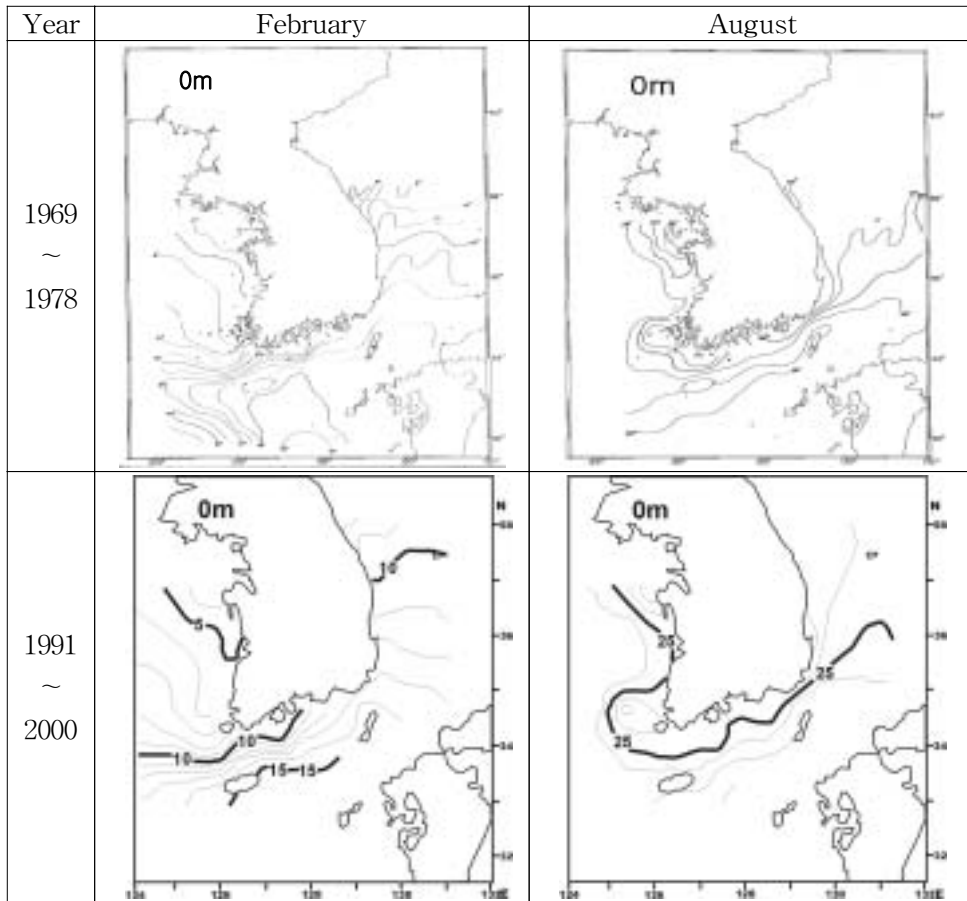


Fig. 10. Map showing isotherms in winter (February) and summer (August) around the coast of Korea.

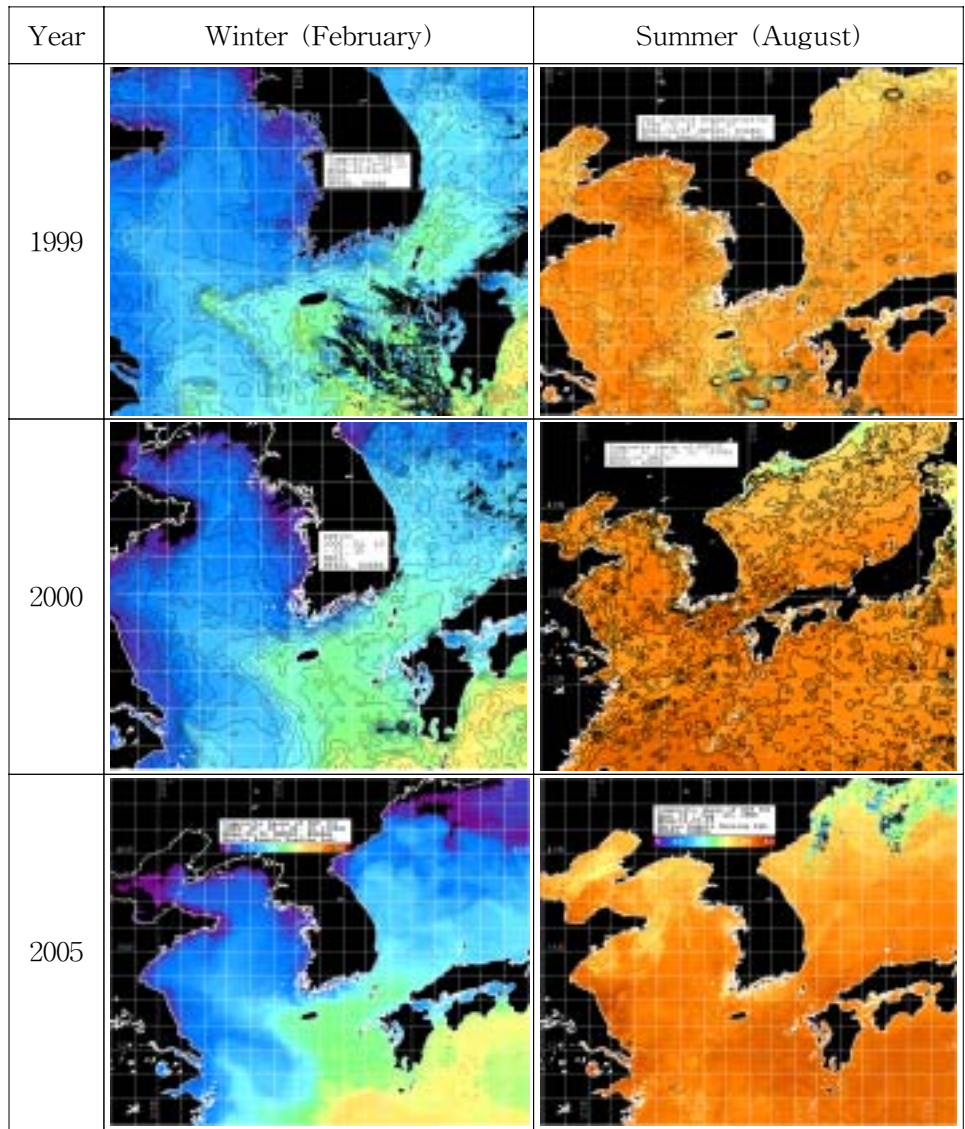


Fig. 11. Satellite images showing the surface water temperature around the Korean peninsula during winter (February) and summer (August).

나. 일반수질 특성

1) 염분

1997년부터 2005년까지 9년 동안 법환 해역과 비양도 해역에서 관측된 염분의 계절별 평균값을 Fig. 12에 나타냈다. 법환 해역에서의 염분은 표층이 31.53~33.82 (평균 33.15±1.09), 저층이 33.80~34.46 (평균 34.12±0.29) 범위로 표, 저층 모두 하계에 낮고, 동계에 높은 값을 보였다. 비양도 해역에서는 표층이 31.30~33.96 (평균 33.01±1.19), 저층이 33.25~34.48 (평균 33.81±0.61)의 범위로 표층에서는 두 해역 간 차이가 없었으나, 여름과 가을에는 비양도 해역이 약간 낮았다. 두 해역 간 평균 염분은 표층과 저층 모두 차이가 없었다 ($P>0.05$).

2) pH

pH의 계절변화는 Fig. 13에 나타내었다. 법환 해역에서는 표층이 8.13~8.22 (평균 8.18±0.04), 저층 8.09~8.15 (평균 8.13±0.03) 범위이고, 비양도 해역에서는 표층 8.12~8.19 (평균 8.17±0.03), 저층 8.12~8.17 (평균 8.15±0.02) 범위로 두 해역의 표층에서는 차이를 보이지 않았으며 ($P>0.05$), 저층에서는 모든 계절에 걸쳐 비양도 해역이 0.02 정도의 높은 값을 보였으나 one-way ANOVA 결과는 유의하지 않았다 ($P>0.05$).

3) DIN (dissolved inorganic nitrogen)

계절별 표, 저층의 평균 DIN 농도는 Fig. 14와 같다. 법환 해역은 표층에서 0.060~0.120 mg/L (평균 0.090±0.002) 범위였고, 저층은 0.011~0.140 mg/L (평균 0.120±0.011) 범위였다. 비양도 해역은 표층이 0.006~0.012 mg/L (평균 0.090±0.030) 범위였고, 저층은 0.006~0.121 mg/L (평균 0.090±0.003) 범위로 두 해역 간의 차이는 없었다 ($P>0.05$).

4) DIP (dissolved inorganic phosphorus)

DIP의 계절변화는 Fig. 15에 나타냈다. 법환 해역이 표층에서는 0.001~0.051 (평균 0.017 ± 0.004) mg/L, 저층 0.001~0.049 (평균 0.017 ± 0.005) mg/L 범위였고, 비양도 해역 표층에서는 0.001~0.075 (평균 0.016 ± 0.004) mg/L, 저층 0.001~0.058 (평균 0.020 ± 0.018) mg/L 범위였다. 두 해역 간에 DIP는 표, 저층 모두 차이가 없었다 ($P > 0.05$).

5) Chlorophyll-*a*

Chlorophyll-*a*의 농도는 법환 해역이 추계인 11월에 1.10 mg/L로 가장 높았고, 비양도 해역은 춘계인 5월에 1.05 mg/L로 가장 높은 값을 보였다. 동계인 2월에 법환 해역 0.59 mg/L, 비양도 해역 0.56 mg/L로 가장 낮았다 (Fig 16). 그러나 두 해역 간의 Chlorophyll-*a* 농도는 차이가 없었다 ($P > 0.05$).

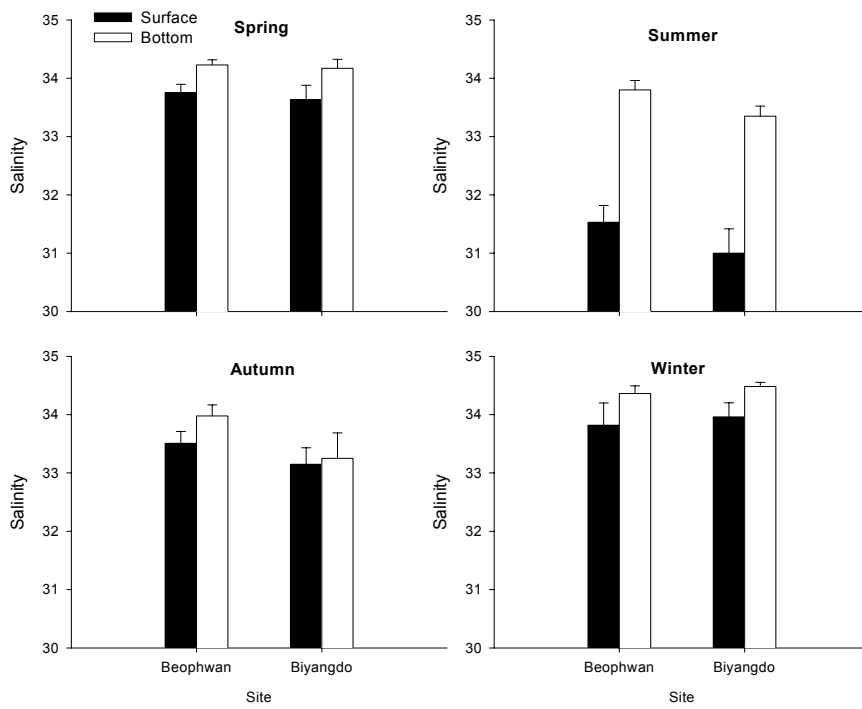


Fig. 12. Seasonal variations in salinity of surface and bottom water at Beophwan (barren ground) and Biyangdo (undisturbed area).

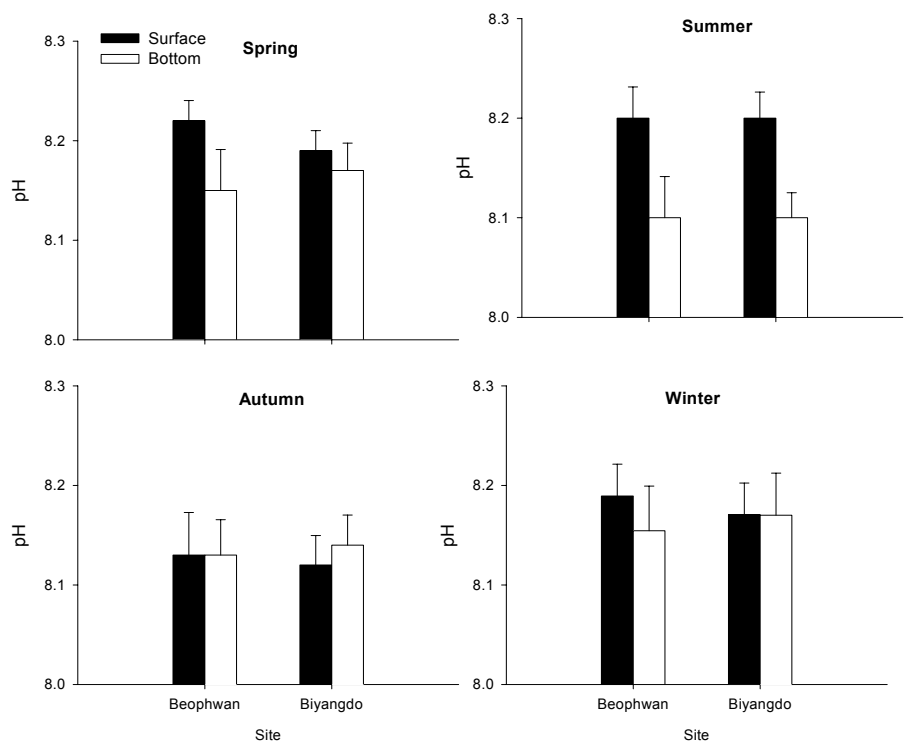


Fig. 13. Seasonal variations in pH of surface and bottom water at Beophwan (barren ground) and Biyangdo (undisturbed area).

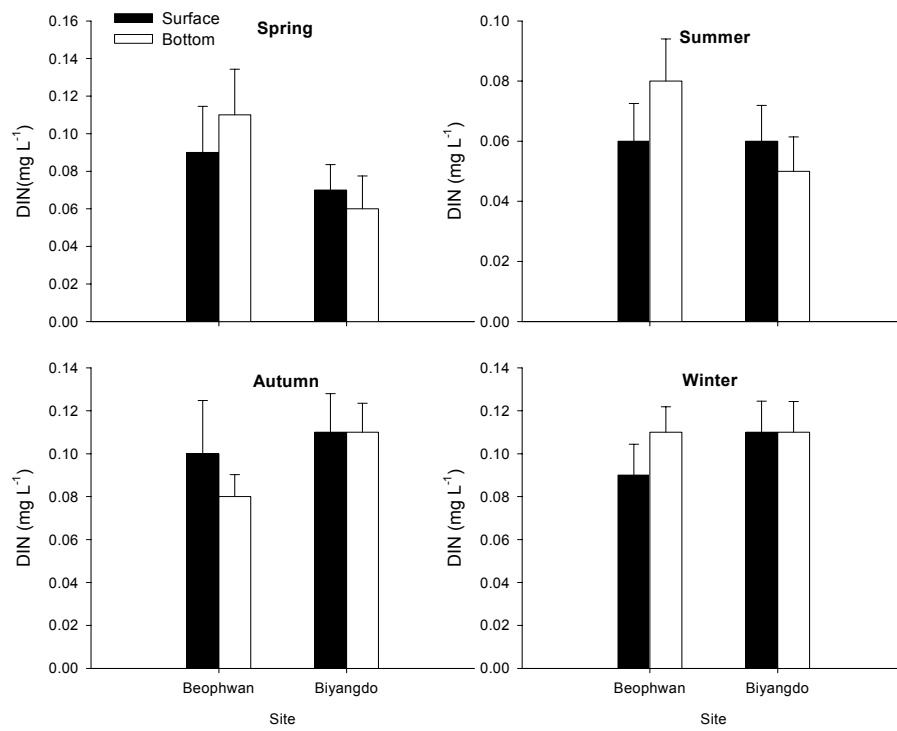


Fig. 14. Seasonal variations in DIN (dissolved inorganic nitrogen) of surface and bottom water at Beophwan (barren ground) and Biyangdo (undisturbed area).

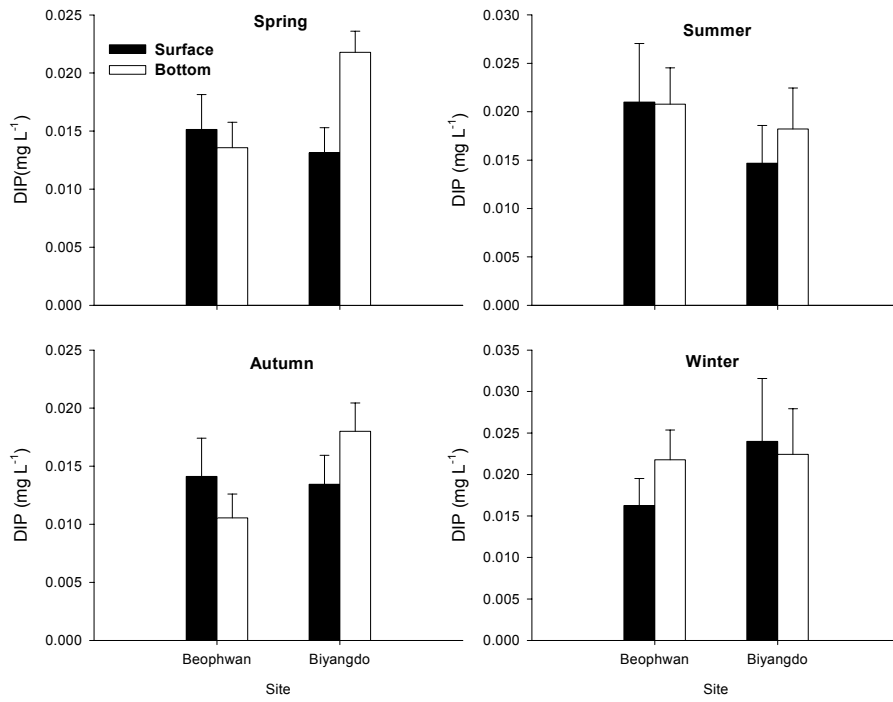


Fig. 15. Seasonal variations in DIP (dissolved inorganic phosphate) in surface and bottom water at Beophwan (barren ground) and Biyangdo (undisturbed area).

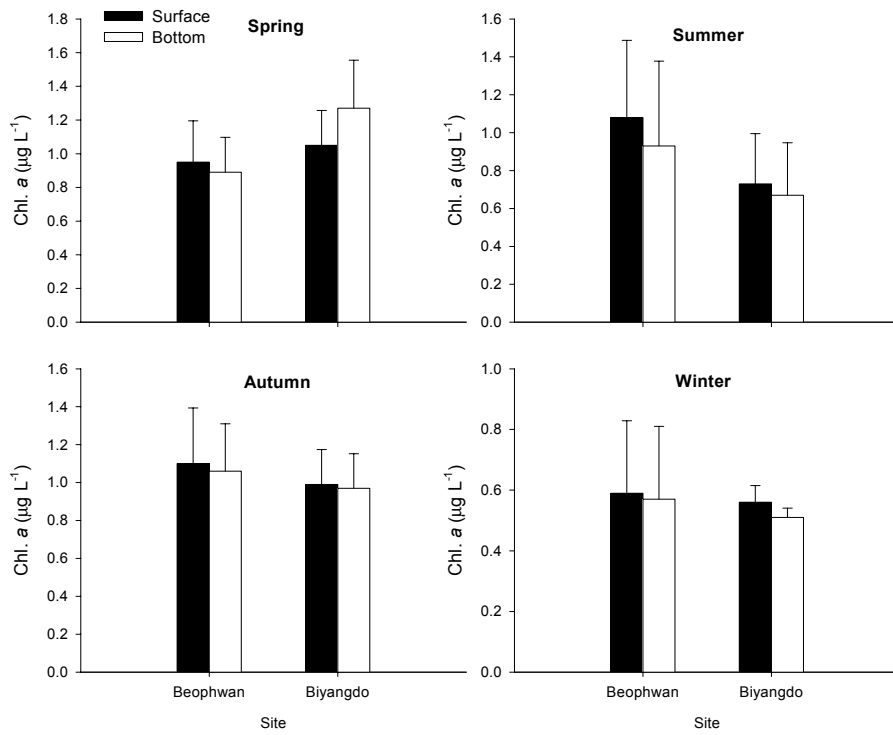


Fig. 16. Seasonal variations in chlorophyll *a* in surface and bottom water at Beophwan (barren ground) and Biyangdo (undisturbed area).

3. 갯녹음 해역과 해중립 해역의 생물군집 특성

가. 생물군집의 구조와 현존량

1) 무척추동물

법환 해역과 비양도 해역의 계절별 단위면적 (m²)당 무척추동물의 평균 생물량은 Fig. 17에, 종별 출현량은 Table 4, 5에 각각 나타났다. 계절별 법환 해역의 무척추동물의 평균 생물량은 봄에 75.2마리 (559.9 g)로 가장 높았고, 겨울 47.8마리 (372.9 g), 여름 47.1마리 (356.3 g), 가을 30.8마리 (171.7 g) 순이었다. 비양도 해역은 겨울에 29.6마리 (233.9 g)로 가장 높았고, 여름 19.4마리 (173.5 g), 봄 16.9마리 (156.6 g), 가을 11.4마리 (173.7 g) 순이었다, 조사기간 중 전체 평균은 법환 해역이 50.6마리 (366.2 g)인 반면, 비양도 해역은 19.3마리 (184.2 g)로 법환 해역이 비양도 해역보다 월등히 높은 생물량을 보였다. one-way ANOVA 결과도 두 해역 간 현저한 차이를 보이고 있다 (개체수 P=0.004, 생물량 P=0.042).

총 출현종은 법환 해역이 19종만 출현한 반면, 비양도 해역은 33종이 출현하여 비양도 해역이 법환 해역보다 종 다양성이 월등히 높았다. 출현종 구성은 두 해역 모두 보라배꼽툽니고둥이 가장 우점 (법환 70.8%, 비양도 61.7%)하였고, 차 우점 종으로는 소라 (법환 11.5%, 비양도 14.5%)였다. 세 번째 우점종은 법환 해역에서 보라성게가 8.5%인 반면, 비양도 해역에서는 세뿔고둥 (*Ceratosomaournieri*)이 4.1%로 나타났다. 계절별 출현종 수는 두 해역 모두 여름에 가장 많은 종이 출현하였으며 (법환 17종, 비양도 20종), 그 다음으로 가을, 봄 순이었다.

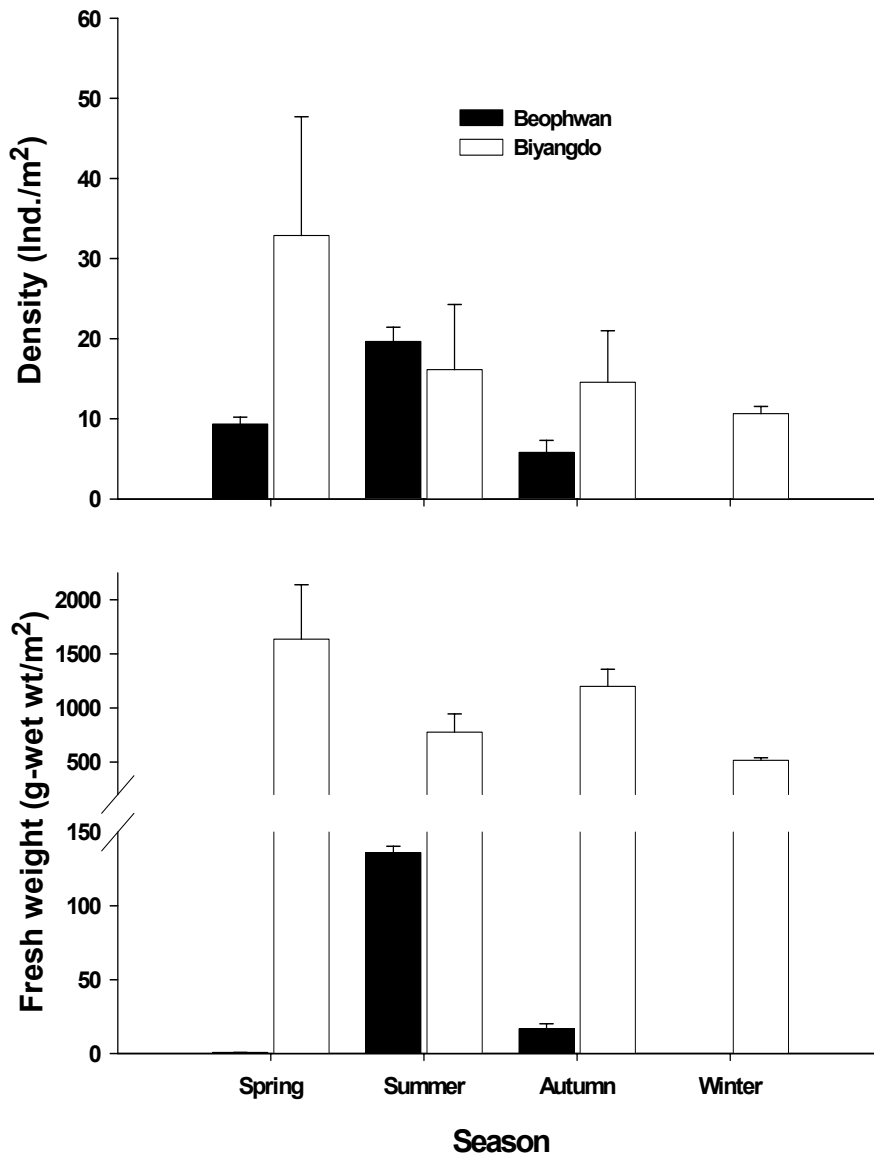


Fig. 17. Seasonal variations in the density and biomass of invertebrates at Beophwan (barren ground) and Biyangdo (undisturbed area).

Table 4. Seasonal variations in the density and biomass of invertebrates at Beophwan (barren ground)

Species	Spring	Summer	Autumn	Winter	Mean
Mollusca					
<i>Batillus cornutus</i>	7.8 (152.4)	4.5 (84.2)	1.4 (27.2)	9.5 (113.9)	5.8 (94.4)
<i>Pomaulax japonicus</i>		0.1 (0.1)			0.1 (0.1)
<i>Tharis bronni</i>	0.5 (9.1)	0.1 (2.8)	0.3 (0.9)	1.3 (5.4)	0.6 (4.6)
<i>Astraliium haematragum</i>	57.8 (216.4)	33.7 (150.1)	25.5 (100.2)	26.3 (112.1)	35.8 (144.7)
<i>Trochus sacellus</i>	0.8 (2.1)	3.2 (7.2)	0.9 (3.8)	1.3 (2.9)	1.6 (4.0)
<i>Siphonalia cassidariaeformis</i>	0.3 (0.7)	0.1 (0.1)	0.01 (1.3)	0.3 (0.4)	0.2 (0.6)
<i>Cantharus cecillei</i>		0.1 (0.3)	0.6 (0.3)	0.5 (0.9)	0.3 (0.4)
<i>Chlorostoma argyrostoma</i>		0.5 (2.2)	0.1 (0.1)		0.2 (2.3)
<i>Ceratostoma fourmieri</i>	0.2 (1.7)		0.1 (0.1)		0.1 (0.5)
<i>Palmadusta gracilis</i>		0.3 (0.6)			0.1 (0.2)
<i>Pyrene testudinaria</i>	1.8 (4.0)		0.5 (0.4)	0.8 (0.2)	0.8 (0.2)
<i>Omphalius pfeifferi</i>		0.6 (3.4)		1.8 (10.1)	0.6 (3.4)
<i>Ourpura clavigera</i>		0.1 (0.1)			0.1 (0.1)
<i>Liolophura japonica</i>		0.1 (0.4)			0.1 (0.1)
<i>Cellana</i> sp.		0.1 (0.3)			0.1 (0.1)
Other		0.3 (0.5)			0.1 (0.1)
Echinodermata					
<i>Anthocidaris crassispina</i>	5.7 (166.6)	3.5 (102.4)	1.5 (37.5)	6.3 (127.1)	4.3 (108.4)
<i>Hemicentrotus pulcherrimus</i>		0.1 (1.6)			0.0 (0.4)
<i>Pseudocentrotus depressus</i>	0.2 (6.9)	0.1 (0.1)			0.1 (1.8)
Total	75.2 (559.9)	47.1 (356.3)	30.8 (171.8)	47.8 (372.9)	50.6 (366.2)
Number of species	9	17	10	9	19

(); Biomass, g-wet wt/m²

Table 5. Seasonal variations in the density and biomass of invertebrates at Biyangdo (undisturbed area)

Species	Spring	Summer	Autumn	Winter	Mean
Mollusca					
<i>Batillus cornutus</i>	1.3 (34.4)	1.6 (42.4)	2.3 (87.4)	6.0 (88.2)	2.8 (63.1)
<i>Sulculus diversicolor</i>			0.2 (1.9)		0.1 (0.5)
<i>Kelletia lischkei</i>			0.1 (1.0)		0.0 (0.3)
<i>Tharis bronni</i>	0.2 (4.6)	0.1 (1.2)	0.1 (0.9)	0.3 (12.0)	0.2 (4.7)
<i>Astraliium haematrugum</i>	11.9 (65.3)	15.7 (106.3)	6.5 (47.8)	13.3 (74.0)	11.9 (73.3)
<i>Trochus sacellus</i>		0.1 (0.6)	0.1 (0.3)	0.3 (1.7)	0.1 (0.7)
<i>Siphonalia cassidariaeformis</i>	0.2 (0.4)	0.1 (0.1)	0.1 (0.5)	0.3 (0.3)	0.2 (0.3)
<i>Cantharus cecillei</i>		0.1 (0.1)			0.0 (0.0)
<i>Omphalius unicus</i>		0.1 (0.1)			0.0 (0.0)
<i>Chlorostoma argyrostoma</i>				1.3 (10.4)	0.3 (2.6)
<i>Pollia mollis</i>				0.3 (0.2)	0.1 (0.1)
<i>Umbonium costatum</i>			0.1 (0.1)	0.3 (1.0)	0.1 (0.3)
<i>Cantharidus callichroa</i>		0.1 (0.1)			0.0 (0.0)
<i>Clanculus ater</i>		0.2 (0.1)		1.0 (0.7)	0.3 (0.2)
<i>Ceratostomaournieri</i>	0.6 (5.0)	0.4 (3.1)	0.3 (2.5)	1.7 (14.1)	0.8 (6.2)
<i>Cypraea vitellus</i>				1.3 (1.3)	0.3 (0.3)
<i>Palmadusta gracilis</i>		0.1 (0.1)	0.1 (0.1)		0.1 (0.1)
<i>Septifer Keenae</i>			0.1 (0.1)		0.0 (0.0)
<i>Pyrene testudinaria</i>	0.7 (0.6)	0.3 (0.1)	0.4 (0.3)		0.4 (0.3)
<i>Omphalius pfeifferi</i>	0.2 (1.7)	0.2 (1.9)	0.8 (5.8)		0.3 (2.4)
<i>Tristichotrochus unicus</i>	0.1 (1.6)	0.1 (0.1)	0.1 (0.3)		0.1 (0.5)
<i>Omphalius</i> sp.	0.1 (0.6)				0.0 (0.2)
<i>Cellana</i> sp.		0.1 (0.1)			0.0 (0.0)
<i>Crassostrea gigas</i>		0.1 (2.5)			0.0 (0.6)
Other		0.3 (0.1)			0.1 (0.0)
Echinodermata					
<i>Anthocidaris crassispira</i>	1.1 (39.1)	0.3 (10.1)	0.3 (12.9)		0.4 (15.5)
<i>Hemicentrotus pulcherrimus</i>	0.1 (0.6)	0.1 (1.8)	0.1 (0.1)	0.7 (10.5)	0.3 (3.4)
<i>Pseudocentrotus depressus</i>		0.1 (3.1)	0.1 (6.1)	0.3 (19.6)	0.1 (7.2)
<i>Asterias amurensis</i>	0.1 (1.3)				0.0 (0.3)
<i>Ophioplocus japonicus</i>	0.1 (1.3)				0.0 (0.3)
<i>Certonardoasemiregularis</i>	0.1 (0.4)		0.1 (0.3)		0.1 (0.2)
Arthropoda					
<i>Plagusia dentipes</i>	0.1 (2.0)				0.0 (0.5)
Porifera					
<i>Callyspongia elegans</i>			0.1 (0.5)		0.0 (0.1)
Total	16.9 (155.6)	19.4 (173.5)	11.4 (173.7)	29.5 (233.9)	19.3 (184.2)
Number of species	15	20	19	13	33

(); Biomass, g-wet wt/m²

2) 해조류

계절별 해조류의 단위면적당 서식 개체수와 현존량 변화는 Fig. 18과 같고, 출현종별 생물량은 Table 6, 7과 같다. 법환 해역에서는 조사기간 동안 녹조류 (Chlorophyta)인 갈색대마디말 (*Cladophora wrightiana*)과 홍조류 (Rhodophyta)인 유절산호조류 (Geniculate coralline algae)만 출현하였을 뿐 다른 해조류는 출현하지 않았다. 계절별 생물량은 가을에 23.0 g으로 가장 높았고, 겨울에는 출현 해조류가 없었다. 반면, 비양도 해역에서는 녹조류 3종, 갈조류 (Phaeophyta) 10종, 홍조류 17종 등 총 30종의 해조류가 출현하였다. 계절별 평균 현존량은 봄에 1635.3 g으로 가장 높았고, 가을 1198.9 g, 여름 776.4 g, 겨울 563.1 g 순이었다. 조사기간 중의 전체 평균 현존량은 1042.0 g이었다. 주요 출현종은 감태가 513.5 g으로 49.3%를 차지하여 가장 우점하였으며, 차 우점종은 미역 144.1 g (13.8%), 툽니모자반 (*Sargassum serratifolium*) 131.3 g (12.6%), 쌍발이모자반 (*S. patens*) 89.3 g (8.6%)순이었다. 따라서 비양도 해역의 해조류는 비교적 큰 잎으로 subcanopy를 이루는 stipitate kelp인 감태 및 미역 (*Undaria pinnatifida*)과 같은 Group II의 해조류와 해수표면에서 수관 (canopy)을 형성하는 대형 갈조류인 모자반류 (*Sargassum* spp.)에 의해 해중립이 유지되고 있음을 알 수 있다.

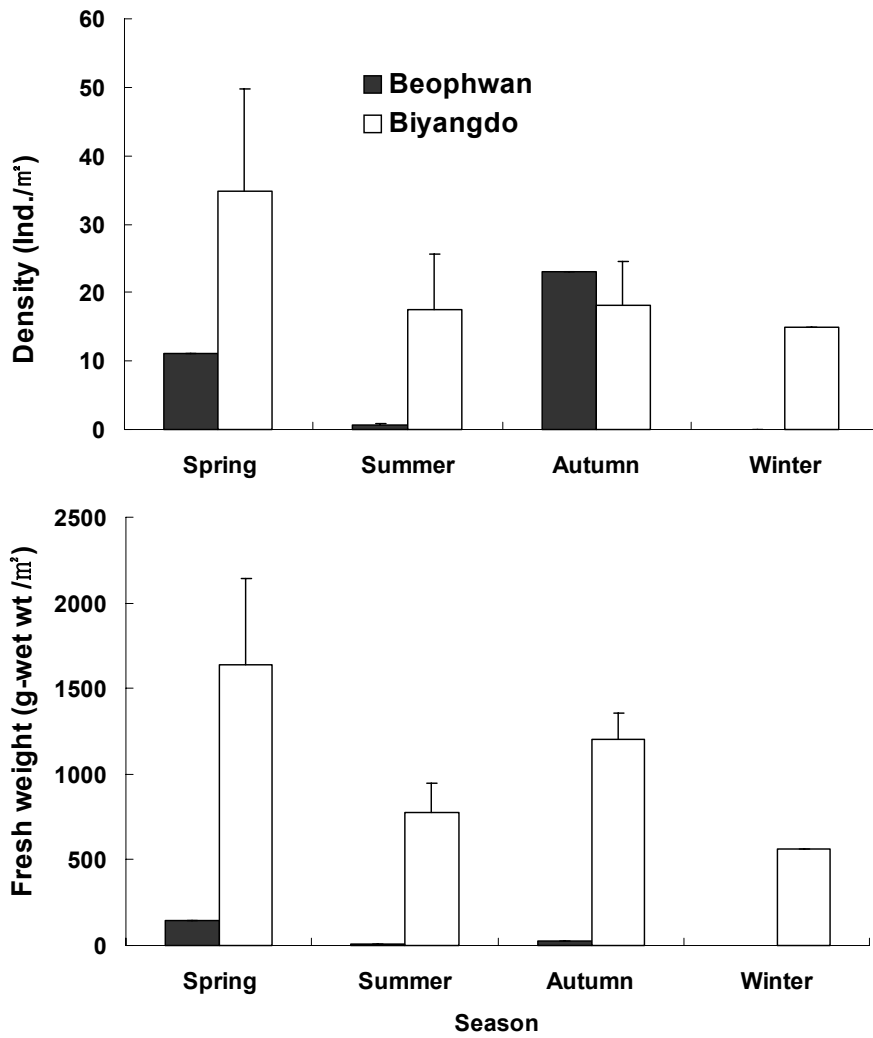


Fig. 18. Seasonal variations in the density and standing crop of algae at Beophwan (barren ground) and Biyangdo (undisturbed area).

Table 6. Seasonal variations in the density and biomass of algae at Beophwan (barren ground)

Species	Spring	Summer	Autumn	Winter	Mean
<i>Cladophora wrightiana</i>	4.0 (57.3)	0.4 (4.3)	23.0 (23.0)		6.9 (20.6)
<i>Articulated coralline algae</i>	7.0 (86.5)	0.3 (7.3)			1.8 (22.6)
Total	11.0 (143.8)	0.7 (5.8)	23.0 (23.0)		8.7 (43.2)
Number of species	2	2	1		2

Table 7. Seasonal variations in the density and biomass of algae at Biyangdo (undisturbed area)

Species	Spring	Summer	Autumn	Winter	Mean
Chlorophyta					
<i>Ulva pertusa</i>	0.1 (1.9)				0.0 (0.2)
<i>Cladophora wrightiana</i>	0.4 (7.9)	1.0 (16.2)	3.6 (35.8)	3 (34.6)	2.0 (23.6)
<i>Codium contractum</i>		0.1 (0.3)			0.0 (0.1)
Phaeophyta					
<i>Ecklonia cava</i>	5.0 (389.4)	2.2 (338.4)	4.9 (923.6)	5 (408.6)	4.3 (513.5)
<i>Undaria pinnatifida</i>	6.4 (446.7)	1 (129.6)			1.9 (144.1)
<i>Colpomenia sinuosa</i>	0.3 (3.0)				0.1 (0.8)
<i>Sargassum horneri</i>	0.1 (19.2)	0.1 (11.3)			0.1 (7.6)
<i>Sargassum serratifolium</i>	0.6 (285.7)	5.4 (221.9)		1 (17.6)	1.8 (131.3)
<i>Sargassum patens</i>	0.5 (88.9)	3.8 (42.1)	8.4 (226.3)		3.2 (89.3)
<i>Sargassum ringgoldianum</i>	0.3 (0.8)	0.1 (0.7)		6 (102.3)	1.6 (26.0)
<i>Sargassum</i> sp.	0.1 (1.5)	0.3 (0.9)	0.5 (5.4)		0.2 (2.0)
<i>Sargassum fulvellum</i>			0.3 (0.5)		0.1 (0.1)
<i>Sargassum</i> sp.	0.1 (0.6)	0.2 (3.3)			0.1 (1.0)
Rhodophyta					
<i>Carpopeltis angusta</i>	0.1 (0.9)	1.5 (5.1)	0.1 (1.6)		0.4 (1.9)
<i>Gracilaria textori</i>	9.3 (47.4)				2.3 (11.9)
<i>Champia</i> sp.	0.1 (0.1)				0.0 (0.0)
<i>Plocaminium leptophyllum</i>	0.2 (6.2)				0.1 (1.6)
<i>Plocaminium telfairiae</i>	1.7 (2.8)				0.4 (0.7)
<i>Corallina unguolata</i>	0.4 (1.0)	0.7 (1.9)			0.3 (0.7)
<i>Dictyota dichotoma</i>	0.1 (0.8)				0.0 (0.2)
<i>Acanthopeltis japonica</i>	0.8 (4.6)	0.2 (0.5)			0.3 (1.3)
<i>Amphiroa ephedraea</i>	0.8 (5)				0.2 (1.3)
<i>Dlatiuscula Okamura</i>	5.8 (291.5)				1.5 (72.9)
<i>Schizymenia dubyi</i>	0.1 (0.1)	0.2 (0.5)			0.1 (0.2)
<i>Corallina pillulifera</i>	0.1 (0.4)	0.4 (2.6)			0.1 (0.8)
<i>Coralline algae</i>	0.1 (3.8)	0.1 (0.2)	0.3 (5.7)		0.1 (2.4)
<i>Scinaia japonica</i>	0.1 (0.6)				0.0 (0.2)
<i>Pachymeniopsis elliptica</i>	0.1 (0.6)	0.1 (0.3)			0.1 (0.2)
<i>Meristotheca papulosa</i>	0.1 (0.1)				0.0 (0.0)
Other	1.2 (23.8)	0.1 (0.6)			0.3 (6.1)
Total	34.9 (1635.3)	17.5 (776.4)	18.1 (1198.9)	15.0 (563.1)	21.5 (1042)
No of species	28	18	7	4	30

(); standing crop, g-wet wt/m²

나. 무절산호조류의 가입과 성장

계절에 따른 무절산호조류의 피도 변화를 Fig. 19에 나타냈다. 법환 해역에서 2월에 투입된 블록의 경우, 4월에는 2.3%였던 피도가 6월에는 9.4%로 완만한 증가를 보였으나, 8월에는 56%로 현저히 증가하였다. 10월에는 77%의 피도를 보였다. 4월에 투입된 블록의 경우, 6월 2%, 8월 32%, 10월 40%로 점진적 증가를 보였다. 그러나 6월에 투입한 블록에서는 8월 피도가 98%를 보였고 10월에는 100%의 피도를 보였다. 8월에 투입한 블록의 경우, 10월 13.9%의 피도를 보였다. 법환 해역의 무절산호조류는 수온이 급상승하는 6월에서 8월 사이에 포자를 방출하며, 급성장하는 것을 알 수 있다. 비양도 해역에서는 2월에서 4월 중 투입된 블록에 대해 6월까지 무절산호조류가 부착하지 않았다. 4월에 투입된 블록의 경우 8월에 21%, 10월에 56%의 피도를 보여 투입된 블록 중 가장 높은 피도 증가율을 보였으나, 6월과 8월에 투입한 블록에서는 조사가 끝난 10월까지도 최고 29%의 피도만을 보였다. 따라서 무절산호조류의 생장은 비양도 해역보다 법환 해역에서 더 빠르게 이행되고 있음을 보였으며, 두 해역 간 무절산호조류의 피복 속도는 뚜렷한 차이를 보이고 있다 ($P=0.020$). 가장 빠른 부착을 보인 6월에 시설된 블록에서의 무절산호조류 피도 증가율은 법환 해역이 2개월 후 98.1%, 4개월 후 100%의 피도를 보인 반면, 비양도 해역에서는 2개월 후 2.7%, 4개월 후 29.0%의 피도를 보여 많은 차이를 보였다.

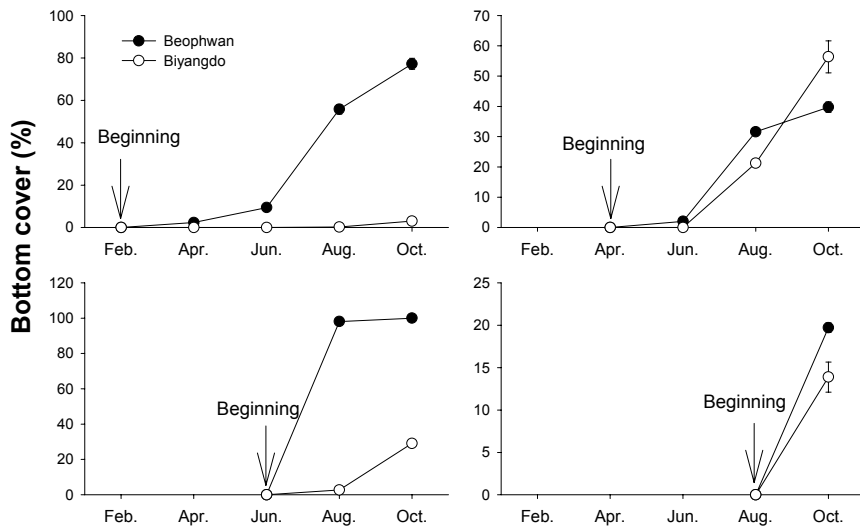


Fig. 19. Temporal dynamics of the coverage of crustose coralline algae on artificial substrate at 6-m depth at Beophwan (barren ground) and Biyangdo (undisturbed area).

다. 주요 섭식자의 성장과 성숙

법환 해역과 비양도 해역의 소라 각고 조성과 보라성게의 각경 조사결과는 Fig. 20에 나타났다. 소라의 각고 범위는 법환 해역의 경우 4.0~7.0 cm 범위로 5.5 cm에서 주 mode가 형성되었다. 어획제한 크기인 7.0 cm 이상의 대형개체는 출현하지 않았다. 한편 비양도 해역의 소라 각고는 5.5~9.5 cm 범위로 7.0 cm에서 주 mode가 형성되어 법환 해역보다 대형개체들로 구성되어 있다. 보라성게의 각경 조성 또한 법환 해역에서는 3.5~4.5 cm 범위로 4.0 cm에서 주 mode가 형성되어 대부분 소형개체들로 구성되어 있는 반면, 비양도 해역에서는 각경 범위가 4.0~7.5 cm 범위로 5.5 cm에서 주 mode가 형성되었다.

소라의 계절별 개체 중량의 육중량 비율은 Fig. 21에 나타났다. 소라의 전체 중량에 대한 육중량 비율은 2월과 5월에는 법환 해역에서 육중량 비가 약간 높

거나 비슷했으나, 8월과 11월에는 오히려 비양도 해역에서 다소 높게 나타났고, 두 해역 간에 소라의 육중량 비는 차이가 없었다 ($P>0.05$). 이와 같은 결과는 주 먹이원인 엽상 해조류는 없으나 부착규조 등에 의해 지속적인 먹이공급이 이뤄지고 있음을 시사하고 있다. 보라성계의 생식선 중량은 Table 8과 같이 비양도 해역이 평균 10.3, 법환 해역이 평균 10.8로 두 해역 간에 차이는 없었다 ($P>0.05$).

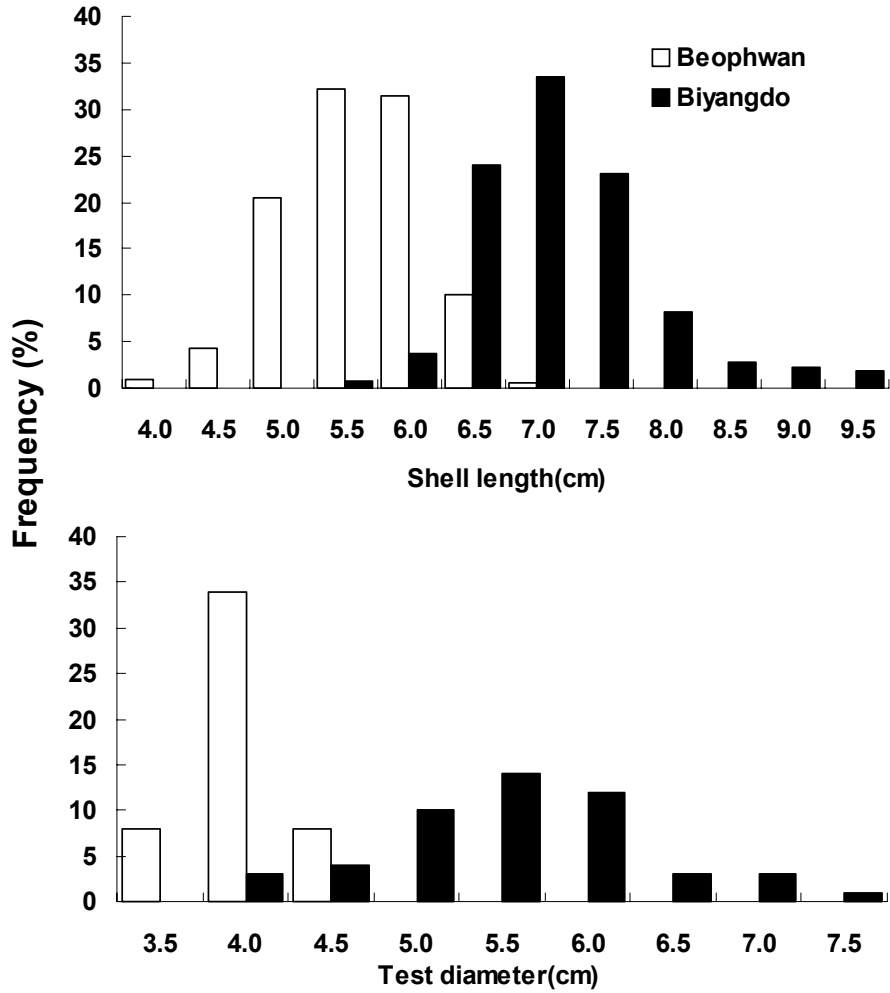


Fig. 20. Frequency of shell height and diameter of *Batilus cornutus* and *Anthocardis crassispina* at Beophwan (barren ground) and Biyangdo (undisturbed area).

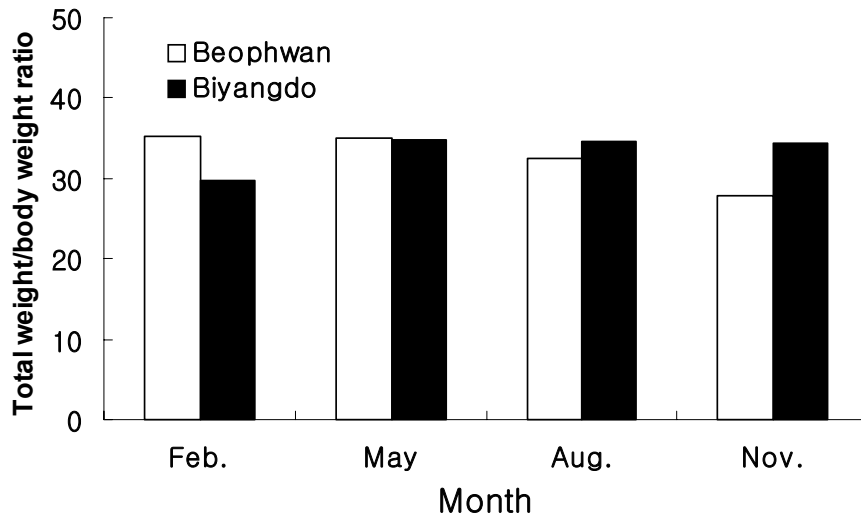


Fig. 21. The ratio of body weight to total weight for *Batilus cornutus* at Beophwan (barren ground) and Biyangdo (undisturbed area) from February to November.

Table 8. Comparison of the gonad indices of *Trochus sacellus* at Beophwan (barren ground) and Biyangdo (undisturbed area) during May 1999

Area	Number of individuals	Test diameter (mm)	Total weight (g)	Gonad weight (g)	GSI
Beophwan	50	32.2~44.8 (37.5±2.9)	13.4~35.5 (21.7±5.6)	0.87~5.92 (2.34±1.2)	10.8
Biyangdo	50	36.7~71.3 (53.0±8.2)	24.4~139.9 (63.9±26.3)	0.30~16.05 (6.59±3.20)	10.3

4. 갯녹음 해역과 해중림 해역에서 인공어초를 이용한 해중림 조성

가. 해역별, 인공어초 종류별 해중림 조성효과

법환 A 해역은 조사가 종료되는 시점까지 해조류가 가입되지 않아 자료 분석에서 제외하였다. 법환 B 해역과 비양도 두 곳에 투입된 세 종류의 인공어초 상부 표면에 가입된 해조류 생물량은 Table 9와 같다. 총 40종의 해조류가 관찰되었고, 이중 녹조류는 9종, 갈조류는 18종, 그리고 홍조류는 13종이었다. 해역별로는 갯녹음 해역인 법환 해역에서 총 15종이 관찰되었고, 해중림 해역인 비양도에서는 37종이 관찰되어 비양도의 해조류 종다양성이 법환에 비해 유의하게 높았다 ($t=-10.20$, $P=0.0001$, $df=4$).

갯녹음 해역인 법환 해역에 투입된 세 종류의 어초에 가입된 해조류의 종류별 생물량 변화를 관찰한 결과는 Appendix 1~3과 같고, 이들 출현종을 3개의 무리로 묶어 생물량의 변화를 나타낸 결과는 Fig. 22와 같다. 투입된 세 어초 모두에서 생물량이 가장 많은 무리는 감태와 미역을 중심으로 한 stipitate kelps로 어초가 투입되고 약 6개월이 경과한 2000년 4월부터 관찰되기 시작하여 조사가 완료된 2002년 10월까지 가장 우점하였다. 생물량의 최대치는 2001년 6월에 5511~9590 g-wet wt/m²이었고, 종별 phenology에 의한 계절적인 변화를 보였지만, 2001년 6월 이후 점진적으로 감소하여 조사완료 시점인 2002년 10월에는 525.1~977.8 g-wet wt/m²의 값을 보였다. 모자반류는 팽생이모자반 (*Sargassum horneri*) 단 한 종으로 패조류용 어초에서만 2001년 8월에 125 g-wet wt/m²의 값을 보였다. turf-forming species는 stipitate kelps와 마찬가지로 2000년 4월부터 관찰되기 시작하였고, 2002년 4월에 반구형어초에서 1007 g-wet wt/m²로 최대치를 보였다. 결국 갯녹음 해역인 법환에 투입된 어초에서는 투입 6개월 이후에 육안으로 식별가능한 해조군집이 형성되며, 해조군집은 stipitate kelps로 대표됨을 볼 수 있었다.

해중림 해역인 비양도에 투입된 세 종류의 어초에 가입된 해조류의 종류별

생물량 변화를 관찰한 결과는 Appendix 4~7과 같고, 이들 출현종을 3개의 무리로 묶어 생물량의 변화를 나타낸 결과는 Fig. 23과 같다. 법환과는 달리 어초가 투입되고 약 4개월이 경과한 2000년 2월부터 해조류가 관찰되기 시작하였고, 미역과 감태 등 stipitate kelps 보다는 모자반류 생물량이 높게 나타났다. 모자반류의 생물량은 패조류용 어초에서 2002년 2월에 6734.8 g-wet wt/m²로 가장 높았고, stipitate kelps는 최대 4791.9 g-wet wt/m²의 값을 보였다. turf-forming species는 다른 무리의 해조류와 마찬가지로 2000년 2월부터 관찰되기 시작하였고, 생물량의 최대치는 1895.9 g-wet wt/m²였다. 결국 해중립 해역인 비양도에 투입된 어초에서는 투입 4개월 이후에 육안으로 식별가능한 해조군집이 형성되어 갯녹음 해역보다 2개월 빨랐으며, 군집의 구조는 모자반류와 stipitate kelps로 대표되어 갯녹음 해역과는 차이를 보였다.

법환과 비양도 두 곳에 투입된 어초 상부에 형성된 세 무리의 생물량에 대한 두 해역의 비교결과는 Fig. 24와 같다. 모자반류의 경우, 법환에서의 평균 생물량은 5.2 g-wet wt/m²로 비양도의 1184 g-wet wt/m²에 비해 유의하게 낮았다 ($t=-5.06$, $P=0.0001$, $df=30$). 마찬가지로 turf-forming algae의 경우에도 법환에서의 평균 생물량이 230 g-wet wt/m²로 비양도의 759 g-wet wt/m²에 비해 유의하게 낮았다 ($t=-3.64$, $P=0.0001$, $df=30$). 그러나 stipitate kelp의 경우에는 법환에서의 평균 생물량이 3038 g-wet wt/m²로 비양도의 1611 g-wet wt/m²에 비해 유의하게 높았다 ($t=2.83$, $P=0.006$, $df=30$). 이러한 생물군별 차이로 인해 어초 상부에 형성된 해조군집의 현존량은 두 해역 간 유의한 차이를 보이지 않았다 ($t=-0.18$, $P=0.21$, $df=30$). 결국 이것은 갯녹음에 의해 해조군집이 파괴되더라도 인공어초 등과 같은 구조물을 시설할 경우 해조군집의 생물량이 현저하게 증가될 수 있고, 증가된 생물량은 갯녹음이 없는 해중립 해역에 투입된 어초와 차이가 없음을 나타낸다.

Table 9. List of algae species on the three types of artificial reef (Type I: shellfish type, Type II: hemisphere type, Type III: bungalow type) at Beophwan (barren ground) and Biyangdo (undisturbed area)

Species name	Beophwan			Biyangdo		
	Type I	Type II	Type III	Type I	Type II	Type III
Chlorophyta						
<i>Ulva conglobata</i>	6.54	7.01		5.33	14.08	9.72
<i>Ulva pertusa</i>				0.14		0.07
<i>Cladophora wrightiana</i>				9.31	1.97	20.81
<i>Codium adhaerens</i>				33.66	155.99	119.17
<i>Codium coactum</i>				28.75	3.60	6.03
<i>Codium contractum</i>					11.67	
<i>Codium divaricatum</i>				302.96	744.38	213.06
<i>Codium fragile</i>			23.65	490.701	436.99	231.75
<i>Codium tenue</i>				52.13	54.20	39.24
Phaeophyta						
<i>Colpomenia sinuosa</i>	21.67	140.00	224.58	82.56	230.90	76.67
<i>Cutleria cylindrica</i>				21.61	54.95	35.56
<i>Undaria pinnatifida</i>	559.80	11.70	130.45	159.53	240.61	401.06
<i>Ecklonia cava</i>	2986.64	2473.47	2666.70	1530.47	1338.64	1676.87
<i>Dictyopteris divaricata</i>	48.60	24.091	0.74	259.38	124.03	220.78
<i>Dictyopteris latiuscula</i>					0.4	
<i>Dictyopteris prolifera</i>	0.27	9.56		0.60	3.36	0.34
<i>Dictyopteris undulata</i>		1.14			9.15	
<i>Dictyota maxima</i>	1.00	0.47	0.27			0.60
<i>Padina crassa</i>	2.50	2.09		160.46	86.69	247.58
<i>Plocaminm telfairiae</i>				0.20	0.34	
<i>Sargassum confusum</i>				69.16	119.42	78.44
<i>Sargassum fulvellum</i>				56.75	17.55	25.35
<i>Sargassum hemiphyllum</i>				2.0		
<i>Sargassum horneri</i>	62.50			1065.09	766.74	380.29
<i>Sargassum patens</i>				10.75	299.451	107.66
<i>Sargassum ringgoldianum</i>				10.48	17.01	2.07
<i>Sargassum serratifolium</i>				296.88	52.05	61.00
Rhodophyta						
<i>Gelidium amansii</i>						1.17
<i>Amphiroa beauvoisii</i>				38.27	32.20	3.94
<i>Amphiroa dilatata</i>				0.12		0.18
<i>Amphiroa ephedraea</i>	279.65	381.60	197.17	13.56		80.13
<i>Corallina pilulifera</i>						6.76
<i>Jania adhaerens</i>					0.07	0.14
<i>Jania unguata</i>	0.20	49.25	1.80			
<i>Champia parvula</i>					0.10	0.10
<i>Antithamnion nipponicum</i>						0.07
<i>Callithamnion callophyllidicola</i>				0.12	0.10	
<i>Acrosorium polyneurum</i>				0.34		0.07
<i>Amphiroa</i> sp.	0.01	0.01	0.01			
<i>Corallina</i> sp.	0.13	0.09	0.01			
Number of species	13	13	10	28	28	31

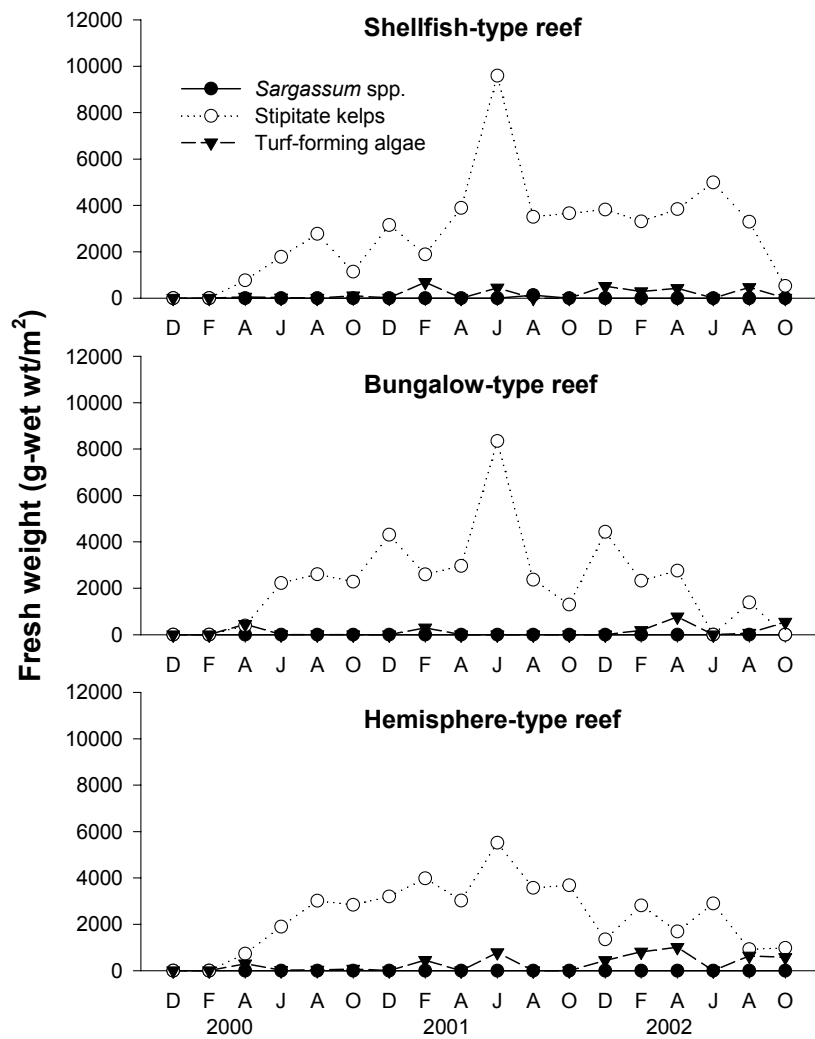


Fig. 22. Seasonal changes in biomass of the three seaweed groups settled on the three artificial reefs (shellfish type, hemisphere type, bungalow type) deployed at Beophwan (barren ground).

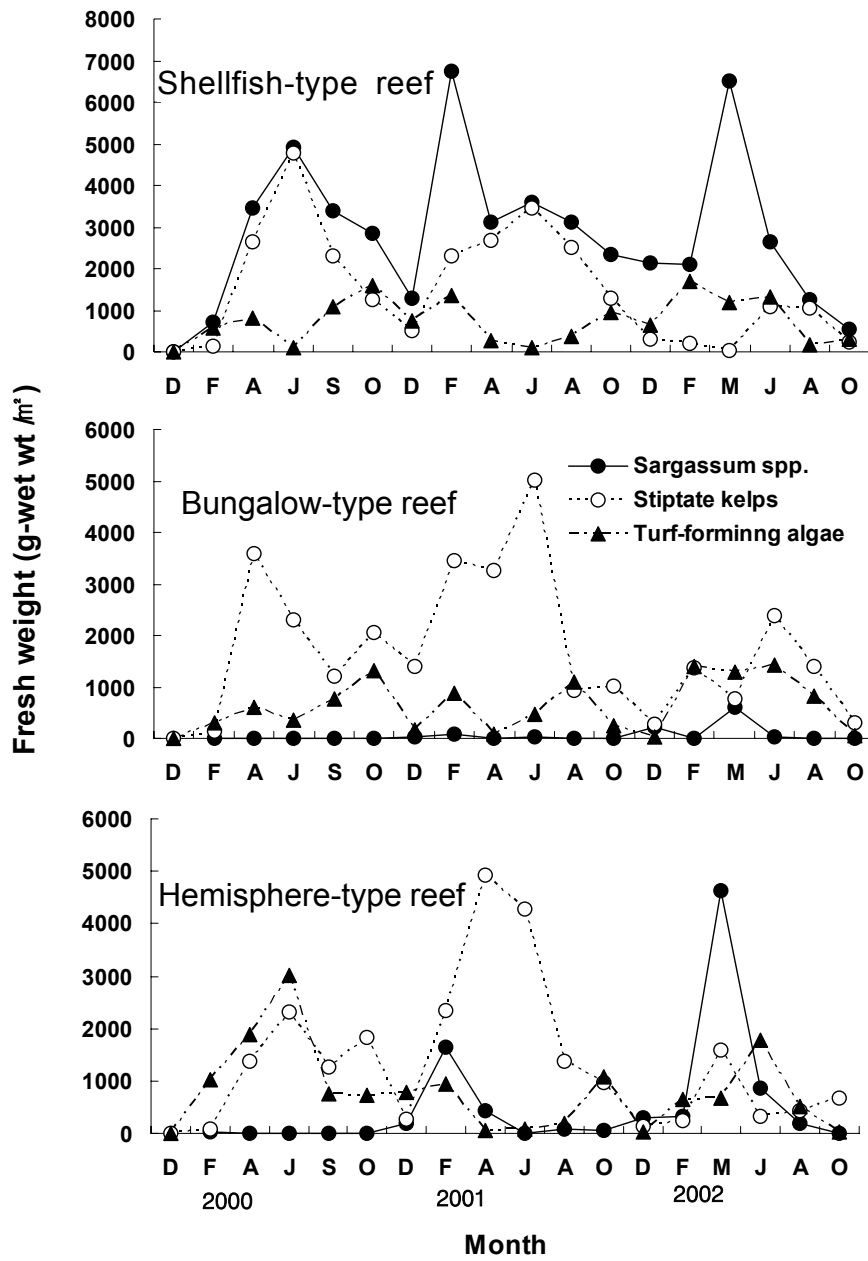


Fig. 23. Seasonal changes in biomass of the three seaweed groups settled on the three artificial reefs (shellfish type, hemisphere type, bungalow type) deployed at Biyangdo (undisturbed area).

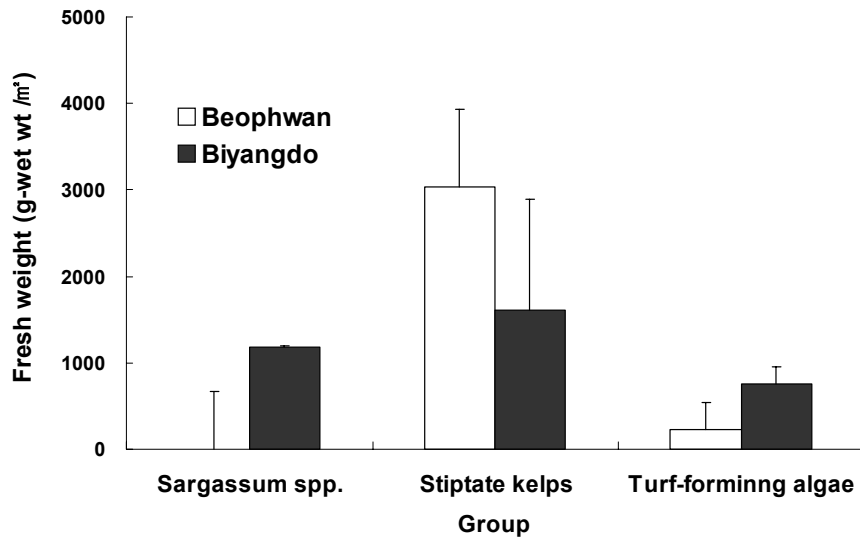


Fig. 24. Comparisons of biomass of the three seaweed groups between Beophwan (barren ground) and Biyangdo (undisturbed area). Data are pooled among the three types of reef. Data are mean \pm standard error.

나. 인공어초 해조군집과 자연초 해조군집 비교

갯녹음 해역에 투입된 인공어초의 표면에 형성되는 해조군집이 천이과정을 거쳐 최종적으로는 해중립 해역의 자연해조군집과 유사성을 알기위해 조사된 비양도 자연해조군집의 구조는 Appendix 7과 같고, Two-sample t-test를 통한 생물량 비교결과는 Fig. 25와 같다. 2월의 생물량은 법환에 투입된 어초가 비양도의 자연 해조군집에 비해 높았고, 그 외 계절에서는 차이가 없었다 ($P > 0.05$).

인공어초 해조군집과 정상해역의 자연초 해조군집의 유사성을 파악하기 위한 nMDS의 실시 결과는 Fig. 26과 같다. 전 계절에 걸친 stress value는 0.1 이하로 2차원 평면상에서 군집간의 거리를 충분히 설명하였다. 전 계절에 걸쳐 갯녹음 해역인 법환에 투입된 어초에 형성된 해조군집이 해중립 해역인 비양도의 자연해조군집과는 뚜렷한 거리를 유지하여, 군집구조는 유사하지 않음을 나타내었다. 법환 어초와 비양도 자연군집과의 유사도는 2월의 경우 24~43%, 4월 41~65%, 8월 57~71%, 그리고 10월에는 39~50%였다. 비양도에 투입된 인공어초의 해조군집 역시 비양도의 자연군집과 뚜렷한 거리에 위치하여 군집구조에 차이가 있음이 나타났고, 그 유사도는 2월 40~54%, 4월 15~49%, 8월 50~64%, 그리고 10월에는 43~60%였다. 이렇듯 법환 또는 비양도에 투입된 어초에서 형성되는 해조군집이 자연군집과 다른 이유는, 법환 어초에서는 미역과 감태와 같은 stipitate kelp가 주요 우점종이나, 비양도 어초 및 자연군집에서는 stipitate kelp 및 모자반이 우점종이고, 또 이 비양도 어초와 자연군집 간에도 모자반의 우점도가 서로 달랐기 때문이다. Table 10에 나타난 Analysis of similarities (ANOSIM)에서도 R value가 0.5 이상으로 법환 어초와 비양도 자연군집 간에는 유의한 차이를 나타내었다. 결국 법환에 투입된 인공어초 상부에 형성되는 해조군집은 그 생물량에 있어서는 비양도에 투입된 인공어초 또는 자연군집에 비해 유의한 차이를 보이지 않지만, 우점하는 종이 달라 군집구조가 상이하다는 것을 알 수 있었다.

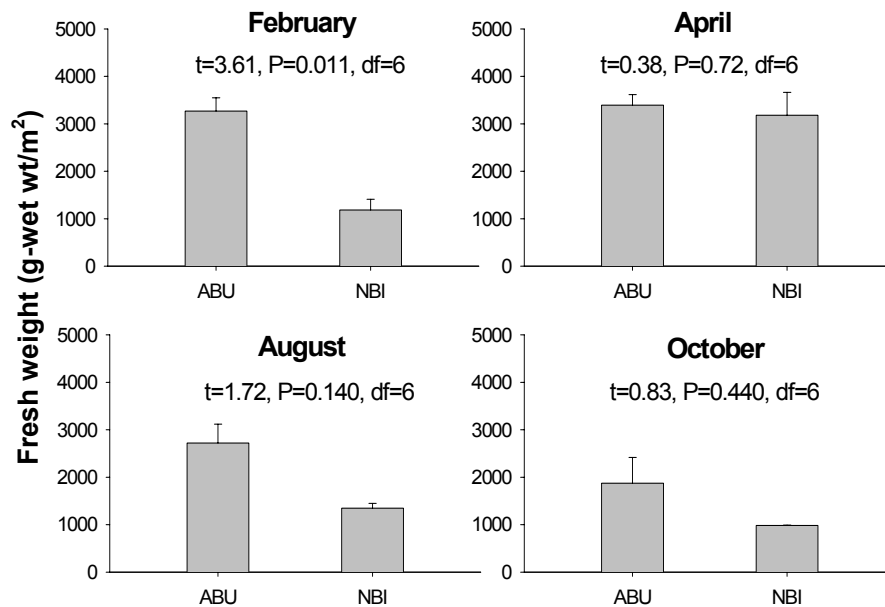


Fig. 25. Comparison of biomass of seaweeds between artificial reefs at Beophwan (ABU) and natural rocky beds at Biyangdo (NBI).

Table 10. ANOVA testing for differences among algal communities established on the artificial reefs deployed at Beophwan (barren ground) and those on the rocky beds at Biyangdo (undisturbed area)

Source of variation	February	April	August	October
	R	R	R	R
Between sites	1.0	0.75	-	0.75

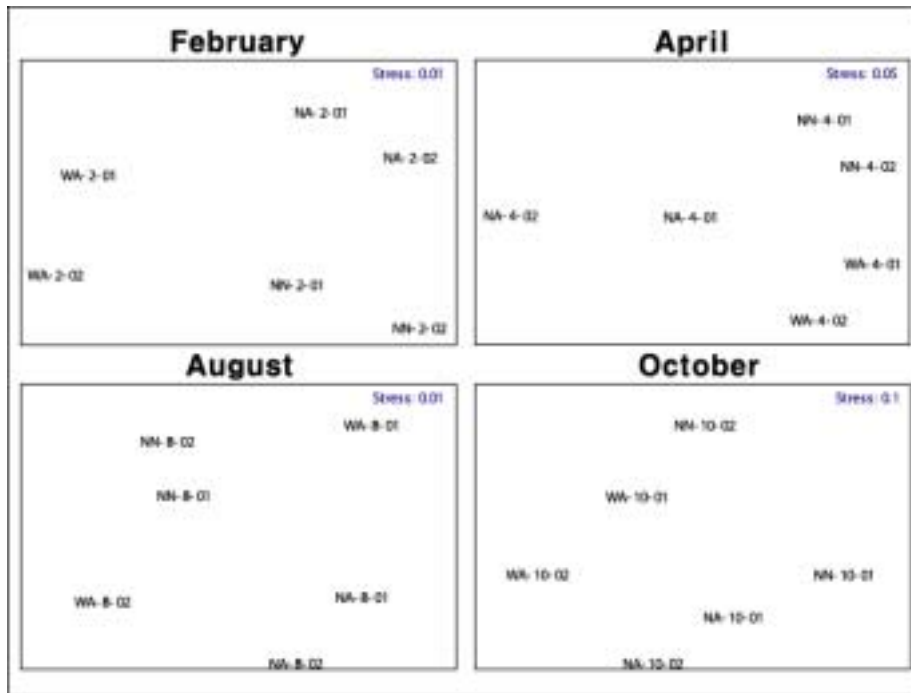


Fig. 26. Nonparametric multidimensional scaling analyses using Bray-Curtis similarity indices of the three types of habitat (WA: Artificial reefs at Beophwan, NA: Artificial reefs at Biyangdo, NN: natural rocky beds at Biyangdo) based on fourth root transformed biomass.

5. 포자망 (spore bag)을 이용한 해증립 조성

가. 포자망 (spore bag) 이식효과

1999년 10월, 감태 성숙모조 이식 후 계절별 인공어초 표면에 부착, 발달되는 밀도와 현존량 변화는 Fig. 27과 같다. 비양도 해역에서는 이식 후 4개월이 경과한 2000년 2월부터 감태 유엽이 출현하기 시작했으며, 법환 해역에서는 이 보다 2개월 늦은, 이식 후 2000년 4월부터 유엽이 출현하였다. 개체수는 이식 후 6개월이 경과한 2000년 4월에는 법환 해역이 402.8개체/m², 비양도 해역이 433.3개체/m²로 가장 높은 밀도를 보였다. 이후 개체수는 급격히 감소해 2001년 2월

에는 법환 해역 46.2개체, 비양도 해역 29.3개체까지 감소하였다. 이후 점진적으로 개체수는 감소했고, 조사가 종료되는 시점인 2002년 10월에는 법환 해역 2.7개체, 비양도 해역 7.1개체로 감소하였다.

한편 현존량은 이식 후 6개월이 경과한 2000년 4월에는 법환 해역이 628.3 g/m², 비양도 해역이 2541.7 g/m²로서 비양도 해역이 높은 값을 보였다. 이후 법환 해역은 지속적으로 현존량이 증가하여 2001년 7월에 7815.4 g/m²로 최고값을 보였고, 이후 현존량은 지속적으로 감소해 조사가 종료되는 2002년 10월에는 501.0 g 까지 감소하였다. 비양도 해역은 2000년 7월에 3004.6 g으로 증가한 후 다시 2000년 12월까지 감소하였다. 이후 다시 현존량은 증가하기 시작해 2001년 7월에는 조사기간 중 가장 높은 4236.5 g까지 증가하였으나, 이후 현존량은 급속히 감소하였고 조사 종료 시점인 2002년 10월에는 403.5 g까지 감소하였다. 감태의 개체수는 두 해역 간에 차이가 없었으나 ($t=0.92$, $df=16$, $P=0.18$), 현존량은 두 해역 간에 유의한 차이를 보였으며 ($t=2.99$, $df=16$, $P=0.004$), 비양도 해역보다 법환 해역이 높은 값을 보였다. 한편 어초종류에 따른 감태 생물량은 법환 해역에 시설된 패조류용어초와 방갈로형어초에서 유의한 차이 ($t=1.89$, $df=34$, $P=0.038$)가 있을 뿐 다른 해역과 어초 간에 생물량은 차이가 없었다 ($P>0.05$).

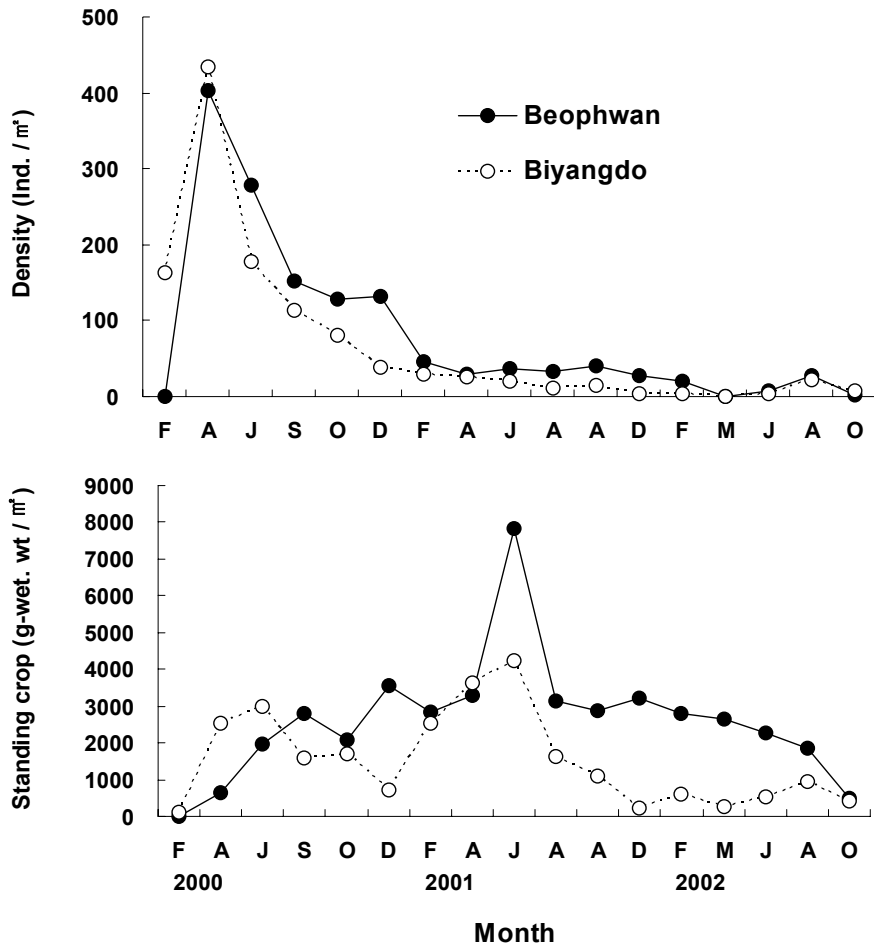


Fig. 27. Seasonal changes in density and standing crop of *Ecklonia cava* settled on the three artificial reefs (shellfish type, hemisphere type, bungalow type) deployed at Beophwan (barren ground) and Biyangdo (undisturbed area).

나. 씨줄이식 (seed rope)과 이식방법 간 효과비교

이식 방법간 효과 비교를 위해 2002년 11월에 법환과 비양도에 모조이식법 및 씨줄이식법으로 감태를 이식시킨 세 종류의 인공어초에 착생한 감태의 밀도를 2000년 4월에 관찰한 결과는 Fig. 28과 같다. 법환 및 비양도 두 곳 모두에서 모조이식법을 사용한 어초에서는 감태가 어초에 가입되었으나, 씨줄 이식법을 사용한 어초에서는 전혀 가입되지 않았다. 씨줄 이식법에서 해조류가 성장하지 못한 요인은 초기 유엽상태에서 조식성동물 (어류 포함)의 과도한 섭식에 기인하며, 극히 일부 살아남은 개체도 씨줄에서 쉽게 탈락되어 인공어초에 부착하지 못했다. 이것은 씨줄 이식법에 비해 모조 이식법이 감태를 이용한 해중립 조성에 있어서는 더 효율적임을 나타내지만 이에 대하여는 보다 더 많은 연구가 있어야 할 것이다.

한편 길발 봉투식 채묘이식 (Fig. 4 L, M), 대형 다시마의 인공어초 고정 이식방법과 수직 수하식 방법 (Fig. 4 H, I, Q), 자연 채묘망 설치 이식방법 (Fig. 4 R, S)도 감태 씨줄이식과 같이 조식자들의 식해에 의해 1~2개월 동안 부착된 유엽이 모두 사라졌다.

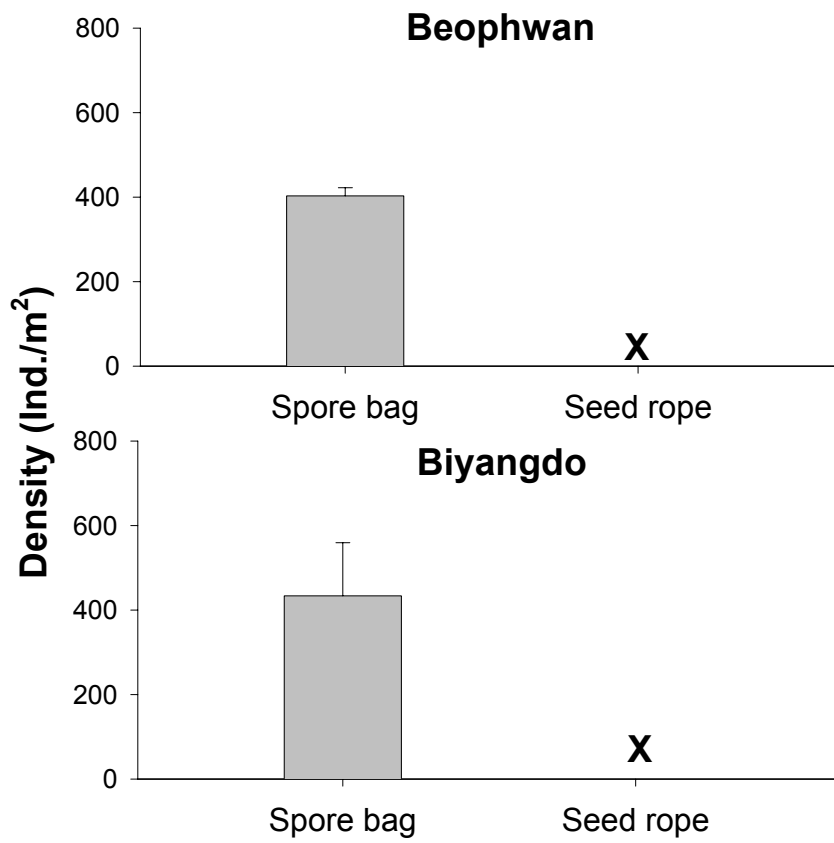


Fig. 28. Comparison of the densities of *Ecklonia cava* recruited on the artificial reefs between the two transplantation methods.

6. 조식동물 차단시설 (iron cage)을 이용한 해중립 조성효과

2001년 9월 21일, 조식성동물 차단시설 이후 차단시설 내에 침입한 조식성동물의 생물량은 Fig. 29에, 시설 이후의 해중립 유지상태는 Fig. 30과 같다. 차단시설 설치 전의 생물량은 인공어초 1개당 8.0마리 (71.8 g)였다. 차단시설을 인공어초에 결착한 후 조식성동물은 모두 제거하였으나, 2개월 후에는 차단시설 내에 20.9마리 (98.9 g)의 조식성 동물이 침입하였다. 12월 조사시 다시 모든 조식성동물을 제거하였으나, 2개월 후 또 다시 18.5마리 (89.3 g)가 침입하였다. 차단시설 내에 침입된 종은 대부분 소라와 보라배꼽톱니고등이었다. 차단시설 내의 인공어초 해중립 유지상태는 2002년 2월까지의 감태 해중립이 유지되었고, 2002년 4월에는 미역이 상당량 가입되어 군락을 형성하였다. 그러나 2002년 8월에는 가입된 미역과 잔존해 있던 감태까지 모두 소멸되었고, 이듬해에도 재생산은 이뤄지지 않았다.

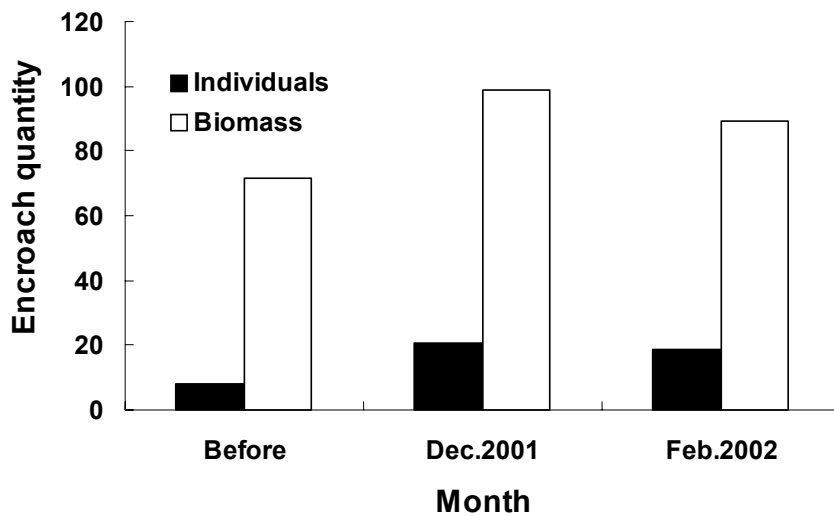


Fig. 29. Encroaching quantity variation of mobile grazers in the cages.



Fig. 30. Pictures showing the adult sporophytes of *Undaria pinnatifida* and *Ecklonia cava* settled on the artificial reefs protected from mobile grazers by iron cages.

7. 인공어초에서 수산동물 (조식동물)의 증식효과

가. 수산동물의 군집발달과 해조군집 비교

인공어초 해조군집에 대한 조사와 병행하여, 법환과 비양도에 투입된 인공어초에 가입한 수산동물 조사결과는 Table 11과 같다. 총 36종의 동물이 관찰되었고 이중 연체동물이 34종, 극피동물이 2종이었다. 해역별로는 갯녹음 해역인 법환 해역에서 총 19종이 관찰되었고, 해중립 해역인 비양도에서는 33종이 출현하여 해중립 해역이 갯녹음 해역에 비해 월등히 많은 종이 출현하였다.

수산동물 (조식동물)의 생물량 변화를 조사한 결과는 Appendix 8~13에 나타내었고, 이들 출현종을 3개의 무리로 묶고, 무리별 생물량을 법환과 비양도 간에 비교한 결과는 Fig. 31과 같다. 소라의 경우, 법환에서의 평균 생물량은 37.0 g-wet wt/m²로 비양도의 5.35 g-wet wt/m²에 비해 유의하게 높았다 (t=4.89,

$P=0.0001$, $df=34$). 그러나, 보라배꼽톱니고둥은 법환에서의 평균 생물량이 $0.35 \text{ g-wet wt/m}^2$ 로 비양도의 $7.83 \text{ g-wet wt/m}^2$ 에 비해 유의하게 낮았다 ($t=-7.57$, $P=0.001$, $df=34$). 기타 조식자의 경우에도 법환 해역이 $0.90 \text{ g-wet wt/m}^2$ 로 비양도의 $4.28 \text{ g-wet wt/m}^2$ 에 비해 유의하게 낮았다 ($t=-5.67$, $P=0.0001$, $df=34$). 이렇듯 세 그룹의 생물량 중 현존량이 가장 많은 소라의 생물량 차이로 인해 인공어초에 서식하는 수산동물의 현존량은 법환이 비양도에 비해 유의하게 높았다 ($t=3.19$, $P=0.003$, $df=34$).

법환과 비양도에 투입된 각각 세 종류의 어초에서 2000년 4월부터 2002년 10월까지 나타난 해조류 총생물량을 조식동물 총생물량으로 나누어 조식동물의 생물량 당 해조류의 생물량을 비교한 결과는 Fig. 32와 같다. 조사기간 중 갯녹음 해역인 법환에 투입된 어초에서는 최소 15.62에서 최대 769.7이었지만, 해중립 해역인 비양도에서는 최소 60.85에서 최대 549.7을 보여 비양도 조식동물의 생물량에 비해 해조류의 생물량이 월등하게 많음을 나타내었고, 이것은 법환의 경우, 조식자들의 섭식활동으로 인해 조성된 해중립이 파괴될 가능성이 비양도에 비해 월등히 높다는 것을 시사한다.

Table 11. List of algal grazers on the three types of artificial reef (Type I: shellfish type, Type II: hemisphere type, Type III: bungalow type) at Beophwan (barren ground) and Biyangdo (undisturbed area)

Species name	Beophwan			Biyangdo		
	Type I	Type II	Type III	Type I	Type II	Type III
<i>Anthocidaris crassispina</i>	0.42			0.01		
<i>Aplysia kurodai</i>				0.01		
<i>Astraliium haematragum</i>	0.59	0.36	0.83	1.17	0.98	1.26
<i>Barbatia virescens obtusoides</i>	0.02					
<i>Batillus cornutus</i>	33.21	42.67	52.35	0.15	0.09	0.22
<i>Cantharidus callichroa</i>						0.02
<i>Cantharidus japonicus japonicus</i>				0.01		0.02
<i>Cantharus cecillei</i>	1.59	0.01		0.07	0.05	0.03
<i>Ceratostoma fourneri</i>				0.20	0.13	0.22
<i>Chlamys irregularis</i>	0.03			0.01		
<i>Chlamys</i> sp.	0.01					
<i>Clanculus ater</i>				0.03		
<i>Clanculus margaritarius</i>	0.01			0.01		0.01
<i>Cypraea vitellus</i>	0.02			0.01		0.01
<i>Ergalatax contractus</i>	0.02			0.01		0.02
<i>Enzinopsis</i> sp.				0.02		
<i>Ischnochiton hekodatensis</i>						0.01
<i>Kelletia lischkei</i>	0.32	0.49		0.02		
<i>Monoplex austialasiae</i>	0.76			0.01		
<i>Monoplex parthenopeum</i>		0.90	0.70			
<i>Notohaliotis discus</i>				0.01	0.02	
<i>Ochetoclava kochi</i>	0.01					0.09
<i>Omphalius pfeifferi</i>				0.10	0.17	0.01
<i>Omphalius pfeifferi carpenteri</i>				0.04	0.09	
<i>Pseudocentrotus depressus</i>	0.08					0.06
<i>Pyrene testudinaria</i>	0.01		0.01	0.09	0.09	
<i>Reishia clavigera</i>				0.03		0.13
<i>Reishia luteostoma</i>				0.13	0.04	
<i>Searlesia fuscolabiata</i>				0.04		
<i>Siphonalia cassidariaeformis</i>						0.01
<i>Stomatolina rubra</i>				0.01		
<i>Sulculus diversicolor aquatilis</i>				0.01		0.17
<i>Tharis bronni</i>	0.69	0.45	0.66	0.16	0.12	0.05
<i>Tristichotrochus unicus</i>	0.10		0.06	0.09	0.06	0.03
<i>Trochus sacellus rota</i>	0.64	0.35	0.35	0.10	0.05	
Others				0.04	0.07	0.21
Total	38.54	45.23	54.95	2.59	1.96	2.58
Number. of species	18	7	7	28	13	19

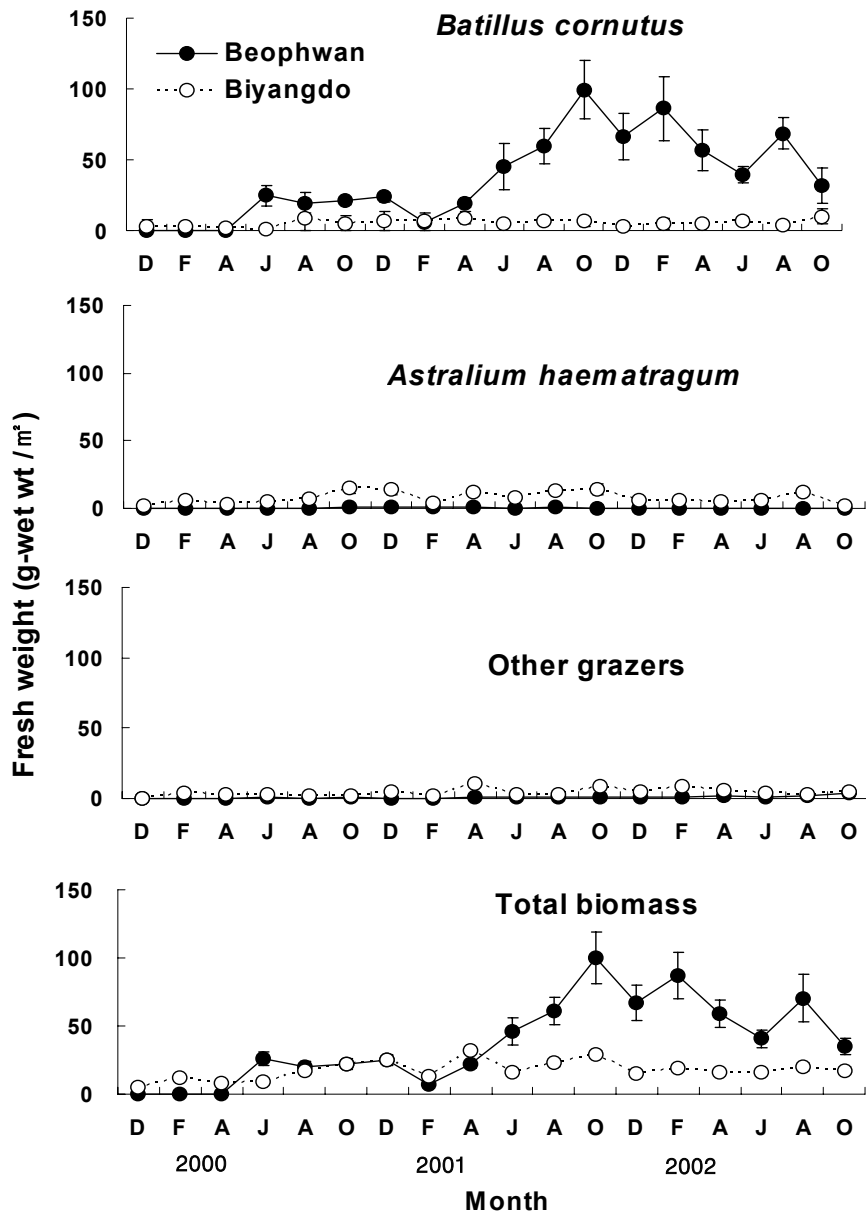


Fig. 31. Comparisons of biomass of the three grazer groups between Beophwan (barren ground) and Biyangdo (undisturbed area). Data are pooled for the three types of reef.

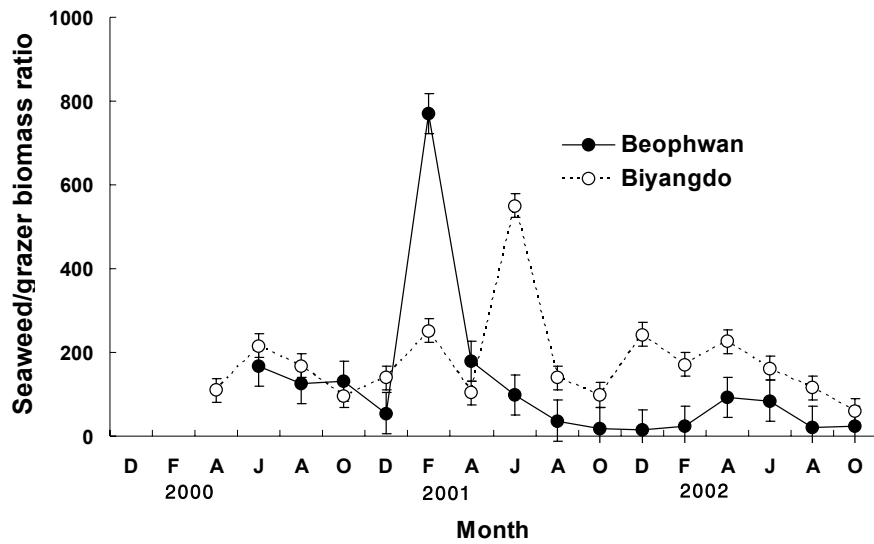


Fig. 32. Comparisons of the seaweed/grazer biomass ratio between Beophwan (barren ground) and Biyangdo (undisturbed area). Data are pooled for the three types of reef.

IV. 고 찰

1903년 遠藤은 갯녹음을 처음 소개하면서 “磯燒け란, 해조류가 완전히 없어지고 암반이 백색 또는 황색으로 변하며, 다만 모자반 (*Sargassaceae*)류나 그 외 소수의 해조류만이 소량으로 여기 저기 남아 있어 해조군락에서 살고 있는 새우나 전복 등이 자취를 감추거나 서식처를 다른 곳으로 옮기게 되고, 산란을 위해 모여드는 어류마저 모여들지 않아 어업이익이 현저히 감소하는 현상”이라 정의하였다. 또한 김 (1999)은 갯녹음의 정의를 “대형해조류의 양적 쇠퇴를 수반하는 퇴행적 천이에 의해 계급구조의 하층에 서식하고 있는 산호조류 극상상태의 식생구조가 비교적 장기간에 걸쳐서 유지되고 있는 현상”으로 해조자원의 가입 개체수가 감소하고 사망수가 일시에 증가하며, 산호조류에 의한 기질점유의 확대가 지속적으로 나타나는 현상이라고 설명하고 있다. 이와 같이 아직도 학자들 간에는 갯녹음에 대해 접근하는 시각에 따라 해석을 달리하고 있다. 이 연구에서 갯녹음의 정의는 수표면에 canopy를 형성하는 모자반류 (*Sargassum* spp.)와 감태 (*Ecklonia cava*)나 미역 (*Undaria pinnatifida*)과 같이 큰 잎을 형성하는 stipitate kelp 종, 그리고 turf-forming species 등 엽상 해조류는 극히 일부의 해조류만 남아 있고, 산호조류가 거의 암반 표면을 덮고 있는 해역을 갯녹음 해역으로 정의하였다. 갯녹음에 대한 연구는 이미 오래전부터 많은 연구자들에 의해 연구되어 왔다. 遠藤 (1903)가 갯녹음을 처음 기록한 후, 岡村 (1915)는 일본 青森현 해조식생 조사에서 다시마 군락이 우점하던 곳에 무절산호조류만이 남아 있다고 기록하였다. 遠藤 (1903), 岡村 (1915) 외에도 많은 연구자들에 의해 갯녹음 문제의 심각성을 보고함에 따라 1981년 일본수산청은 전국 57개 지방자치단체와 수산시험연구기관을 대상으로 전 일본연안에 대한 대대적인 갯녹음 조사를 실시한 결과, 일본 태평양 연안 측에서 주로 갯녹음이 발생되고 있으며, 일본 서부해안은 드물게 나타난다고 보고했다. 그러나 최근 桑原 등

(2005)의 조사결과에 의하면 일본에서도 태평양측 해안뿐 아니라 서부해안까지 폭넓게 발생하고 있다고 지적하고 있다.

국내에서는 손 등 (1982, 1986)이 남해안 돌산도와 연화도에서 해조식생을 조사한 결과, 무절석회조가 우점하고 있다고 보고하였고, 磯焼け를 순수 우리말을 사용하여 처음으로 “갯녹음”으로 표기하였다. 특히 손 등 (1986)은 대마난류 영향을 많이 받는 연화도에서 무절산호조류 피도가 증가하고, 엽상해조가 감소하는 갯녹음 현상이 심하게 진행되고 있음을 지적하였다. 갯녹음의 원인에 대해서는 유빙접안 (田村, 1951), 해류이변, 담수유입 (遠藤, 1903), 조식성동물 (특히 성게류)에 의한 과도한 식해 (Arai and Arai, 1984, Watanabe and Horrord, 1991) 등 생물·무생물학적 환경요인들이 복잡하게 관여되어 있는 것으로 알려져 있으나, 최근에는 지구온난화에 의한 수온 상승이 식생의 지리적 분포를 바꿔 놓고 있다는 가설이 주목받고 있다 (Tenger and Dayton, 1987; Houghton et al., 1990; Frederick and Hilary, 1999; Kim et al., 1992; Serisawa et al., 2004; Allison et al., 2005; Aptroot and Herk, 2006). 그러나 해역에 따라 생물 군집구성에 차이가 있고 발생해역의 지형이나 해수 특성이 다르기 때문에 모든 해역의 발생원인이 같다고 볼 수는 없으며 (田村, 1951; 正置·秋岡, 1980; 藤田, 1995; 谷口 1996), 발생해역을 둘러싼 주변 환경요인들이 상호 복잡하게 관련되어 있는 것으로 보아야 할 것이다 (Kim et al., 2002). 제주연안의 갯녹음 발생 면적은 1998년 2,931 ha에서 2003년에는 4,541ha로, 전체 마을어장 면적의 30.7%가 발생한 것으로 나타나 5년 동안 10.9%나 증가했다 (Table 12). 발생해역도 1998년에는 제주도 남부인 서귀포시와 남제주군 일부해역에서 발생되었으나, 2003년에 들어서는 제주도 북동부 해역인 조천읍, 구좌읍을 제외한 전 해역에서 확산되고 있다. 이와 같은 현상은 비단 제주도뿐만 아니라 동해안 해역에서도 광범위하게 관찰되고 있다 (손, 2001; 김, 2005). 遠藤 (1903)는 갯녹음 정의를 기술하면서 그 원인으로 하천수의 유입과 해황변동을 지목하였고, 또한 그는

1904년 靑森懸에서 산호조류 번무원인과 다시마 군락의 쇠퇴는 Tsugaru 난류의 영향이라 주장하였다. 岡村 (1915)도 같은 해역에서 다시마 군락의 쇠퇴와 산호조류 번무원인을 Tsugaru 난류로 지목하였다. 柳瀬 (1981)가 갯녹음 원인과 지속요인을 보고한 이후 주로 난류의 강제, 성게 등 조식동물의 과도섭식에 연구가 집중되어 왔으나, 桑原 등 (2005)은 난류세력이 우세한 일본 남부해역은 해조류를 먹는 어류에 의한 식해피해도 많이 나타나고 있음을 지적하고 있다 (Fig. 34). 갯녹음 현상은 우리나라와 일본만의 문제가 아니라 전 세계적인 현상으로 미국 캘리포니아를 포함하는 남부 연안과 지중해 연안 등 주로 지구 북반구에서 많이 보고되고 있다. 또한 그 원인으로서는 조식성동물에 의한 식생파괴로 대부분의 연구자들은 생태학적 측면에서 성게류의 과도섭식에 초점을 맞추고 있다 (Kitching and Ebling, 1961; Fuji and Kawamura, 1970; Lowry and Pearce, 1973; Breen and Mann, 1976; Lang and Mann, 1976; Pearse and Hines, 1979; Duggins, 1981; Wharton and Mann, 1981; Hagan, 1983; Hagen, 1995; Benedetti and Cinelli, 1995; Schroeter et al., 1996; Agateuma et al., 1997; Teresa and Simone, 2002). James et al. (1991)은 캘리포니아 연안에서 적외선 항공사진을 이용한 수표면 조관피도 측정방법 (estimation of surface canopy cover)으로 성게밀도에 따른 해중림 파괴를 분석한 결과, 많은 양의 성게들이 해중림 해역에 가입한 직후 해중림이 급속하게 파괴되었으며, 이 성게들은 해중림이 완전히 파괴된 후부터 감소하기 시작하여 3년 후에는 이 해역에서 거의 확인할 수 없었다고 기록하고 있다. 본 조사에서도 James et al. (1991)의 조사결과와 같이 1992년에 102개체/m²의 고밀도 (제주수산연구소, 1992)로 서식하던 보라성게들이 조사기간 동안은 평균 3.7개체/m²로 급격히 감소하여 James et al. (1991)의 연구결과와 비슷한 양상을 보였다. 갯녹음의 원인에 대해서는 다양한 요인들이 서로 연관되어 있어 어느 한 요인을 지목할 수는 없지만, 제주도에서 이 연구가 이뤄진 서귀포시 법환동 해역의 갯녹음 발생원인과 지속요

인은 첫째로 조식성동물의 과도한 식해로 볼 수 있다. 이 연구에서 갯녹음 해역인 법환 해역의 조식성동물의 평균 생물량은 366.2 g/m^2 로 해중립 해역의 184.2 g/m^2 에 비해 2배 정도의 높은 생물량을 보이고 있다. 이 연구가 이뤄진 서귀포시 법환동 해역은 1992년 당시 $1897 \text{ g (102개체)/m}^2$ 의 성게류가 관찰된 이후 1998년에는 이 해역에서 모두 사라졌다. 이는 Fig. 33의 제주도 수산물 통계에서 보는 바와 같이 성게류 생산량은 1992년 509톤을 제외하면 1997년 (1,066톤)까지는 1,000톤 수준을 유지하고 있으나 1998년 (282톤)부터는 성게 자원량이 200톤 이하로 격감하고 있으며, 법환 해역에서 보라성게가 사라진 시기와 일치한다. 또한 해조류 생산량은 1984년 22,392톤을 정점으로 1987년 20,621톤에서 1988년에는 10,108톤으로 격감하고 있다. 이후 해조류 생산량은 10,000톤 내외를 유지하다가 1998년에는 4,518톤으로 격감하였으며, 이후 계속 감소하여 2004년에는 2,540톤을 기록하고 있다. 이와 같은 결과들을 종합해 볼 때 제주연안에서의 갯녹음은 1988년부터 이미 시작되었고, 계속 확대되고 있음을 보여주고 있다. 이 연구에서 갯녹음 해역의 조식성동물 중 우점종은 보라배꼽톱니고등으로 전체 생물량의 72% (중량 42%)를 차지하였다. 이 종은 각장 2 cm 내외의 소형종으로 그 생태에 대하여는 알려지지 않았지만 해중립 파괴와의 관계와 제주연안에서 급격하게 우점하고 있는 현상에 대하여는 지속적으로 연구되어야 할 대상이다. Arai and Arai (1984)는 보라배꼽톱니고등과 비슷한 크기를 가진 큰입술갈고등 (*Nerita albicilla*)을 대상으로 밀도에 따른 해조천이에 대한 연구에서 천이계열은 규조류, 파래, 1년생 해조류, 산호조류, 다년생 해조류 순으로 이행하는 종래의 연구결과 (Dayton, 1971; Foster, 1975)와 비슷하나 큰입술갈고등의 밀도가 높을수록 유용해조류는 감소하고 무절산호조류 피도가 증가하였으며, 밀도가 267 개체/m^2 이면 유용해조류의 피도가 현저히 감소하고, 535 개체/m^2 가 되면 무절산호조류 외에 어떠한 해조류도 나타나지 않는다고 기록하고 있다. 따라서 보라배꼽톱니고등의 해조 식생파괴에 미치는 영향에 대해서는 지속적인 연

구가 필요하다. 菊地 등 (1975)은 자연상태에서 성게 밀도가 200 g/m^2 이상이 되면 그 해역에서 식생파괴가 일어난다고 기록하였다. 이 조사가 이뤄진 서귀포시 법환동 갯녹음 해역의 경우, 성게 단일종의 생물량은 95.6 g/m^2 으로 菊地 등 (1975)이 제시한 갯녹음 유발량보다 낮지만, 전체 조식성동물 생물량은 366.2 g/m^2 로 식생파괴 유발량보다 훨씬 높은 것으로 나타나 조식성동물을 제거하지 않는 한 이 해역에서 해중림 복원을 기대하기는 어렵다. 법환 A 해역에서는 다양한 방법으로 해중림 조성을 유도하였지만 조식성동물의 과도섭식에 의해 갯녹음이 지속된 반면, 조식성동물이 서식하지 않은 법환 B 해역에서는 최대 해조류 현존량이 10029 g/m^2 로 해중림이 양호하게 조성된 결과가 이를 입증하고 있다. 두 번째 요인으로, 기후변화에 따른 지속적인 수온상승도 해중림 파괴에 중요한 요인으로 작용하고 있다. 1968년부터 2004년까지 관측된 2개 해역의 평균 수온은 법환 해역이 비양도 해역보다 1.21°C 가 높게 나타나고 있다. 수온의 장기변동에서 법환 해역은 매년 0.038°C 가 증가한 반면, 비양도 해역은 0.024°C 가 증가하여 법환 해역보다 비양도 해역이 더 높은 증가를 보이고 있다. 그러나 1992년부터 2005년까지 관측된 수온의 단기변동은 법환 해역이 매년 0.179°C 가 증가한 반면, 비양도 해역은 매년 0.242°C 가 증가하여 장기변화보다 최근 수온 상승 속도가 급속히 증가하고 있으며, 비양도 해역이 법환 해역 보다 더 빠른 증가 추세를 보이고 있다. 최근 기후변동에 관한 정부간 패널 IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change)의 1차 보고서에 의하면, 다음 세기 동안 지구 평균온도는 10년당 약 0.3°C 씩 상승하여 2025년에는 1°C 가 상승하고, 2100년에는 현재 온도보다 3°C 가 증가한다고 예측하고 있다 (Houghton et al., 1990; Yoshiyuki, 1994). IPCC의 기후변화 예측모델은 Fig. 35와 같다. 이와 같은 기후변화로 인해 Kong (1985)은 왕대속 대나무의 북한계가 최근 100년 동안 60~100 km를 북방으로 이동했으며, Allison et al. (2005)은 북해의 저서 어류 군집연구에서 기후변화에 따른 어류의 이동과 분포역 변화에 대하여 상세

하게 보고 하였다. 그 들은 1962년부터 2001년 사이에 북해 해수온도가 0.6℃ 상승함에 따라 이 해역의 저서어류 90종 중 15종의 온도와 관련하여 북방으로 8~403 km (mean=172.3±98.8 km, n=15)를 이동했고 (대서양 대구, 참서대), 도다리 (plaice) 쿠크가오리 (cuckoo ray)를 포함한 6종은 더 깊은 심층수로 수직 이동하였다고 보고하고 있다. 또한 이 15종이 어류 이외에도 36종이 온도변화에 대해 분포역의 변화반응을 보이고 있다고 하였다. 또한 그 들은 육상의 새나비, 고산식물 등 99종에 대한 연평균 경계 이동율이 북방으로 600 m씩 이동하며, bib, blue whiting, lesser, weever, Norway Pout, Scald fish, witch 6종의 어류는 북방으로 연 평균 2.2 km를 이동한다고 주장하고 있다. 특히 빠른 생활사를 가지는 종은 그 분포역 이동속도가 더 빠르게 진행된다는 연구결과를 제시하고 있다. 그 들은 북해의 연평균 표면수온은 2020년에 0.5~1.0℃ 증가하고, 2050년에는 1.0~2.5℃, 그리고 2080년에는 1.5~4.0℃가 증가할 것으로 예측하면서 대서양 명태 (blue whiting) 및 적저 (red fish)는 2050년에 북해에서 완전히 사라질 것으로 예측하고 있다. 또한 Tegner et al. (1997)은 기후변화에 의해 1982~1984년까지 발생한 El-Nino와 1888~1889년까지 발생한 La-Nina의 결과로 미국 캘리포니아 연안에서 kelp 숲의 천이과정과 개체군 역할, 중간 경쟁에 상당한 영향을 미쳤음을 지적하였다. Aptoot and Herk (2006)는 잘피에 대한 연구에서 비슷한 결과를 보고하고 있다. 감태 군락의 쇠퇴가 수온상승과 관계가 있다는 것은 Serisawa et al. (2004)이 상세히 기록하고 있다. 그는 일본 Tosa 만에서 70년대 이전과 80년대, 90년대, 2000년대의 수온을 분석한 결과, 지속적인 수온상승을 보였고 이로 인해 70년대 이전에 Tosa 만에 서식했던 감태 군락은 완전히 사라졌음을 지적하고 있다. 이 전의 연구들에서 나타난 감태의 지리적 분포는 Terawaki (1993)가 일본의 북방 한계선을 북위 36°로 기록하고 있으며, 강 (1968)은 우리나라의 경우, 남해안과 제주도에만 분포한다고 기록하였다. 또한 강과 고 (1977)는 제주도를 중심으로 동해안 남부까지를 북방 한계선으로 기

록하고 있다. 이를 뒷받침할 근거는 Kim et al. (1977)이 1976년 울진 앞바다 왕
 돌초의 해조상 조사에서 20종의 해조류를 기록하고 있으나, 이 기록에 감태는
 출현하지 않았다. Nam et al. (1996)도 영일만의 해조류 분포조사에서 총 144종
 을 기록했으나 이 기록에서도 감태는 제외되어 있다. 그러나 최근의 감태 지리
 적 분포를 보면, 2004년 8월 왕돌초 조사에서는 감태 군락이 상당히 발달해 있
 음을 확인할 수 있었으며 (Fig. 36) 또한 Kim et al. (2004)은 2003년 독도의 해
 조상 조사에서 감태가 우점한다고 기록하고 있다. 이와 같은 결과로 미루어
 1968년 강이 보고한 남해안 북방한계를 부산으로 가정했을 때 감태의 지리적
 분포는 35년 동안에 북북동쪽으로 약 345 km를 이동하였다는 예측이 가능하다.
 37년간 장기 수온변동에서 얻어진 연간 수온 상승폭은 0.0235~0.0384℃이다 이
 값을 역산하면 지난 37년 동안 비양도 해역에서 0.87℃, 법환 해역에서는 1.42℃
 가 증가하였다. 두 해역의 평균 증가 값이 1.15℃ 임을 감안할 때 감태의 식생
 은 수온이 1℃ 상승함에 따라 북북서 방향으로 301 km를 이동한 것으로 계산
 된다. 감태의 지리적 분포역 변화는 다양한 요인들이 관여하겠지만 최근의 수온
 변동추세가 그대로 유지된다면 향후 10년 동안 법환 해역은 1.79℃가 증가하고,
 비양도 해역은 2.42℃가 증가할 것으로 예측된다. 최악의 시나리오를 가정한다
 면 10년 후에 제주도 연안에서 감태 해중림이 유지될 수 있는 지에 대하여는
 예측이 불가능하다. 이 연구가 이뤄진 비양도와 법환 해역에서도 3년간의 짧은
 기간 동안에는 감태 해중림이 유지되었으나, 최근 (2006년 5월)에 추가 관찰을
 한 결과, 법환 해역의 경우, 무성했던 감태는 모두 사라지고 그 자리엔 유절산
 호조류가 차지하고 있었다. 또한 해조류 외에도 열대성 생물인 말미잘류와 산호
 류가 많이 관찰되었다. 비양도 해역 역시 감태 군락은 거의 소멸되었고 그 자리
 를 유절산호조류가 차지하고 있었다 (Fig. 37). 따라서 이들 해역에서 2차적인
 갯녹음 원인은 수온 상승에 의한 식생변화에 있으며, 해조류 천이가 온대천이에
 서 아열대 천이로 점차 이행되고 있음을 시사하고 있다. 특히 동계수온이 제주

연안에서 해중립을 구성하는 대형 갈조류의 유엽 출현시기임을 감안할 때 이 종들의 입식에 상당한 영향을 미쳤을 것으로 생각된다. 성계 자원이 격감된 이유에 대하여는 앞서 James et al. (1991)이 지적한 것처럼 해중립 파괴로 인한 먹이부족으로 이동했거나 굶어 죽었을 것으로 추정된다. 그러나 이 해역에서는 먹이원이 결핍된 상태에서도 조식성동물 밀도는 지속적으로 높게 나타나고 있는 것으로 보아 대체 먹이원 (부착규조 등) 공급이 지속적으로 이뤄지고 있다는 것을 시사하고 있다. 이 연구에서 부착 규조류의 양적 거동에 대하여는 상세하게 조사할 수는 없었으나, Lee et al. (1999)은 이 연구 실험해역에서 약간 떨어진 중문 해역에서 부착규조류 40속 84종을 동정하였으며, 우점종은 *Amphora acutiuscula*, *A. coffenaefarmis*, *Coccones pseudomarginata*, *C. scutellum*이고, 현존량은 연평균 $2.8 \times 10^5 \text{ cells} \cdot \text{cm}^{-2}$ 라고 보고하고 있다. 또한 chlorophyll-*a* 량도 연평균 $10.6 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2}$ 의 농도를 보이며, 제주도 남부해역이 북부해역보다 부착규조 현존량, chlorophyll-*a* 농도 모두 높다고 기술하고 있다. 또한 그들은 범환 해역에 인접한 강정해역에서도 비슷한 연구결과를 제시하고 있다. 이와 같은 연구결과로 볼때, 이 해역에서의 조식성동물인 소라와 보라배꼽툰니고둥이 지속적으로 높은 밀도를 유지할 수 있는 요인은 이들 부착 규조류의 지속적인 가입에 기인하는 것으로 생각된다. 감태의 생활사와 성장에 대하여는 Maegawa and Kida. (1987)가 상세하게 밝혔다. Miyuki and Washirou (1989)는 6년간 영구방형구내의 감태 개체군의 동태를 조사한 결과, 감태 해중립의 갱신주기는 3년이라고 보고하였다. 갱신과정은 첫 단계가 육상의 산림에서와 같이 밀도가 급격히 증가하는 “Gap phase”로 이 기간은 6개월 이내이고, 이후 감태 밀도는 현저히 감소하여 “Building phase”를 유지하는 2차 단계이며, 이 기간은 6~18개월이다. 18개월 이후가 되면 밀도가 서서히 감소하면서 “Mature phase”으로 이행하는 3차 단계로 구분된다고 하였다. 이 연구에서도 그들의 결과와 감태 해중립 갱신과정은 일치하나, 그들의 연구에서는 6년 후에도 감태 개체수가 20개

체/m² 이상을 유지하였다고 기록하고 있다. 또한 Kim and Chang (1992)은 이 연구에서와 같은 방법으로 제주도 성산포 온평리 해역에서 감태 해중립을 조성한 결과, 감태의 갱신주기는 Miyuki and Washirou (1989)의 결과와 일치하나, 잔존 개체수는 3년 후인 1990년 10월에도 21.0개체/m² 이상을 유지하였다고 기록하였다. 그러나 이 연구에서는 7년 후 두 해역 모두 감태는 거의 사라졌다. 갯녹음 해역에서 주요 섭식자들은 해중립 해역에 비해 소형개체들로 구성되어 있다. Chang et al. (1999)은 제주도 연안 소라 자원에 관한 연구에서 조하대의 수심 6 m 부근에 서식하는 소라의 경우 40.3%가 어획 대상 (각장 7.0 cm 이상)이 되는 개체들로 구성되어 있다는 연구와 크게 대비된다. 이는 갯녹음 해역보다 해중립 해역이 주요 섭식자들에게 좋은 서식환경을 제공하고 있음을 시사하고 있다.

이 연구에서 감태 성숙모조 이식방법은 비교적 짧은 기간 내 해중립 조성에 성공했다. 그러나 씨줄이식 방법은 해중립 유도에 실패했다. 손 (2001)은 동해안 삼척시 해역에서 다시마 씨줄을 이용한 저연승 시설방법으로 해중립 조성에 성공했으며, 김 (2005)도 같은 해역에서 씨줄이식 방법에 의한 해중립 유도에 성공했다. 이 연구에서 씨줄이식에 실패한 요인은 이식방법, 이식시기, 조식자의 제어 등 이식방법이 적절치 못했을 것으로 생각된다. 따라서 이에 대하여는 보다 더 심층적인 연구가 있어야 할 것으로 본다. 綿貫 등 (1987)은 수심 15 m 해역의 자연 감태 군락에서 25~50 m 떨어진 사질대에 콘크리트 블록을 투입한 결과 2년 후에 투입된 콘크리트 블록에서 번무한 해중립이 조성되었다고 하였으며, 大野 (1988)는 감태가 서식하지 않은 해역에서 성숙된 감태 모조를 그물에 수용하여 투입한 결과, 익년 3월부터 투입장소에서 사방 20 m 내에 감태 유엽의 발아를 확인하였고, 2년 후에는 감태 군락이 형성되었음을 확인하였다. 吉川 (1985)는 인공 생산된 모자반 종묘를 콘크리트 블록에 이식한 결과, 이식 5년 후에는 모자반 현존량이 14 kg/m²로 극상을 보였다고 기록하고 있다. Kim and Chang

(1992)은 綿貫 등 (1987), 大野 (1988), 吉川 (1985), 吉川·月館 (1987)의 방법을 동시에 사용하여, 이 연구에서 사용된 반구형 인공어초에 해중립을 조성한 결과, 이식 10개월 경과 후 감태의 현존량은 2779 g (113개체)/m²로 감태가 번무하기 시작하여 26개월 경과후 4036 g (25개체)/m²로 최대값을 보였다고 보고하고 있다. 또한 팽생이모자반도 모조이식 26개월 후 3791 g (40개체)/m²로 번무하여 총 현존량이 6160 g (89개체)/m²에 달해 잘 발달된 해중립이 조성되었음을 확인하였다. 그러나 그 들의 연구에서도 사용된 방법 중 씨줄 이식에 의한 해중립 조성 방법은 이식 후 살아남은 개체가 소량이었으며, 이듬해에도 씨줄로 이식된 해조류는 재생산 되지 않았다고 기록하고 있어, 이 연구에서의 결과와 일치하고 있다. 따라서 향후 씨줄을 이용한 해중립 조성은 중간육성 기간의 설정과 이식방법 등 보다 더 진전된 연구가 필요하다. 또한 부착기질을 선택함에 있어서도 기존에 보급된 해중립 조성용 인공어초의 경우 표면이 세립질로 구성되어 매끈하다. 綿貫 등 (1987)도 해중립을 위한 해중립초 개발실험에서 재질의 구성 입도가 다르게 제작된 콘크리트 블록을 투입하여 재질 입도별, 부착 부위별 해조류 부착양상을 조사한 결과, 재질의 입도가 직경 30~40 mm에서 부착효과가 좋았으며, 부위별로는 평탄한 부위보다 경사가 있는 면이 좋았다고 기록하고 있다. 따라서 해중립 조성을 목적으로 시설되는 인공어초는 표면 입자가 굵은 골재를 사용하고 경사각과 요철면이 많이 주어진 구조물을 이용하는 것이 보다 높은 효과를 기대할 수 있다. 그러나 이 연구에서 인공어초 모형에 따른 부착 해조류 생물량은 범한 해역의 패조류용과 방갈로형어초를 제외하면 어초 유형 간에 차이는 없었다. (P>0.05). 따라서 제주해역에서 인공어초 모형은 해중립초 모형 결정에 있어 중요인자가 아니며, 다만, 현재 사용되고 있는 인공어초 표면을 다공성 또는 굵은 골재로 피복시켜 조식자의 섭식을 줄이고, 착생된 해조류의 뿌리 활착력을 높여 태풍에도 견딜 수 있도록 제작된다면 해중립 효과를 증가시킬 수 있을 것이다. 감태의 성숙모조 이식방법을 이용할 경우, 어느 정도의 양을 이식해 줄 것인가에

대하여는 경제성과 노력량의 절감과 밀접한 관계가 있다. Kim and Chang (1992)은 감태 성숙 모조이식 방법에 대해 상세하게 기술하였는데 모조이식 어초 시설 지점으로부터 반경 30 m까지 시설된 인공어초를 5 m 간격으로 구분하여 감태의 부착밀도를 조사한 결과, 감태 부착밀도는 모조가 이식된 어초에서 182개체/m²로 가장 높고, 반경 5 m에서 151개체/m², 10 m에서 124개체/m², 15 m에서 90개체/m², 20 m에서는 69개체/m²가 부착하여 모조이식 정점으로부터 거리가 멀어질수록 부착밀도는 감소하였고 20 m 이상에서는 부착밀도가 65~68개체/m²로 주변의 자연감태 군락과 비슷하였다고 보고하고 있다. 이와 같은 결과는 大野 등 (1983)의 조사결과에서도 모조 투입시 모조투입 지점으로부터 반경 20 m까지 유엽의 발아를 확인하고 있어 모조 투입 방법에 의한 해중립 조성시 모조의 투입 간격은 해역의 특성에 따라 약간씩 차이가 있겠지만 유효거리를 약 20 m 정도로 유지하는 것이 바람직하다. 부착기질 투입시기 또한 해중립 조성 성패를 가름하는 중요한 요인이다. 이 연구에서 무절산호조류의 부착과 성장 속도는 수온이 20℃로 상승하는 6월에 시설된 블록에서 8월까지 무절산호조류의 피도가 100%에 달했다. 이와 같은 결과는 해중립 조성을 목적으로 하는 인공어초 시설 시기 결정에 중요한 의미를 갖는다. 무절산호조류에 의해 먼저 공간이 점유된다면 다른 해조류는 공간경쟁에서 열악한 환경 하에 있게 된다. 따라서 목적으로 하는 종의 성숙시기를 감안해 부착기질 (인공어초)을 투입한다면 더 높은 효과를 기대할 수 있을 것이다.

이 연구에서 조식동물의 밀도가 낮은 해역에서는 단기간에 해중립 조성에 성공했다. 그러나 조식성동물 밀도가 높은 해역에서는 조사기간 동안 무절산호조류를 제외한 어떠한 해조류도 출현하지 않았으며, 다양한 방법으로 해중립 조성을 유도하였지만 결국 실패했다. 또한 짧은 기간 동안 (3년) 유지되었던 해중립도 7년이 경과한 2006년 6월 현재 3개 시험 해역을 다시 관찰한 결과, 범환 해역에서는 감태가 모두 사라졌으며 비양도 해역도 극히 일부의 감태만이 잔존하

고 있고 대부분 유절산호조류 천이로 이행되었다. 감태가 무성하던 비양도 주변의 자연 감태 군락도 상당히 축소되었음을 확인하였다. 이는 앞서서 언급한 내용과 같이 기후변화에 따른 수온상승이 제주도 해조류 식생의 지리적 분포를 바꿔 놓고 있음을 시사하고 있다. 우리나라 동해안의 경우, 1997년 삼척, 1998년 강릉과 양양, 최북단인 속초는 1999년에 갯녹음이 발생하였다는 기록으로 볼 때 (김 등, 2002; Kim, 2002) 갯녹음의 지리적 분포가 점차 북쪽으로 이동되고 있음을 알 수 있다. 제주도 연안에서 해중립을 구성하는 종은 감태, 미역, 모자반류가 주종을 이룬다. 이들 종들이 현재와 같은 수온상승 추세로 간다면 어느 시점에서는 제주연안에서 사라질지도 모른다. 우리나라 동해안에 우점 군락을 유지하던 개다시마는 수온에 민감한 종으로 최근에 그 현존량이 현저히 감소 (해양수산부, 2002)하는 현상도 수온상승과 무관하지 않다. Masahiro et al. (1981)은 일본 静岡懸 下田市 연안에서 전복 자원량이 급격히 감소한 영향을 상세하게 기록하고 있는데 그는 3차에 걸쳐 (1차: 1900~1902, 2차: 1934~1938, 3차: 1975~1978) 대규모로 감태 군락이 쇠퇴하는 갯녹음이 발생하였고, 갯녹음이 진행된 1~2년 후에는 먹이부족으로 전복이 대량 폐사하여 어업을 포기할 상황까지 직면하였음을 보고하면서 이때 갯녹음 원인을 쿠로시오의 강세로 지적했다. 桑原 등 (2005)도 일본의 갯녹음 원인을 진단하면서 그는 성계에 의한 과도한 식해와 쿠로시오의 영향을 많이 받는 일본 남부해역은 해조류를 먹는 조식성 어류의 피해가 증가하고 있다고 기록하면서 이들 종에 대한 피해대책 강구를 서둘러야 한다고 기술하고 있다. 기후변화에 따른 한반도 연안의 수온상승은 해양에서도 다양하게 감지되고 있다. 남방종으로 알려진 자리돔 (*Chromis natatus*)은 이미 독도와 울릉도 해역에서 서식지를 차지하고 있으며, 최근에 급격하게 증가하는 *Salpa* 류는 우리나라 전 연안에서 많은 어업피해를 주고 있다. 이와 같이 제주도를 포함한 한반도 연안도 기후변화에 따른 생물종의 변화는 급격한 속도로 가속화 될 것으로 보인다. 이 같은 상황에서 제주도의 해중립 조성은 현재 제주도 연안에 자생되고 있는 종 가운데서 남방계 해조류를 탐색하

여 남방종으로 점차 대체할 필요가 있다. 桑原 등 (2005)은 식해동물의 섭이량이 해조 생산량보다 커지면 해중립은 파괴되고, 이를 방지하기 위해서는 식해동물의 밀도 관리가 우선되어야 한다는 연구결과를 제시하고 있다. 물론 밀도관리를 위해서는 다양한 요소기술의 지속적 개발과 함께 식해동물의 이용방안을 찾아야 할 것이다. 이 연구에서 두 해역에 시설된 세 종류의 인공어초에 가입된 조식동물량도 조사종료 시점까지는 55.0 g/m^2 이하로 낮게 나타나고 있지만 (Fig. 38), 지속적인 증가추세를 보이는 것으로 보아 이 실험해역에서도 조식성동물의 밀도관리를 소홀히 한다면 남아있는 식생마저 모두 소멸될 것이다. 제주 연안은 성게류, 패류 외에도 초식 어류인 양쥐돔과 (Acanthuridae), 독가시치과 (Siganidae), 자리돔과 (Pomacentridae)와 잡식성어류인 쥐치과 (Monacanthidae), 황줄깜정이고 (Kyphosidae) 어류의 서식지로 이 종들은 수온이 상승하면서 더 많이 가입되고, 또 다른 조식성 어류의 가입도 증가할 것으로 예측된다. 따라서 성게류나 패류 등 조식성동물의 제어 요소기술 개발과 함께 이들 자원의 적정 관리 대책도 함께 마련되어야 한다. 더불어 제주도는 태풍의 길목에 있다. 연간 우리나라에 영향을 주는 태풍은 일반적으로 2~5개로 알려져 있다. 이러한 태풍은 해중립을 구성하는 대형 해조류의 밀도를 감소시키는 요인으로 작용한다. 따라서 인공어초나 기타 구조물을 이용한 피해 저감대책도 함께 마련되어야 할 것이다. 결론적으로 제주도 연안에서 지속적인 해중립을 유지하기 위해서는 첫째, 현재보다 높은 고수온에서 생육할 수 있고, 현재 제주연안 해역에 이미 가입된 남방계 해조류를 탐색하여 이 종을 이용한 해중립 조성을 서둘러야 할 것이다. 두 번째는 조식동물의 밀도관리를 위해 미 이용 자원은 적극적으로 구제하고, 이용자원은 최소한 해조류 생산량과 섭이량이 균형을 유지할 수 있도록 밀도관리에 보다 많은 노력이 필요하다. 세 번째는 조식성동물이나 어류의 기피물질을 함유한 해조류의 번식조장과 함께 1년생이나 다년생 해조류 중 해중립에 미 이용되고 있고, 증식 속도가 빠른 해조류를 탐색하여 번식을 조장함으로써 섭식압의 감소와 함께 해중립이 아닌 해조밭을 조성할 필요가 있다.

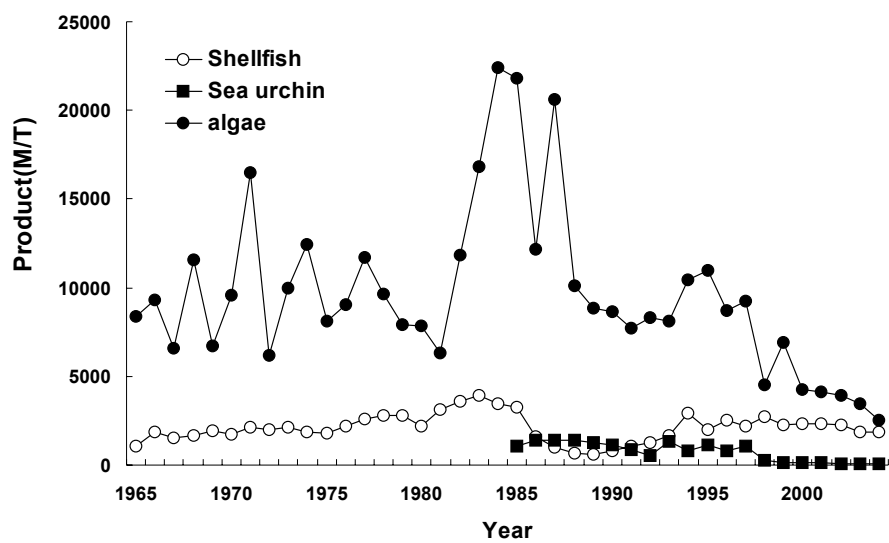


Fig. 33. Annual variation of yield of shellfish, sea urchins and algae in Jeju from 1965 to 2004.

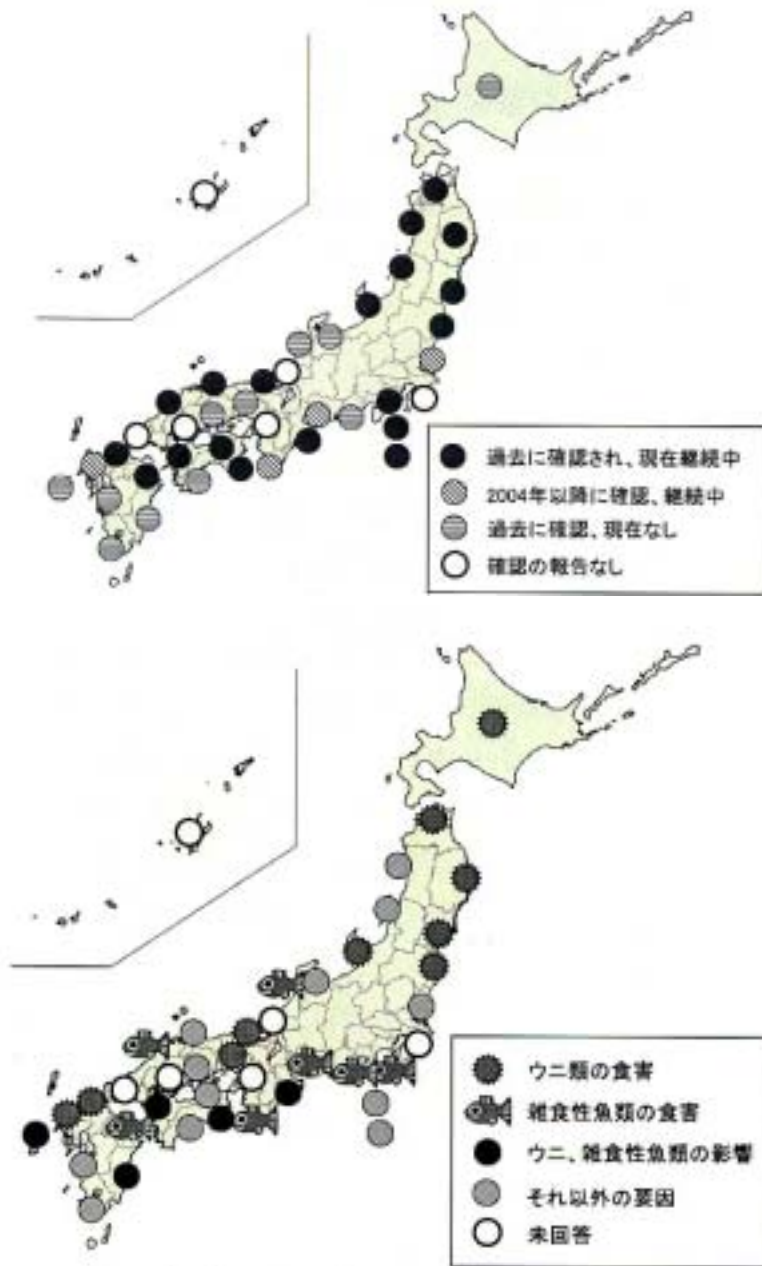


Fig. 34. Distribution (upper) and cause of occurrence (lower) of barren ground in Japan (from Kuwahara et al., 2005).

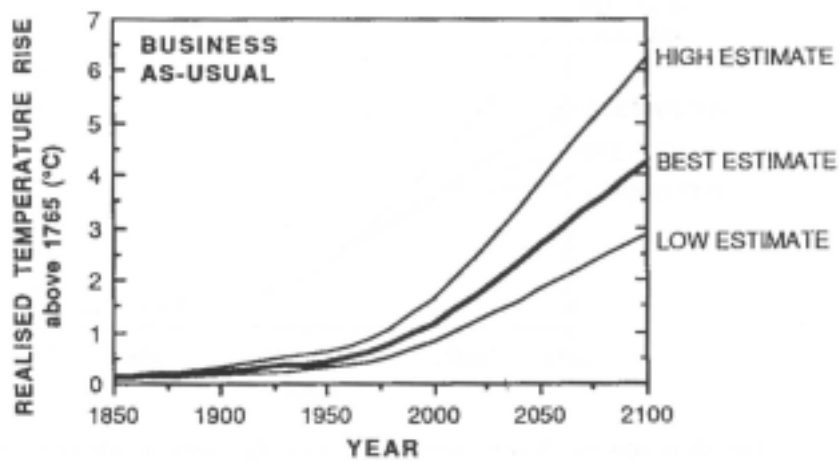


Fig. 35. Simulation of the increase in global mean temperature from 1850-1990 due to observed increases in greenhouse gases, and predictions of the rise between 1990 and 2100 resulting from business-as-usual emissions.



Fig. 36. Canopies of *Ecklonia cava* at the Wangdol-reef in the East Sea in August, 2002.



Fig. 37. The recent collapse of the algae that were attached at the three study areas in June, 2006.

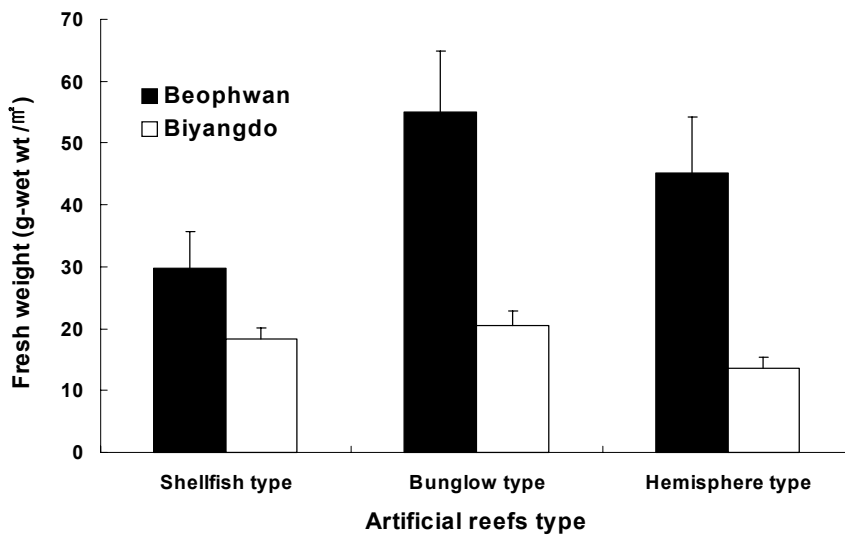


Fig. 38. Comparisons of biomass of the grazers between Beophwan (barren area) and Biyangdo (undisturbed area). Data are pooled among the three types of reef. Data are mean \pm 1SE.

Table 12. Estimation of the area of barren ground along the coast of Jeju

Area	Village area (ha)	Origin area (ha)		Origin rate (%)		Increase rate (%)
		1998	2003	1998	2003	
Jeju-si	646	36	244	5.6	37.8	32.2
Seogwipo-si	1,661	598	741	36.0	44.6	12.4
Namjeju-gun	5,031	1,559	1,806	31.0	35.9	4.9
Bukjeju-gun	7,113	738	1,750	10.4	24.6	14.2
Total	14,800	2,931	4,541	19.8	30.7	10.9

V. 요약

이 연구는 제주연안의 갯녹음 발생과 확대현상을 밝히고, 갯녹음 해역에 인위적으로 해중립을 조성하기 위하여 갯녹음 어장인 법환 해역과 해중립 해역인 비양도 해역에서 다음의 일곱 가지 연구를 수행하였다. 첫째, 제주연안의 갯녹음 발생실태와 확산동향을 밝히기 위해 갯녹음의 시·공간적 분포와 변동양상을 분석하였다. 둘째, 갯녹음 발생과 확산에 미치는 주요원인을 파악하기 위해 갯녹음 해역과 해중립 해역의 수온과 수질특성을 분석하였다. 셋째, 갯녹음 해역과 해중립 해역의 생물군집 구조의 유사성을 비교하기 위해 갯녹음 해역과 해중립 해역의 생물량, 무절산호조류의 가입과 성장, 그리고 주요 섭식자의 성장과 성숙을 비교하였다. 넷째, 갯녹음 해역에 인위적으로 해중립을 조성하기 위해 인공어초를 투입하고, 이 인공어초에서의 해중립 발달과 천이과정을 해중립 해역과 비교 분석하였다. 다섯 번째, 인공어초에 대한 대형 갈조류 이식방법으로 사용되는 포자망 (spore-bag method)과 씨줄이식 (seed-rope method) 방법의 효율성을 조사하기 위하여 두 해역에 설치한 인공어초에 가입되는 감태의 밀도를 조사하였다. 여섯 번째, 갯녹음 해역에 투입된 인공어초에 해중립 조성이 힘든 것은 조식자의 섭식압에 의한 것이라는 가설을 증명하기 위해 cage 실험을 실시하였다.

마지막으로 해중립 조성으로 인해 인공어초에 이입되는 수산동물의 증식효과를 비교 분석하였다.

갯녹음 발생면적은 1998년에는 제주도 마을어장 면적의 19.8%인 2931ha이었으나, 2003년에는 30.7%인 4541ha로 5년 전에 비해 10.9%가 증가하였다. 발생 해역도 1998년은 제주도 남부해역에서 주로 발생했으나, 2003년에는 조천읍, 구좌읍을 제외한 제주도 전역으로 확산되었다. 1998년과 2003년 조사결과를 pooling하여 two-sample t-test를 실시한 결과, 2003년 (2.76 ± 0.28)이 1998년

(1.96 ± 0.21)에 비해 높게 나타났다 ($t = -2.35$, $P = 0.024$, $df = 38$). 이것은 제주도 남부해역에서부터 발생한 갯녹음이 제주도 전역으로 확산된 결과와 일치하였다.

1992년부터 2004년까지 관측된 2월 평균 수온은 갯녹음 해역 15.14°C , 해중립 해역 13.91°C 로 갯녹음 해역이 1.23°C 가 높게 나타나 두 해역 간 뚜렷한 차이 ($t = -0.68$, $P = 0.001$, $df = 26$)를 보였으나, 8월 수온은 두 해역 간 차이가 없었다 ($t = 0.43$, $P = 0.672$, $df = 24$). 수온의 연간 증가는 갯녹음 해역이 매년 0.18°C 씩 증가하였으나, 해중립 해역은 매년 0.24°C 씩 증가하여 수온 증가폭이 더 높았다. 수온의 장기변동 (37년)에서도 전자가 평균 15.31°C 인데 비하여 후자는 평균 14.10°C 로 갯녹음 해역이 해중립 해역보다 1.21°C 가 높게 나타났다. ($t = 6.74$, $P = 0.001$, $df = 70$). 연간 수온 증가 값은 갯녹음 해역이 매년 0.038°C 씩 증가하고 있는 반면, 해중립 해역은 0.024°C 씩 증가하여 장기 수온변동은 갯녹음 해역이 해중립 해역보다 높았다. 두 해역에서 계절별로 관측된 표, 저층의 염분, pH, DIN, DIP, 크로로필-*a*의 조사결과는 두 해역 간 차이가 없었다 ($P > 0.05$).

전 조사기간 중 무척추동물 생물량은 갯녹음 해역이 366.2 (50.6 마리) g-wet wt/ m^3 , 해중립 해역 184.2 (19.3 마리) g-wet wt/ m^3 로 전자가 후자에 비해 월등히 높았다 (개체수; $P > 0.001$, 생물량; $P = 0.042$). 조사해역의 출현종은 갯녹음 해역이 19종인 반면 해중립 해역은 33종으로 더 많은 종이 출현하였으며, 우점종은 두 해역 모두 소라와 보라배꼽톱니고둥이었다. 연평균 해조류 현존량은 해중립 해역에서 1042.0 g-wet wt/ m^3 인 반면, 갯녹음 해역에서는 43.2 g-wet wt/ m^3 로 해중립 해역이 월등히 높았다 ($P = 0.0001$). 출현종은 갯녹음 해역에서는 갈색 클라도포라, 유절산호조류만 출현하였으나, 해중립 해역에서는 녹조류 3종, 갈조류 10종, 홍조류 17종 등 30종의 해조류가 출현하였다. 해중립 해역의 우점종은 감태와 모자반류였고, 계절별 평균 현존량은 봄에 1635.3 g-wet wt/ m^3 로 가장 높았고, 겨울에 563.1 g-wet wt/ m^3 로 가장 낮았다.

무절산호조류의 가입과 성장실험에서 무절산호조류 피도 증가율은 6월에 시

설된 콘크리트 블럭에서 갯녹음 해역에서는 8월 피도가 98%를 보인 반면, 해중립 해역에서는 2.7%로 두 해역 간에 뚜렷한 차이를 보였다 ($P=0.02$). 이것은 해중립 조성을 목적으로 시설되는 인공어초의 투입시기는 6~8월을 피해야 한다는 것을 시사하고 있다.

주요 섭식자인 소라와 보라성게의 각고와 각경조성은 두 종 모두 해중립 해역에서는 대형개체로 구성된 반면, 갯녹음 해역에서는 소형개체들로 구성되어 있다. 두 종의 육중량비와 생식선 중량 지수 (갯녹음 10.8, 비양 10.3)는 두 해역 간 차이가 없었다 ($P>0.05$).

갯녹음 해역에 시설된 어초에서는 인공어초 시설 후 6개월부터 해조류가 출현하였으며, 최대생물량은 2001년 6월에 최대값을 보였고, 해중립 해역에 시설된 인공어초에서는 시설 4개월 후부터 출현하였으며, 2002년 2월에 최대 값을 보였다.

인공어초 표면에 부착한 해조류 생물량은 모자반류인 경우, 갯녹음 해역이 5.2 g-wet wt/m^2 로 해중립 해역 $1184 \text{ g-wet wt/m}^2$ 에 비해 유의하게 낮았고 ($t=-5.06$, $P=0.0001$, $df=30$), stipitate kelp 종은 갯녹음 해역이 평균 $3038 \text{ g-wet wt/m}^2$ 로 해중립 해역 $1611 \text{ g-wet wt/m}^2$ 에 비해 유의하게 높았다 ($t=-0.18$, $P=0.21$, $df=30$). 그러나, turf-forming species는 갯녹음 해역에서 평균 230 g-wet wt/m^2 로 해중립 해역 759 g-wet wt/m^2 에 비하여 유의하게 낮았다 ($t=-3.64$, $P=0.0001$, $df=30$) 두 해역에 시설된 세 종류의 어초 간 생물량은 두 해역 모두 차이가 없었다 ($P>0.05$). 두 해역에서 출현한 해조류는 녹조류 9종, 갈조류 18종, 홍조류 13종 등 총 40종이 해조류가 출현하였고, 해역별로는 갯녹음 해역이 19종이 출현한 반면, 해중립 해역은 37종이 출현하여 해중립 해역의 종 다양성이 유의하게 높았다 ($t=10.20$, $P=0.0001$, $df=4$).

포자낭 (spore bag)을 이용한 감태 성숙모조 이식시험에서 갯녹음 해역에서는 이식 6개월 후부터, 해중립 해역에서는 4개월 후부터 유엽이 출현하였다. 생

물량의 최대값은 2001년 7월에 갯녹음 해역에서 7815 g-wet wt/m², 해중립 해역에서는 4237 g-wet wt/m²였다. 조사종료 시점인 2002년 10월 평균 생물량은 갯녹음 해역이 501 g-wet wt/m², 해중립 해역 404 g-wet wt/m²로 크게 감소하였다. 두 해역 간 감태의 평균 생물량은 차이가 없었으며 ($P>0.05$), 어초종류 간 차이는 갯녹음 해역에 시설된 패조류용어초와 방갈로형 어초에서만 차이를 보였다 ($t=1.89$, $P=0.038$, $df=34$).

조식동물 차단시설 실험에서는 2001년 9월 차단 시설이후 2002년 2월까지 해중립이 유지되었고, 2002년 4월에는 미역이 가입되어 일시적으로 군락을 형성했으나, 계속된 조식동물의 침입과 어류의 식해로 인해 2002년 8월에 해중립은 완전히 소멸되었고, 이듬해 재생산도 이뤄지지 않았다.

수산동물 증식효과에서 소라의 생물량은 갯녹음 해역이 경우 37.0 g-wet wt/m²로 해중립 해역의 5.4 g-wet wt/m²에 비해 유의하게 높았다 ($t=4.89$, $P=0.001$, $df=34$).

해조류 총 생물량을 조식동물 총 생물량으로 나눈 값은 갯녹음 해역이 15.62~769.7이었으나, 해중립 해역은 60.85~549.7로 낮게 나타났다.

VI. 참고문헌

- Agateuma Y., K. Mateuyma, A. Nakata, T. Kawai and N. Nishikawa, 1997. Marine algal succession on the coralline flats after removal of sea urchins in Suttsu Bay on the Japan Sea coast of Hokkaido. Japan, Nippon Gakkaishi, 63 (5): 672~680.
- Aptroot A. and C. M. Herk, 2006. Further evidence of the effects on global warming on lichens, particularly those with Trentepohila phycobionts. Environmental Pollution xx: 1~6.
- Allison L. P., P. J. Low, J. R. Ellis and J. D. Reynold, 2005. Climate change and distribution shifts in marine fishes. Science express, 308 (5730): 1912~1915.
- Arai S. and A. Arai, 1984. Effects of grazing on algal succession I. Japan J. phycol., 32: 43~51.
- Benedetti-Cecchi L. and F. Cinelli, 1995. Habitat heterogeneity, sea urchin grazing and the distribution of algae in littoral rock pools on the west coast of Italy (Western Mediterranean). Mar. Ecol. Progr. Ser., 126: 203~212.
- Breen P. A. and K. H. Mann, 1976. Changing lobster abundance and destruction of kelp beds by sea urchins. Mar. Biol., 34: 137~142.
- Chang D. S., S. C. Chung and D. W. Lee, 1999. Recruitment characteristic and stock assessment of topshell, *Batillus cornutus* in Cheju island. Bull. Nat'l. Fish. Res. Dev. Inst. Korea, 57: 27~ 34 (in korean).
- Chung H. S., K. W. Cho, K. H. Chung, J. H. Kim, J. H. Shin, Y. W. Seo, J. S. Kang and I. K. Lee, 1998. Ecological characteristics of zone

- whitening in coastal on of Seogwipo area, Cheju island. *Algae*, 13 (3): 361~374 (in korean).
- Dayton P. K., 1971. Competition, disturbance, and community organization: The provision and subsequent utilization of space in a rocky intertidal community. *Ecol. Monogr.*, 41: 351~389.
- Dayton P. K., V. Currie, T. Gerrodette, B. D. Keller, R. Rosenthal and D. V. Tresca, 1985. Patch dynamics and stability of some California kelp communities. *Ecological Monographs*, 54 (3): 253~289.
- Duggins D. O., 1981. Sea urchins and kelp: The effects of short term changes in urchin diet. *Limnol. Oceanogr.*, 26: 391~394.
- Foster M. S., 1975. Algal succession in a *Macrocystis pyrifera* forest. *Mar. Biol.*, 32: 313~329.
- Frederick T. S. and A. N. Hilary, 1999. The effects of global climate change on seagrasses. *Aqua. Bot.*, 63: 169~196.
- Fuji A. and K. Kawamura, 1970. Studies on the biology of the sea urchin. VII. Bioeconomics of the population of *Storonylocentrotus intermedius* on a rocky shore of southern Hokkaido. *Bull. Jap. Soc. Fish.*, 36: 763~75 (in Japan).
- Hagen N. T., 1983. Destructive grazing of kelp beds by sea urchins in Vestfjorden. northern Norway. *Sarsia.*, 68: 177~190.
- Hagen N. T., 1995. Recurrent destructive grazing of successionaly immature kelp forests by green sea urchins in Vestfjorden, Northern Norway. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 123: 95~106.
- Houghton J. T., G. j. Jenkins and J. J. Ephraums, 1990. Intergovernmental panel on the climate change, the IPCC scientific assesment report

- prepared for IPCC by working group 1. University of Cambridge Press, Cambridge, pp. 364.
- James M., J. M. Watabe and C. Harrold, 1991. Destructive grazing by sea urchins *Strongylocentrotus* spp. in a central California kelp forest: potential roles of recruitment, depth, and predation. Mar. Ecol. Prog. Ser., 71: 125~141.
- Kang R. S., H. S. Park, K. S. Won, J. M. Kim and C. Levings, 2005. Competition as a determinant of the upper limit of subtidal kelp *Ecklonia stolonifera* Okamura in the southern coast of Korea. J. Exp. Mar. Biol. Ecol., 314: 41~52.
- Kong W. S., 1985. A Phytogeographical study on the distribution of bamboos in the Korean Peninsula. Korean J. Ecol., 8 (2): 89~98.
- Kim D. K., D. S. Ha, Y. J. Kang, J. T. Yoon and S. Rho, 2002. Change of distribution of inhabitation organism at whitening area in the coastal of Jeju island. Bull. Nar'I. Fish. Dev. Korea, 61: 12~21 (in Korean).
- Kim D. K. and D. S. Chang, 1992. A study on the artificial formation of seaweed beds on artificial reefs. Bull. Nat. Fish. Res. Dev., 46: 7~19 (in Korean).
- Kim H. G., 2002. Vegetational Characteristics of barren grounds on the eastern coast of Korea. APPF joint conference, pp. 34.
- Kim M. K., J. K. Shin and J. H. Cha, 2004. Variation of species composition of benthic algae and whitening in the coast of Dokdo island. Algae, 19 (1): 69~78 (in Korean).
- Kim Y, K., S. I, Chang and C. H. Chang, 1977. Fishing ground survey of

- the Wangdol reef, NFRDI technical report, 38: 50~51 (in Korean).
- Kitching J. A. and F. J. Ebling, 1961. The ecology of lough ine. XI. the control of algae by *Paracentrotus lividus* (Echinoidea). J. Anim. Ecol., 30: 373~383.
- Lang C. and K. H. Mann, 1976. Changes in sea urchin population after the distribution kelp beds. Mar. Biol., 36: 321~326.
- Lee J. B., J. H. Choa and H. B. Koh, 1999. Community structure and ecological characteristics of attached diatoms in the coastal waters of Cheju island, Korea. Algae, 4 (1): 55~66 (in korean).
- Lee K. W., C. H. Shon and S. C. Chung, 1998. Marine algal flora and grazing effect of sea urchins in the coastal waters of Cheju island. J. Aquaculture, 11 (3): 401~419 (in korean).
- Lowry L. F. and J. S. Pearce, 1973. Abalones and sea urchins in an area inhabited by sea otters. Mar. Biol., 23: 213~219.
- Maegawa M. and W. Kida, 1987. Studies on the production structure of *Ecklonia bicyclis* and *Ecklonia cava* communities. Jap. Phycol. 35: 34~40.
- Masahiro K., S. Tadashi and K. Yoshiyuki, 1981. Extensive deterioration of the *Ecklonia* kelp stands and death of the plants, and fluctuations in abundance of the abalone off Toji, southern izu peninsula. Bull. Shizuoka Pref. Fish. Exp. Stn., 15: 19~30.
- Miyuki M. and K. Washirou, 1989. Regeneration process of *Ecklonia* marine forest in the coastal area of Shima peninsula, central Japan. Jpn. J. Phycol., 37: 194~200.
- Miyuki M. and K. Washirou, 1991. Distriburion pattern of *Ecklonia cava*

- (Phaeophyta) marine forest in the coast of Shima peninsula, central Japan. *Jpn. J. Phycol.*, 39: 173~178.
- Nam K. W., Y. S. Kim, Y. H. Kim and C. H. Kim, 1996. Benthic marine algae in the east coast of Korea: flora, distribution and community structure. *J. Korean Fish. Soc.*, 29 (5): 727~743.
- Pearse J. S. and A. H. Hines, 1979. Expansion of a central California kelp forest following the mass mortality of sea urchin. *Mar. Biol.*, 72: 243~247.
- Schroeter S. C., J. D. Dixon, T. A. Ebert and J. V. Rankin, 1996. Effects of kelp forests *Macrocystis pyrifera* on the larval distribution and settlement of red purple sea urchins *Strongylocentrotus franciscanus* and *S. purpuratus*. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 133: 125~135.
- Serisawa Y., Z. Imoto, T. Ishikawa and M. Ohno, 2004. Decline of the *Ecklonia cava* population associated with increased seawater temperature in Tosa Bay, southern Japan. *Fish. sci.*, 70: 189~191.
- Tenger M. J. and P. K. Dayton, 1987. El Nino effects on southern California kelp forest communities. *Advances Ecol. Res.*, 17, 243~279.
- Tegner M., P. K. Dayton and K. Riser, 1997. Large-scale, low-frequency oceanographic effects on kelp forest succession; a tale of two cohort. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 146: 117~134.
- Teresa A. and M. Simone, 2002. Effects of sea urchin grazing on seagrass (*Thalassodendron cillatum*) beds of a Kenyan lagoon. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 226: 255~263.

- Terawaki T, 1993. An illustrated atlas on the History of algae, 2: 128~129.
- Vadas R. L., S. Johnson, T. A. Norton, 1992. Recruitment and mortality of early post-settlement stages of benthic algae. Br. Phycol. J., 27: 331~351.
- Watanabe J. M, C. Horrord, 1991. Destructive grazing by sea urchin *Strongylocentrotus* spp. in a central California kelp; potential on recruitment, depth, and predation Mar. Ecol. Prog. Ser., 71: 12~ 14.
- Wharton W. G. and K. H. Mann, 1981. Relationship between destructive grazing by the sea urchin, *Strongylocentrotus droebachiensis*, and the abundance of American lobster, *Homarus americanus*, on the Atlantic coast of Nova Scotia. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 48: 1339~1349.
- Wootton J. T., 2002. Mechanisms of successional dynamics: Consumers and the rise and fall of species dominance. Ecol. Res., 17: 249~260.
- Yoshiyuki N., 1994. Global warming and oceans (The role of carbon cycling). University of Tokyo Press through Japan UNI agency, 12~16.
- 遠藤吉三郎, 1903. 海藻磯焼け調査報告. 水産調査報告, 12: 1~47.
- 平田徹, 坂本和弘, 多田論, 横横康繼, 1990. 接着剤を用いたアラメ・カメ個體の人工基盤移植. 日本藻類學會誌 38: 61~67
- 藤田大介, 1995. 磯焼け地帯に生育する無節サンゴモ. 月刊海洋, 27: 60~65.
- 川崎保夫, 1988. 藻場造成の現状と課題. 水産の研究 (アマモ場), 7 (6): 44~48.
- 菊地省吾, 浮永久, 秋山和未, 鬼頭鈞, 1975. アワビ餌料藻類の造林技術開発. 浅海域における増養殖漁場の開発に関する総合研究. 東北水研 研究資料集, 10~31.
- 桑原久實, 綿貫啓, 青田徹, 藤田大介, 横山純, 2005. 焼け實態把握アソケート結果

- と磯焼け対策に用いられる要素技術の分析. 日本水産工學會春季シンポジウム資料, 3~6.
- 正置富太郎, 秋岡英承, 1980. 北海島における磯焼けの現状について. 北海道栽培漁業振興公社育てる漁業振興會, pp. 19.
- 中久喜昭, 官崎一誠, 田原恒男, 城泰彦, 小島博, 松岡正義, 1974. 磯焼け地の藻場造成試験. 徳島水試事業報告書, 138~145.
- 日本水産廳, 1981. 海中構造物周邊の水産生物の資源生態に関する事業研究報告書 (海藻關係). 78pp.
- 岡村金太郎, 1915. 青森懸下北郡磯焼け調査, 青森懸内務部調査報告書, 1~11.
- 大野正夫, 笠原均, 井本善次, 1983. 土佐灣産カジメの生理生態學的研究 (II), 成體からの移植實驗. 高知大海洋生物研究報告, 5: 65~75.
- 大野正夫, 1988. 藻場造成の現状と課題 (コンブ場). 水産の研究, 7 (5): 44~49.
- 大野正夫, 1989. 藻場造成の現状と課題 (ガラモ場と淺海域の牧場化). 水産の研究. 8 (1): 44~48.
- 田村正, 1951. 磯焼け対策の重要性. 北水試月報 8: 28~36.
- 谷口和也, 1996. 海中林造成の基礎と實踐. 藻類 44: 103~108.
- 谷口和也, 1998. 磯焼けを海中林へ. 岩礁生態係の世界, pp. 163.
- 綿貫啓, 山本水一, 新井章吾, 1987. ツルアラメ幼體の入植に及ぼす基質表面形状と影響. 水産増殖 35 (2): 69~75.
- 柳瀬良介, 1981. 磯焼けの要因および回復しない要因, 海中構造物の水産生物の資源生態に関する事業研究報告書, 水産廳, 9~39.
- 吉川浩二, 1985. ホンダワラから藻場造成に関する研究 (I), ヤシマタモク親藻移植による藻場造成. 南西海區水産研究所研究報告, 18: 15~21.
- 吉川浩二, 月館潤一, 1987. マリンランチ計劃. 有用海藻グループ 報告書, 1~21.
- 강래선, 2005. 전남 다도해형 바다목장화 개발연구 용역보고서 (해중림 조성기

- 술), 369~403.
- 강제원, 1968. 한국동식물도감. 제8권 식물편 (해조류), 147-148
- 강제원, 고남표, 1977, 해조양식, 267~272.
- 김남길, 1999. 갯녹음에 관하여. 한국양식, 11 (1): 43~55.
- 김영대, 2005. 동해안 해조장 조성연구. 생태계 복원을 위한 바다 숲 조성 심포지엄 자료, 105~132.
- 김형근, 손철현, 강래선, 손용수, 2002. 갯녹음 (백화) 현상의 원인규명과 대책. 갯녹음 대책 연구용역보고서, pp. 263.
- 손용수, 2001. 동해안 생산력 향상을 위한 해조장 조성 워크숍 자료, 1~9.
- 손철현, 이인규, 강제원, 1982. 남해도 돌산도의 해조 II. 조하대 해조군락의 구조. 한국수산학회지, 16 (4): 379~388.
- 손철현, 이인규, 강제원, 1986. 한국남해안 동부해역 해조군집 구조 및 변동의 정량적 분석 1. 연화도. 한국수산학회지, 19: 265~273.
- 제주수산연구소, 1992. 제주도 갯녹음 실태조사 보고서, 1~13.
- 해양수산부, 1998. 해양환경공동정시협방법. pp. 317.
- 해양수산부, 2002. 갯녹음 (백화) 현상의 원인규명과 대책. 41p.

감사의 글

이 논문이 완성되기까지 정성어린 지도를 아끼지 않으신 노 섬 지도교수님께 깊은 감사를 드립니다. 아울러 미흡한 이 논문에 세심한 관심을 가지시고 논문의 체계를 바로잡아 주신 김형근 교수님, 최광식 교수님, 윤장택 박사님께도 감사를 드립니다. 이 논문을 작성함에 있어 논문을 체계화 할 수 있도록 휴일도 잇은 채 도움을 주신 강래선 박사님 정말 무슨 말로 고마움을 표현해야 할지 너무 감사합니다. 바쁘신 가운데도 기꺼이 자료해석에 도움을 주신 황선도 박사님, 이상용 박사님 그 고마움을 가슴 깊이 간직 하겠습니다. 자료정리와 분석을 도와준 남해수산연구소 오태건, 추은경, 문경훈, 김병섭, 최임호, 유수현, 조세영, 김명화 씨 정말 고맙습니다. 그러나 무엇보다 이 논문이 자료 취득과정에서 수 많은 날들을 수중에서 오직 할 수 있다는 의지 하나만으로 몇 번인가도 모를 만큼 위험한 고비를 맞으면서도 시료채집과 조사에 함께 참여해 주신 하동수 박사님, 강홍수 님 수중에서 해매이던 그 시절 정말 잊지 않고 영원히 간직할 겁니다. 바쁜 업무 중에도 논문을 완성할 수 있도록 배려해준 백철인 소장님을 비롯한 양원석 팀장님 고맙습니다. 논문을 작성하면서 정신이 없을 때 서로 자기 업무라 생각하고 내 일을 기꺼이 처리해 주었던 서성호 박사, 그리고 동료직원들에게도 감사의 마음을 전합니다. 또한 마음속으로 항상 애정 어린 격려를 해주셨던 이필용 본부장님, 김진영 본부장님 무언의 격려가 있었기에 하루라도 일찍 논문을 시작할 수 있었습니다. 정말 고맙습니다. 오늘도 병석에 누워계신 어머님을 돌보느라 힘에 부친 삶을 살아가는 여동생과 조카 상길씨, 상환이 그리고 동생 식구들, 한별이, 하놀이, 매제, 누님들, 매형, 정말 식구들이 도움이 없었다면 이 논문을 완성할 수 없었을 겁니다. 이 외에도 주위에서 많은 용기와 격려를 주셨던 모든 분들께 감사드립니다. 어려운 가정환경에서도 훌륭하게 자라준 내 아들 우일씨와 준용씨가 있었기에 오늘 이 논문을 완성할 수 있었고, 혼미해져가는 정신에서도 자신을 희생하며, 아직도 병석에 누워 아들의 건강만을 걱정하고 계시는 어머님께 이 논문을 바칩니다.

Appendix 1. Seasonal changes in biomass (g-wet wt/m²) of seaweed species settled on shellfish-type reefs deployed at the Beophwan (barren area) in Jeju island

Species	1999				2000				2001				2002					
	Dec.	Feb.	Apr.	Jun.	Aug.	Oct.	Jan.	Feb.	Apr.	Jun.	Aug.	Oct.	Dec.	Feb.	May	Jun.	Aug.	Oct.
<i>Ecklonia cava</i>			770.0	1780.9	2774.6	1138.6	3147.8	1884.8	3886.3	9590.0	3502.8	3659.2	3816.2	3307.4	3832.5	3863.5	3233.3	525.1
<i>Amphiroa ephedraea</i>						43	11.9	560.4					511.3	283.3	418.7		457.3	
<i>Undaria pinnatifida</i>																1119.6		
<i>Amphiroa dilatata</i>								131.6		499.1							1.6	
<i>Sargassum horneri</i>											125.0							
<i>Dictyopteris divaricata</i>						97.2												
<i>Colpomenia sinuosa</i>			43.3															
<i>Ulva conglobata</i>										13.1								
<i>Padina crassa</i>			5.0															
<i>Dictyota maxima</i>										2.0								
<i>Dictyopteris prolifera</i>										0.5								
<i>Cladophora wrightiana</i>																	0.4	
<i>Jania unguolata</i>						0.4												

Appendix 2. Seasonal changes in biomass (g-wet wt/m²) of seaweed species settled on bungalow-type reefs deployed at the Beophwan (barren area) in Jeju island

Species	1999		2000					2001					2002						
	Dec.	Feb.	Apr.	Jun.	Sep.	Oct.	Dec.	Feb.	Apr.	Jun.	Aug.	Oct.	Dec.	Feb.	May	Jun.	Aug.	Oct.	
<i>Ecklonia cava</i>			386.7	2225.4	2604.1	2278.6	4303.8	2586.7	2960.3	8345.0	2368.3	1298.6	4427.4	2322.6	2498.5		1384.6		
<i>Amphiroa ephedraea</i>					0.3		222.8							181.9	769.4		8.7		
<i>Amphiroa dilatata</i>							65.7											538.4	
<i>Colpomenia sinuosa</i>			449.2																
<i>Undaria pinnatifida</i>															260.9				
<i>Codium fragile</i>																	47.3		
<i>Cladophora rightiana</i>																	3.6		
<i>Dicyopteris divaricata</i>				1.5															
<i>Dictyota maxima</i>				0.5															

Appendix 3. Seasonal changes in biomass (g-wet wt/m²) of seaweed species settled on hemisphere-type reefs deployed at the Beophwan (barren area) in Jeju island

Species	1999		2000				2001				2002							
	Dec.	Feb.	Apr.	Jun.	Sep.	Oct.	Dec.	Feb.	Apr.	Jun.	Aug.	Oct.	Dec.	Feb.	May	Jun.	Aug.	Oct.
<i>Ecklonia cava</i>			728.3	1894.6	3012.3	2834.7	3193.4	3980.2	3016.9	5511.1	3568.1	3681.4	1350.0	2813.3	1665.6	2895.8	925.4	977.8
<i>Amphiroa ephedraea</i>					1.2		1.2	394.9					439.7	808.9	1007.0		399.9	
<i>Amphiroa dilatata</i>								53.1		777.4							134.9	571.2
<i>Colpomenia sinuosa</i>			280.0															
<i>Cladophora wrightiana</i>																		98.5
<i>Dictyopteris divaricata</i>				1.5		70.8												
<i>Dictyopteris prolifera</i>				3.9	24.8													
<i>Undaria pinnatifida</i>															23.4			
<i>Ulva conglobata</i>			12.5	8.5														
<i>Padina crassa</i>			4.2															
<i>Dictyopteris undulata</i>					2.3													
<i>Dictyota maxima</i>				0.9														

Appendix 4. Seasonal changes in biomass (g-wet wt/m²) of seaweed species settled on shellfish-type reefs deployed at the Biyangdo (undisturbed) in Jeju island

Species	Season																	
	1999			2000			2001			2002								
	Dec.	Feb.	Apr.	Jun.	Sep.	Oct.	Dec.	Feb.	Apr.	Jun.	Aug.	Oct.	Dec.	Feb.	May.	Jun.	Aug.	Oct.
<i>Ecklonia cava</i>		1408	2633	4791.9	2316.7	1237.4	504.8	2045.6	267.7	3451.5	2510.4	1283.8	288.0	200.5		603.3	1066.5	240.7
<i>Sargassum barneri</i>							31.3	3049.1	1.0	4.8	246.5			192.0	4986.1			
<i>Codium fragile</i>		197.5	7658	408			574.4	1235.2	202.8	2.4	375.2	988.9	638.0	813.5	930.7	638.9	1748	272.4
<i>Sargassum serratifolium</i>									134.3			120.5	1023.2			206.4		
<i>Dictyopteris divaricata</i>		17.5	58		99.5	1174.1												
<i>Padina crassa</i>							16.9	3.1	0.3				2.7	403.3	211.7	645.7		
<i>Codium ditacticum</i>				3.6	935.2	273.1												
<i>Undaria pinnatifida</i>								274.3						15.6	39.5	468.3		
<i>Amphiroa dilatata</i>								127.6	14.3					471.7				
<i>Colpomenia sinuosa</i>		285.0	0.8							44.4								
<i>Sargassum confusum</i>							15.3			12.4					248.9			
<i>Codium adhaerens</i>			12.5	432	36.0	48.1	62.1			21.9			148.4					
<i>Sargassum fulvellum</i>										66.6						37.1	20.4	19.7
<i>Codium coactum</i>																		
<i>Codium tenue</i>						104.3												
<i>Cutleria cylindrica</i>		55.8	8.3	22.3														
<i>Amphiroa beausoisi</i>							76.5											
<i>Sargassum ringgoldianum</i>					4.9				18.3					10.8				
<i>Cladophora wrightiana</i>			2.5				0.1							3.7				
<i>Amphiroa ephedraea</i>							3.3			37.4							35.6	5.5
<i>Sargassum patens</i>									21.5									
<i>Ulva conglobata</i>		4.2	15.8	1.3														
<i>Sargassum hemiphyllum</i>															9.6			
<i>Dictyopteris prolifera</i>							1.2											
<i>Acrosorium polyneaurum</i>							0.7											
<i>Plocamium telfairiae</i>							0.4											
<i>Ulva pertusa</i>							0.3											
<i>Callithamnion calliphylloides</i>							0.1											

Appendix 5. Seasonal changes in biomass (g-wet wt/m²) of seaweed species settled on bungalow-type reefs deployed at the Biyangdo (undisturbed) in Jeju island

Species	1999		2000						2001						2002			
	Dec.	Feb.	Apr.	Jun.	Sep.	Oct.	Dec.	Feb.	Apr.	Jun.	Aug.	Oct.	Dec.	Feb.	May	Jun.	Aug.	Oct.
<i>Ecklonia cava</i>		137.5	3597.5	2314.2	1216.1	2053.2	1336.1	3262.6	3258.7	4993.5	942.9	1008.0	275.6	1371.4		987.3	1384.6	307.7
<i>Codium fragile</i>		45.0	526.7	106.4	112.4		50.3	831.9		95.8	418.8	242.7		434.0	101.7		47.3	
<i>Sargassum horneri</i>							4.9		77.0		688.2			843.1	331.2		717.7	
<i>Undaria pinnatifida</i>								194.0		21.9				3.2	777.5	1409.8		
<i>Pachina crassa</i>						26.7	70.3			45.1			10.0	22.4	462.0	1344.2		
<i>Codium adhaerens</i>			31.7	237.9	508.8	13.2	13.3	29.3										
<i>Dictyopteris divaricata</i>			2.5			659.9												
<i>Codium divaricatum</i>					136.9	502.3												
<i>Amphiroa dilatata</i>								23.6						80.5	378.2			51.7
<i>Sargassum patens</i>								6.3							316.7			
<i>Amphiroa ephedraea</i>							2.3			309.6							8.7	
<i>Sargassum confusum</i>							14.3			19.0					280.5			
<i>Sargassum serratifolium</i>												1.5	206.1			36.4		
<i>Colpomenia sinuosa</i>		153.3																

Appendix 5. Continued

Species	1999		2000						2001						2002					
	Dec.	Feb.	Apr.	Jun.	Sep.	Oct.	Dec.	Feb.	Apr.	Jun.	Aug.	Oct.	Dec.	Feb.	May	Jun.	Aug.	Oct.		
<i>Codium tenue</i>						113.7		4.0												
<i>Cutleria cylindrica</i>		92.5	142																	
<i>Cladophora wrightiana</i>											2.7	12.3				85.5	3.6			
<i>Sargassum fulvellum</i>								64.5		19.3		17.6								
<i>Ulva conglobata</i>		15.0	142																	
<i>Codium coactum</i>							0.4							7.6			16.1			
<i>Corallina ptiliifera</i>							1.1										19.2			
<i>Sargassum hemiphyllum</i>															14.8					
<i>Amphiroa beauvoisii</i>							7.9													
<i>Sargassum ringgoldianum</i>														4.1						
<i>Gelidium amansii</i>							0.7			2.9										
<i>Dictyota maxima</i>															1.2					
<i>Dictyopteris prolifera</i>							0.7													
<i>Jania adhaerens</i>							0.3													
<i>Ulva pertusa</i>							0.1													
<i>Antithamnion nipponicum</i>							0.1													
<i>Acrosorium polyneurum</i>							0.1													

Appendix 6. Seasonal changes in biomass (g-wet wt/m²) of seaweed species settled on hemisphere-type reefs deployed at the Biyangdo (undisturbed) in Jeju island

Species	1999		2000					2001					2002					
	Dec.	Feb.	Apr.	Jun.	Sep.	Oct.	Dec.	Feb.	Apr.	Jun.	Aug.	Oct.	Dec.	Feb.	May	Jun.	Aug.	Oct.
<i>Ecklonia cava</i>		875	1389.2	1907.7	1274.4	1827.6	2772	2243.1	4821.4	4244.4	1375.2	979.2	1467	2148	793.1		427.3	662.2
<i>Sargassum horneri</i>		2.5	1688.3	166.0	41.5		700.7	1631.3	4409	50.9	182.3	1055.8	52	267.7	300.3	1492.6	482.3	
<i>Codium ditartaricum</i>				2588.9	261.6	127.1												
<i>Undaria pinnatifida</i>				4131				888		196				16.4	817.2	329.2		
<i>Codium adhaerens</i>			79.2	117.6	89.3	484.0	135	308.4										
<i>Colpomenia sinuosa</i>		850.8	52.5	20.3														
<i>Padina crassa</i>			10.8	22.9			1.9	3.3	34.7			35.1	280.1	158.1	3200			
<i>Amphiroa dilatata</i>								244.7						321.3	208.8		20.5	160
<i>Sargassum confusum</i>							1460			1.6				5.3	371.6	192.0		
<i>Sargassum patens</i>																5689		
<i>Dicypoteris divaricata</i>			43.3	81.2	371.6													
<i>Sargassum serratifolium</i>		142		61	1.2						58.3	257.1						
<i>Gulteria cylindrica</i>		1642		07														
<i>Codium tenue</i>						108.4												
<i>Sargassum ringoldianum</i>					11.5					10.0						43.3	10.8	
<i>Amphiroa beausoisi</i>							644											
<i>Ulva conglobata</i>		12.5	41.7	21														
<i>Sargassum subvillum</i>																		
<i>Codium contractum</i>				23.3									37.3	15.3				
<i>Dicypoteris undulata</i>																183		
<i>Dicypoteris latiuscula</i>							73											
<i>Codium coactum</i>																		7.2
<i>Cladophora wrighiana</i>																		0.8
<i>Plocaminum telairiae</i>								0.7										5.1
<i>Jania adhaerens</i>							0.1											
<i>Champia parvula</i>							0.1											

Appendix 7. Seasonal changes in biomass (g-wet wt/m²) of seaweed species settled at natural rocky beds of Biyango (undisturbed area) in Jeju island

Species	Season																	
	1999			2000			2001			2002								
	Dec.	Feb.	Apr.	Jun.	Sep.	Oct.	Dec.	Feb.	Apr.	Jun.	Aug.	Oct.	Dec.	Feb.	May	Jun.	Aug.	Oct.
<i>Ecklonia cava</i>	27346	529	4769	1526.4	1285	1477.6	56	943.15	1547.3	1390.5	1147.2	753.37		339.6		1585.2	1468.3	467.6
<i>Ulvaria pinnatifida</i>			2459.4	2665.3				255	1534.2	729.7				9.8				
<i>Sargassum serratifolium</i>				26	7.95	1825.8	1489.7		676.97	46		173.71				919.6		
<i>Sargassum ringgoldianum</i>					1119.6				101.1									
<i>Sargassum patens</i>										827.1		5.3						
<i>Sargassum confusum</i>				12.53		2.77				2				227.3				518.1
<i>Sargassum horneri</i>					0.35		5.4	302.15				7.1		217.7				
<i>Sargassum piluliferum</i>																766.1		
<i>Cladophora wrightiana</i>					4.85	5.1	1.95				246	11.07		57.6			16.4	6.7
<i>Grateloupia sparsa</i>			585															
<i>Pterocladia capillacea</i>			449											85				
<i>Plocaminum telfairiae</i>		25.9					11.85											
<i>Plocaminum telfairiae</i>							0.25											
<i>Codium fragile</i>										3.9	302							
<i>Carpopeltis angusta</i>					11.75	17.93	0.7		0.80									
<i>Colpomenia sinuosa</i>			19.3	5.7										3.2				
<i>Plocaminum leptophyllum</i>	108						0.05											
<i>Pachymeniopsis elliptica</i>				9.17														
<i>Gelidium amansii</i>										5.1								
<i>Dicyopteris divaricata</i>				4.87														
<i>Padina crassa</i>												1.37		2				
<i>Polysiphonia morrowii</i>		1.7																
<i>Pachydietyon coriaceum</i>									1.60									
<i>Galaxaura</i> sp.																	5.4	
<i>Schizymenia dubyi</i>				1.27														
<i>Meristotheca papulosa</i>																		17

Appendix 8. Seasonal changes in biomass (g-wet wt/m²) of grazers settled on shellfish-type reefs deployed at the Beophwan (barren area) in Jeju island

Species	1999				2000				2001				2002					
	Dec.	Feb.	Apr.	Jun.	Aug.	Oct.	Jan.	Feb.	Apr.	Jun.	Aug.	Oct.	Dec.	Feb.	May	Jun.	Aug.	Oct.
<i>Battillus cornutus</i>				11.64	17.67	18.3	30.06	8.76	14.49	16.79	53.1	69.14	46.65	41.01	30.81	48.7	89.1	35.1
<i>Astrarium haematragum</i>						0.79	2.96	0.61	0.07	0.9	0.21		0.14	0.31	0.22	0.4		0.5
<i>Trochus sacellus rota</i>								0.12	1.07	0.03			0.56	1.02	0.68	0.6	1.3	1
<i>Anthocidaris crassisipina</i>																		0.9
<i>Tharis bronni</i>				0.18	0.1	0.53	0.25	0.44	1.96	0.39	0.34	1.79	0.16	0.21	0.72	1.1	0.5	2.4
<i>Monoplex australasiae</i>										1.52								
<i>Cantharus ceciliei</i>						0.07												4.7
<i>Pyrene testudinaria</i>						0.01	0.01							0.01	0.02			
<i>Tristichotrochus unicus</i>						0.48	0.1	0.02	0.04		0.04	0.17	0.03	0.04	0.05	0.1		
<i>Ochetodax kochi</i>						0.02												
<i>Kelleia lischkei</i>															0.64			
<i>Barbatia virescens obtusoides</i>															0.03			
<i>Ergalatax contractus</i>													0.01		0.04			
<i>Cantharidus callichroa</i>																		
<i>Cypraea vitellus</i>									0.01			0.04						
<i>Clanculus ater</i>																		
<i>Clanculus margaritarius</i>															0.01			
<i>Chlamys irregularis</i>						0.02									0.07			
<i>Umbonium costatum</i> sp.															0.01			
<i>Pseudocentrotus depressus</i>							0.16	0.37										

Appendix 9. Seasonal changes in biomass (g-wet wt/m²) of grazers settled on bungalow-type reefs deployed at the Beophwan (barren area) in Jeju island

Species	1999				2000				2001				2002					
	Dec.	Feb.	Apr.	Jun.	Aug.	Oct.	Jan.	Feb.	Apr.	Jun.	Aug.	Oct.	Dec.	Feb.	May	Jun.	Aug.	Oct.
<i>Batillus cornutus</i>				36.99	33.41	25.97	17.68	4.51	17.99	73.65	83.56	139.09	98.87	103.59	58.91	40.1		50.9
<i>Astridium haematragum</i>				0.33		0.66	0.29	1.43	3.5		1.43	0.13			0.81	0.2		0.3
<i>Trochus sacellus rota</i>									0.13		0.34	0.2	0.74	0.27	0.45	0.2		0.8
<i>Tharis bronni</i>					3.12	0.05	0.36	0.24	0.45	0.58	0.61		0.1	0.87	0.91			
<i>Monoplex australasiae</i> sp.															1.4			
<i>Certonardoa semiregularis</i>												0.89						

Appendix 10. Seasonal changes in biomass (g-wet wt/m²) of grazers settled on hemisphere-type reefs deployed at the Beophwan (barren area) in Jeju island

Species	1999				2000				2001				2002					
	Dec.	Feb.	Apr.	Jun.	Aug.	Oct.	Jan.	Feb.	Apr.	Jun.	Aug.	Oct.	Dec.	Feb.	May	Jun.	Aug.	Oct.
<i>Batillus cornutus</i>				25.16	8.04	18.17	23.2	4.66	26.42	44.05	42.55	89.62	53.19	113.74	80.64	28.8	116	8.4
<i>Astraliium haematragum</i>						0.74					0.5				0.35	0.3	0.3	0.3
<i>Trochus sacellus rota</i>														0.13		0.4	0.6	0.6
<i>Tharis bronni</i>					0.12	0.24	0.5		0.23		0.24			0.31		1.5	0.9	
<i>Cantharus cecillei</i>														0.02				
<i>Kelletia lischkei</i>															0.97			
<i>Monoplex australasiae</i> sp.																	1.8	

Appendix 11. Seasonal changes in biomass (g-wet wt/m²) of grazers species settled on shellfish-type reefs deployed at the Biyangdo (undisturbed) in Jeju island

Species	Season																	
	1999			2000			2001			2002								
	Dec.	Feb.	Apr.	Jun.	Aug.	Oct.	Jan.	Feb.	Apr.	Jun.	Aug.	Oct.	Dec.	Feb.	Apr.	Jun.	Aug.	Oct.
<i>Astraitum haematragum</i>	2.53	5.96	4.47	5.21	7.07	10.57	9.78	3.66	12.45	6.24	17.09	15.82	5.99	6.93	3.76	5.12	14.3	2.9
<i>Battillus cornutus</i>	1.34	4.29	0.17	3.22	18.06	11.26	14.3	6.67	4.45	6.59	5.27	2.95	5.93	6.2	4.54	4.06	7.1	5.3
<i>Tharis bromii</i>		0.18		0.1	0.24		0.4		0.93	0.98	1.4	2.11	3.57	5.33	0.68		3.5	3.4
<i>Ceratostoma fourmieri</i>		3.78	1.25	0.47		0.02	0.98	1.06	2.75	0.49	0.26	3.78	1.67	1.23		1.81	0.4	
<i>Omphalius pfeifferi</i>		3.04	0.84	0.15	0.23	0.94		0.2	3.96	0.52	0.17	2.62	0.32	2.19			0.6	
<i>Aplysia kurodai</i>				3.92														
<i>Trochus sacellus rota</i>		0.23					0.06				0.12	0.08	0.3	1.12			0.6	
<i>Reishia luteostoma</i>														0.11	2.26			
<i>Tristichorochus unicus</i>		0.11			0.56	0.12	0.11		0.16	0.03		0.4	0.02			0.04	0.1	0.1
<i>Pyrene testudinaria</i>	0.06		0.1	0.08	0.16	0.54	0.01	0.03			0.15	0.1		0.11			0.1	
<i>Monoplex australasiae</i>												1.31						
<i>Anthocidaris crassispina</i>							0.93						0.23					
<i>Kelletia ischkei</i>									0.97									
<i>Sulculus diversicolor aquatilis</i>				0.11											0.46			
<i>Omphalius pfeifferi carpenteri</i>						0.02	0.41											
<i>Cantharus cecillei</i>							0.02					0.06		0.03				0.3
<i>Notoliotis discus</i>										0.28								
<i>Reishia clavigera</i>												0.14	0.06					
<i>Searlesia fuscobaiata</i>												0.15						
<i>Ergalatax contractus</i>					0.03		0.1											
<i>Clanculus ater</i>					0.01	0.03					0.04	0.03						
<i>Umbonium costatum</i>			0.06															
<i>Stomatolima rubra</i>				0.02	0.01													
<i>Cypraea vitellus</i>																		
<i>Clanculus margaritarius</i>						0.01						0.01						
<i>Chilarnys irregularis</i>					0.01													
<i>Enzinopsis</i> sp.																		0.01
<i>Cantharidus japonicus japonicus</i>																		

Appendix 12. Seasonal changes in biomass (g-wet wt/m²) of grazers species settled on bungalow-type reefs deployed at the Biyangdo (undisturbed) in Jeju island

Species	1999				2000								2001								2002			
	Dec.	Feb.	Apr.	Jun.	Aug.	Oct.	Jan.	Feb.	Apr.	Jun.	Aug.	Oct.	Dec.	Feb.	Apr.	Jun.	Aug.	Oct.	Dec.	Feb.	Apr.	Jun.	Aug.	Oct.
<i>Astrarium haematragum</i>	1.93	8.53	2.07	7.19	7.03	12.04	21.05	5.36	14.97	8.41	10.97	20.47	8	7.26	7.82	7.9	13.8	1.7						
<i>Battillus comutus</i>	7.76	3.04	0.9		4.76	3.16	4.83	12.84	13.26	5.76	6.83	9.61	3.81	7.42	3.28	9.8	3.8	15.2						
<i>Tharis bronni</i>		0.03		0.09	0.09	1.03	1.1	1.01	1.95	3.65	2.36	2.02	3.57	7.02	0.77		2.4	27						
<i>Ceratostoma journeri</i>			0.98	0.96	0.41		2.2	1.36	8.45	1.13	1.19	2.15	1.09	1.06		1.2		1.3						
<i>Omphalius pfeifferi</i>	0.14	1.51	0.3	1.08	0.38	0.32	3.32	1.05	3.51	0.89	0.21	0.55	0.59	0.29		2.8	0.6	0.7						
<i>Reishia Clavigera</i>														0.19	2.18									
<i>Kelleria lischkei</i>													0.55			1.8								
<i>Pyrene testudinaria</i>				0.08			0.03	0.01	0.03		1.84	0.11					0.1							
<i>Tristichotrochus unicus</i>					0.03	0.2	0.19		0.13	0.02	0.14	0.11				0.2	0.1	0.3						
<i>Trochus sacellus rota</i>				0.07		0.06			0.1					0.07	0.58		0.2	0.1						
<i>Cantharus cecillei</i>											0.08	0.05					0.1	0.1						
<i>Cantharidus callichroa</i>			0.01													0.15								
<i>Enzinopsis</i> sp.												0.06												
<i>Cantharidus japonicus japonicus</i>					0							0.05												
<i>Omphalius pfeifferi carpenteri</i>					0.03																			
<i>Cypraea vitellus</i>													0.02											
<i>Stomatolima rubra</i>				0.01																				
<i>Ergalatax contractus</i>												0.01												

Appendix 13. Seasonal changes in biomass (g-wet wt/m²) of grazers species settled on hemisphere-type reefs deployed at the Biyangdo (undisturbed) in Jeju island

Species	Season	2000						2001						2002					
		Dec.	Feb.	Apr.	Jun.	Aug.	Oct.	Jan.	Feb.	Apr.	Jun.	Aug.	Oct.	Dec.	Feb.	May.	Jun.	Aug.	Oct.
<i>Astraliium haematragum</i>		1.28	3.44	3.38	2.85	5.81	22.14	10.95	4.3	9.09	8.65	10.55	6.94	4.17	3.58	3.38	4.3	9.3	2.4
<i>Batillus cornutus</i>			0.25	4.7		2.82	1.25	1.03	0.28	9.31	3.24	8.19	6.93	0.26	0.75	6.16	5.4	1	9.7
<i>Omphalius pfeifferi</i>			1.04	4.39	1.18	1.46	1.54	2.54	0.97	4.51	0.53		4.23	1.6	3.6		1	0.2	1.4
<i>Tharis bronni</i>			0.07		0.45		0.46	0.22	0.21	2.14	0.59	1.18	2.37	1.5	1.32	3.43	2.8	0.3	1.3
<i>Ceratostoma fournieri</i>			0.42	0.34	0.19	0.43		1.24	0.26	3.18	0.18	0.26	2.29	0.28	0.54		0.4		2.6
<i>Trochus sacellus rota</i>					0.11			0.38					0.09						0.2
<i>Pyrene testudinaria</i>					0.03	0.03	0.26	0.06		0.11	0.05		0.2						
<i>Omphalius pfeifferi carpenteri</i>						0.42	0.23												
<i>Notohaliotis discus</i>				0.62															
<i>Trisichotrochus unicus</i>							0.08	0.04			0.11		0.09						0.2
<i>Reishia luteostoma</i>																0.48			
<i>Cantharus cecillei</i>																			0.4