

남해 특별관리해역 생태계 건강지수 개발

Development of Marine Ecosystem Health Index (MEHI) in the special management areas of the South Sea

(2단계 3차년도)



2016. 3

제 출 문

한국해양과학기술원장 귀하

본 보고서를 “남해특별관리해역 생태계 건강지수 개발” 사업의 보고서로 제출합니다.

2016년 3월 31일

연구책임자 : 백승호, 김영옥

연구원 : 김동선 김정현 김태훈 김혜리
나공태 서진영 손문호 송영경
심원준 안준건 양범식 오정희
윤동영 이민지 이승용 임운혁
장 미 장운애 정미희 정진현
정혜령 조소설 최유정 최정민
최진우 최현우 하성용 한기명
홍상희 홍석찬 황정희

목 차

요 약 문	XXV
제1장 과제 개요	3
제1절 연구개발의 필요성	3
제2절 연구개발 목표 및 내용	5
제2장 국외 연구 현황	11
제3장 연구추진 체계	21
제1절 추진 전략	21
제2절 추진 방법	22
제4장 연구개발 내용 및 결과	27
제1절 수질	27
제2절 부유생물	79
제3절 퇴적물	105
제4절 저서생물	267
제5절 MEHI 종합지수 및 정보시스템 개발	307
제6절 해양생태계 건강성 통합평가	339
제5장 연구개발 결과 활용계획	343
참고문헌	347
부 록	357

CONTENTS

SUMMARY	xxxiii
Chapter 1. Outline of the study	3
Section 1. Necessity of the study	3
Section 2. Objectives and contents of the study	6
Chapter 2. States of technical trends and outlook	11
Chapter 3. Driving system of the study	21
Section 1. Driving strategy	21
Section 2. Driving approach	22
Chapter 4. Results of the study	27
Section 1. Water quality	27
Section 2. Plankton	79
Section 3. Sediment	105
Section 4. Benthos	267
Section 5. GIS mapping and statistical approaches	307
Section 6. Marine Ecosystem Health Assessment Integration	339
Chapter 5. Application plans of the study results	343
Reference	347
Appendix	357

Table List

Table 2-1-1. BMP의 효과를 검증하기 위해 모니터링 디자인.	17
Table 4-1-1. Five classification criteria for dissolved inorganic nitrogen, dissolved inorganic phosphorus, chlorophyll-a, and dissolved oxygen.	31
Table 4-1-2. Five classification criteria for water quality index.	32
Table 4-2-1. Scoring criteria for plankton organism index (total phytoplankton, HABs, HB and <i>E.coli</i>) based on data of 1st survey period (2010 - 2012 in Jinhae and Gwangyang Bay) and 2nd survey period (2013 - 2015 in Ulsan and Busan coastal area).	83
Table 4-3-1. Sampling locations and information of surface sediment in Busan coastal area.	110
Table 4-3-2. Sampling locations and information of surface sediment in Ulsan Bay.	111
Table 4-3-3. Sampling locations and information of surface sediment in Jinhae Bay.	112
Table 4-3-4. Sampling locations and information of surface sediment in Ulsan creek.	114
Table 4-3-5. Surrogate internal standards for the analysis of PAHs.	116
Table 4-3-6. Analytical conditions of gas chromatograph and detector for PAHs.	117
Table 4-3-7. List of quantification and confirmation ions for mass selective detection of PAHs.	118
Table 4-3-8. Surrogate internal standards for the analysis of PCBs and organochlorine pesticides.	120
Table 4-3-9. Analytical conditions of gas chromatograph and detector for PCBs and organochlorine pesticides.	120
Table 4-3-10. Target chemicals of organochlorine group.	120
Table 4-3-11. Surrogate internal standards for the analysis of PBDEs.	122
Table 4-3-12. Analytical conditions of gas chromatograph and detector for PBDEs.	122
Table 4-3-13. List of quantification and confirmation ions for mass selective detection for PBDEs.	122

Table 4-3-14. Analytical conditions of gas chromatograph and detector for alkylphenols.	124
Table 4-3-15. List of quantification and confirmation ions for mass selective detection of alkylphenols.	125
Table 4-3-16. Analytical conditions of gas chromatograph and detector for butyltins.	127
Table 4-3-17. MS/MS optimization data.	129
Table 4-3-18. Souce parameter for optimization.	129
Table 4-3-19. Experimental conditions for sediment toxicity test with amphipod, Monocorophium acherusicum.	133
Table 4-3-20. Summary of PAH concentrations in surface sediment from Busan coastal area.	141
Table 4-3-21. Summary of PAH concentrations in surface sediment from Ulsan Bay.	147
Table 4-3-22. Summary of PAH concentrations in surface sediment from Jinhae Bay.	153
Table 4-3-23. Summary of PCB concentrations in surface sediment from Busan coastal area.	159
Table 4-3-24. Summary of PCB concentrations in surface sediment from Ulsan Bay.	160
Table 4-3-25. Summary of PCB concentrations in surface sediment from Jinhae Bay.	162
Table 4-3-26. Summary of OCP concentrations in surface sediment from Busan coastal area.	164
Table 4-3-27. Summary of OCP concentrations in surface sediment from Ulsan Bay.	167
Table 4-3-28. Summary of OCP concentrations in surface sediment from Jinhae Bay.	170
Table 4-3-29. Summary of PBDE concentrations in surface sediment from Busan coastal area.	175
Table 4-3-30. Summary of PBDE concentrations in surface sediment from Ulsan Bay.	176
Table 4-3-31. Summary of PBDE concentrations in surface sediment from Jinhae Bay.	178

Table 4-3-32. Concentration (ng/g dw) of PBDEs in sediment from other countries.	179
Table 4-3-33. Summary of NPs concentrations in surface sediment from Busan coastal area, Ulsan Bay and Jinhae Bay.	182
Table 4-3-34. Summary of butyltin concentrations in surface sediment from Busan coastal area.	184
Table 4-3-35. Summary of butyltins concentration in surface sediments from Ulsan Bay.	187
Table 4-3-36. Summary of butyltins concentration in surface sediments from Jinhae Bay.	189
Table 4-3-37. Overview of recent regulations of Flame retardant (MOE, 2005).	193
Table 4-3-38. Toxicity of brominated flame retardants (MOE, 2005).	194
Table 4-3-39. Summary of the contentations of HBCDs, TBBPA and BTBPE in surface sediment from Busan coastal area.	194
Table 4-3-40. Summary of the contentations of HBCDs, TBBPA and BTBPE in surface sediment from Ulsan Bay.	197
Table 4-3-41. Summary of the contentations of DPTE, PBCD, CDT and TBBPA-DBPE in surface sediment from Busan coastal area.	202
Table 4-3-42. Summary of the contentations of DPTE, PBCD, CDT and TBBPA-DBPE in surface sediment from Ulsan Bay.	204
Table 4-3-43. Pearson's correlation coefficients for sediment textures. organic carbon and metals in surface sediments (n=37) from Busan coastal area.	227
Table 4-3-44. Pearson's correlation coefficients for sediment textures. organic carbon and metals in surface sediments (n=33) from Ulsan bay.	228
Table 4-3-45. Pearson's correlation coefficients for sediment textures. organic carbon and metals in surface sediments (n=16) from Jinhae bay.	228
Table 4-3-46. Summary of toxic organic contaminants concentrations in creek sediment from Ulsan Bay.	234
Table 4-3-47. Sediment quality guidelines of Canada, USA ,Aus/AZ and Korea for the Target Toxicants in Busan coastal aea and Ulsan Bay. ...	250

Table 4-3-48. Percentages of sediment samples in Busan coastal area and Ulsan Bay exceeding the each SQG value.	251
Table 4-3-49. Percentages of sediment samples in 2010 and 2015 at Jinhae Bay exceeding each SQG values.	252
Table 4-4-1. Sediment type, contents of total organic carbon (%) and bottom dissolved oxygen concentration (mg/L) of Deukryang Bay during study period.	275
Table 4-4-2. Proportions and dominant species of macrobenthos at each functional group in Deukryang Bay during study period (unit: %).	276
Table 4-4-3. Benthic community conditions and the ranges of the BPI used in Deukyang Bay.	276
Table 4-5-1. Monitoring data items for MEHI development in Jinhae bay, Busan coastal area and Ulsan bay.	308
Table 4-5-2. Result of data collecting and GIS mapping during 2013~2015.	310
Table 4-5-3. Five classification criteria for DIN, DIP, Chl.a and DO.	316
Table 4-5-4. Five classification criteria for WQI.	317
Table 4-5-5. Range of probability distribution according to the Z-score. ...	318
Table 4-5-6. Five classification criteria for Total phytoplankton, HABs, HB, E. coli.	318
Table 4-5-7. Five classification criteria for PHI.	319
Table 4-5-8. Five classification criteria for BHI.	320
Table 4-5-9. Sediment quality guidelines for MEHI.	321
Table 4-5-10. Five classification criteria for SQI.	322
Table 4-5-11. MEHI web-site menu structure and its contents.	334
Table 4-6-1. Areas and factors targeted for management priority and for recovering ecosystem health.	341

Figure List

Figure 2-1-1. 퀴슬랜드 남동부 물길 건강 전략 프레임워크.	13
Figure 2-1-2. Chesapeake 만과 인근해역의 관리구역의 우선 순위 설정.	15
Figure 2-1-3. Chesapeake Bay의 Best Management Practices.	16
Figure 2-1-4. Chesapeake Bay의 수질과 퇴적물 오염원과 물순환의 개념도.	16
Figure 4-1-1. Study areas and sampling stations in Jinhae Bay (a), Busan coastal area (b) and Ulsan Bay (c).	29
Figure 4-1-2. Water quality index (WQI) in Busan coastal area during the winter of 2013.	33
Figure 4-1-3. Water quality index (WQI) in Busan coastal area during the spring of 2013.	34
Figure 4-1-4. Water quality index (WQI) in Busan area during the summer of 2013.	35
Figure 4-1-5. Water quality index (WQI) in Busan coastal area during the autumn of 2013.	36
Figure 4-1-6. Water quality index (WQI) around Busan coastal area during the winter of 2014.	38
Figure 4-1-7. Water quality index (WQI) around Busan coastal area during the spring of 2014.	39
Figure 4-1-8. Water quality index (WQI) around Busan coastal area during the summer of 2014.	40
Figure 4-1-9. Water quality index (WQI) around Busan coastal area during the autumn of 2014.	41
Figure 4-1-10. Water quality index (WQI) around Busan coastal area during the winter of 2015.	43
Figure 4-1-11. Water quality index (WQI) around Busan coastal area during the spring of 2015.	44
Figure 4-1-12. Water quality index (WQI) around Busan coastal area during the summer of 2015.	45
Figure 4-1-13. Water quality index (WQI) around Busan coastal area during the autumn of 2015.	46
Figure 4-1-14. Water quality index (WQI) in Ulsan Bay during the winter of 2013.	48

Figure 4-1-15. Water quality index (WQI) in Ulsan Bay during the spring of 2013.	49
Figure 4-1-16. Water quality index (WQI) in Ulsan Bay during the summer of 2013.	50
Figure 4-1-17. Water quality index (WQI) in Ulsan Bay during the autumn of 2013.	51
Figure 4-1-18. Water quality index (WQI) around Ulsan Bay during the winter of 2014.	53
Figure 4-1-19. Water quality index (WQI) around Ulsan Bay during the spring of 2014.	54
Figure 4-1-20. Water quality index (WQI) around Ulsan Bay during the summer of 2014.	55
Figure 4-1-21. Water quality index (WQI) around Ulsan Bay during the autumn of 2014.	56
Figure 4-1-22. Water quality index (WQI) around Ulsan Bay during the winter of 2015.	58
Figure 4-1-23. Water quality index (WQI) around Ulsan Bay during the spring of 2015.	59
Figure 4-1-24. Water quality index (WQI) around Ulsan Bay during the summer of 2015.	60
Figure 4-1-25. Water quality index (WQI) around Ulsan Bay during the autumn of 2015.	61
Figure 4-1-26. Water quality index (WQI) in Jinhae Bay during the winter of 2013.	63
Figure 4-1-27. Water quality index (WQI) in Jinhae Bay during the spring of 2013.	64
Figure 4-1-28. Water quality index (WQI) in Jinhae Bay during the summer of 2013.	65
Figure 4-1-29. Water quality index (WQI) in Jinhae Bay during the winter of 2013.	66
Figure 4-1-30. Water quality index (WQI) in Jinhae Bay during the winter of 2014.	68
Figure 4-1-31. Water quality index (WQI) in Jinhae Bay during the spring of 2014.	69

Figure 4-1-32. Water quality index (WQI) in Jinhae Bay during the summer of 2014.	70
Figure 4-1-33. Water quality index (WQI) in Jinhae Bay during the autumn of 2014.	71
Figure 4-1-34. Water quality index (WQI) in Jinhae Bay during the winter of 2015.	73
Figure 4-1-35. Water quality index (WQI) in Jinhae Bay during the spring of 2015.	74
Figure 4-1-36. Water quality index (WQI) in Jinhae Bay during the summer of 2015.	75
Figure 4-1-37. Water quality index (WQI) in Jinhae Bay during the autumn of 2015.	76
Figure 4-1-38. Annual change of water quality index (WQI) in the special management areas of the South Sea from 2010 to 2015.	77
Figure 4-2-1. Summary of selected indicators based on the planktonic organisms and the process of 1st step (2010-12) and 2nd step (2013-15).	80
Figure 4-2-2. Results in scoring of total phytoplankton, HABs, HB, and <i>E.coli</i> in Jinhae Bay, 2013.	85
Figure 4-2-3. Results in scoring of total phytoplankton, HABs, HB, and <i>E.coli</i> in Jinhae Bay, 2014.	87
Figure 4-2-4. Results in scoring of total phytoplankton, HABs, HB, and <i>E.coli</i> in Jinhae Bay, 2015.	88
Figure 4-2-5. Results in integrated scoring for total phytoplankton, HABs, HB, and <i>E.coli</i> in Jinhae Bay.	90
Figure 4-2-6. Integrated plankton health index (PHI) in Jinhae Bay from 2013 to 2015.	91
Figure 4-2-7. Results in scoring of total phytoplankton, HABs, HB, and <i>E.coli</i> in Busan Bay, 2013.	93
Figure 4-2-8. Results in scoring of total phytoplankton, HABs, HB, and <i>E.coli</i> in Busan Bay, 2014.	93
Figure 4-2-9. Results in scoring of total phytoplankton, HABs, HB, and <i>E.coli</i> in Busan Bay, 2015.	94
Figure 4-2-10. Results in integrated scoring for total phytoplankton, HABs, HB, and <i>E.coli</i> in Busan Bay.	95

Figure 4-2-11. Integrated plankton health index (PHI) in Busan coastal area from 2013 to 2015.	96
Figure 4-2-12. Results in scoring of total phytoplankton, HABs, HB, and <i>E.coli</i> in Ulsan Bay, 2013.	99
Figure 4-2-13. Results in scoring of total phytoplankton, HABs, HB, and <i>E.coli</i> in Ulsan Bay, 2014.	100
Figure 4-2-14. Results in scoring of total phytoplankton, HABs, HB, and <i>E.coli</i> in Ulsan Bay, 2015.	101
Figure 4-2-15. Results in integrated scoring for total phytoplankton, HABs, HB, and <i>E.coli</i> in Ulsan Bay, 2013 (upper) and 2014 (lower).	102
Figure 4-2-16. Integrated plankton health index (PHI) in Ulsan Bay from 2013 to 2015.	103
Figure 4-3-1. Survey locations for surface sediment in Busan coastal area. Red and black dots represent sampling stations in 2014 and 2013, respectively.	107
Figure 4-3-2. Survey locations for surface sediment in Ulsan Bay. Red and black dots represent sampling stations in 2014 and 2013, respectively.	108
Figure 4-3-3. Survey locations for surface sediment in Jinhae Bay.	109
Figure 4-3-4. Survey locations for creek sediment and core sample for the contamination assessment of Ulsan Bay. Blue dots represent core sediment sampling stations.	113
Figure 4-3-5. Schematic diagram for the analysis of PAHs in sediment.	116
Figure 4-3-6. Schematic diagram for the analysis of PCBs and organochlorine pesticides in sediment.	119
Figure 4-3-7. Schematic diagram for the analysis of PBDEs in sediment. ..	121
Figure 4-3-8. Schematic diagram for the analysis of alkylphenols in sediment.	124
Figure 4-3-9. Schematic diagram for the analysis of butyltins in sediment.	126
Figure 4-3-10. Schematic diagram for the analysis of TBBPA, HBCDs, and BTBPE in sediment.	128
Figure 4-3-11. Benthic amphipod (<i>Monocorophium acherusicum</i>), test species for the sediment toxicity test.	131
Figure 4-3-12. Photographs of 10-day sediment toxicity test with amphipod <i>Monocorophium acherusicum</i> , in a laboratory.	133

Figure 4-3-13. Distribution of organic pollutants and trace metals in surface sediment from Busan coastal area (BT*: ng Sn/g).	134
Figure 4-3-14. Distribution of organic pollutants and trace metals in surface sediment from Ulsan Bay (BT*: ng Sn/g).	135
Figure 4-3-15. Distribution of organic pollutants and trace metals in surface sediment from Jinhae Bay (BT*: ng Sn/g).	136
Figure 4-3-16. Comparison of organic pollutants in study regions (B:Busan, U:Ulsan, J:Jinhae).	138
Figure 4-3-17. Comparison of trace metals in surface sediment from study regions (B:Busan, U:Ulsan, J:Jinhae).	139
Figure 4-3-18. Comparison of TOC (%), TN (%), and grain size (phi) in surface sediment from study regions (B:Busan, U:Ulsan, J:Jinhae).	140
Figure 4-3-19. Distribution of PAHs in surface sediment from Busan coastal area.	143
Figure 4-3-20. Radar graph of PAHs group analysis in surface sediment from Busan coastal area.	144
Figure 4-3-21. Composition profiles of PAHs in surface sediment from Busan coast.	145
Figure 4-3-22. Comparison of spatial distributions of PAHs in surface sediment from Busan coastal area surveyed in 2007 and this study.	146
Figure 4-3-23. Distribution of PAHs in surface sediment from Ulsan Bay.	149
Figure 4-3-24. Radar graph of PAHs group analysis in surface sediment from Ulsan bay.	150
Figure 4-3-25. Composition profiles of PAHs in surface sediment from Ulsan Bay.	151
Figure 4-3-26. Comparison of spatial distributions of PAHs in surface sediment from Ulsan Bay surveyed in 2008 and this study.	152
Figure 4-3-27. Distribution of PAHs in surface sediment from Jinhae Bay.	154
Figure 4-3-28. Radar graph of PAHs group analysis in surface sediment from Jinhae bay.	155
Figure 4-3-29. Composition profiles of PAHs in surface sediment from Jinhae Bay.	156

Figure 4-3-30. Comparison of spatial distributions of PAHs in surface sediment from Jinhae Bay surveyed in previous and this study.	157
Figure 4-3-31. Distribution of PCBs in surface sediment from Busan coastal area.	159
Figure 4-3-32. Distribution of PCBs in surface sediment from Busan coastal area.	159
Figure 4-3-33. Distribution of PCBs in surface sediment from Ulsan Bay.	160
Figure 4-3-34. Distribution of PCBs in surface sediment from Ulsan Bay.	161
Figure 4-3-35. Distribution of PCBs in surface sediment from Jinhae Bay.	162
Figure 4-3-36. Comparison of spatial distribution of PCBs in surface sediments from Jinhae Bay surveyed in 2010 and 2015.	162
Figure 4-3-37. Relative composition of PCB homologues in surface sediment from a) Busan coastal area, b) Ulsan Bay and c) Jinhae Bay.	163
Figure 4-3-38. Distribution of DDTs, HCHs and CHLs in surface sediments from Busan coastal area.	165
Figure 4-3-39. Distribution of DDTs, HCHs and CHLs in surface sediments from Busan coastal area.	166
Figure 4-3-40. Distribution of DDTs, HCHs and CHLs in surface sediments from Ulsan Bay.	168
Figure 4-3-41. Distribution of DDTs, HCHs and CHLs in surface sediments from Ulsan Bay.	169
Figure 4-3-42. Distribution of DDTs, HCHs and CHLs in surface sediments from Jinhae Bay.	170
Figure 4-3-43. Relative compositions of DDTs in surface sediment from a) Busan coastal area, b) Ulsan Bay and c) Jinhae Bay.	171
Figure. 4-3-44. Relative compositions of HCHs in surface sediment from a) Busan coastal area, b) Ulsan Bay and c) Jinhae Bay.	173
Figure 4-3-45. Relative compositions of CHLs in surface sediment from a) Busan coastal area, b) Ulsan Bay and c) Jinhae Bay.	174
Figure 4-3-46. Distribution of PBDEs in surface sediment from Busan coastal area.	175

Figure 4-3-47. Distribution of PBDEs in surface sediment from Busan coastal area.	176
Figure 4-3-48. Distribution of PBDEs in surface sediment from Ulsan Bay.	177
Figure 4-3-49. Distribution of PBDEs in surface from Ulsan Bay.	177
Figure 4-3-50. Distribution of PBDEs in surface from Jinhae Bay.	178
Figure 4-3-51. Comparison of PBDEs spatial distributions from 2010 and 2015 of Jinhae Bay.	179
Figure 4-3-52. Relative compositions of PBDEs in surface sediment from a) Busan coastal area, b) Ulsan Bay and c) Jinhae Bay.	180
Figure 4-3-53. Distribution of NPs in surface sediment from a) Busan coastal area, b) Ulsan Bay and c) Jinhae Bay.	182
Figure 4-3-54. Distribution of NPs in surface sediments from Busan coastal area, Ulsan Bay and Jinhae Bay.	183
Figure 4-3-55. Distribution of butyltins in surface sediment from Busan coastal area.	185
Figure 4-3-56. Distribution of TBT concentrations in surface sediment from Busan coastal area.	185
Figure 4-3-57. Composition of butyltins in surface sediment from Busan coastal area.	186
Figure 4-3-58. Relationship of butyltin compounds (TBT vs DBT and DBT vs MBT) in surface sediment from Busan coastal area.	186
Figure 4-3-59. Distribution of butyltins concentration in surface sediment from Ulsan Bay.	188
Figure 4-3-60. Distribution of TBT and BTs concentrations in surface sediment from Ulsan Bay.	188
Figure 4-3-61. Distribution of butyltins concentration in surface sediment from Jinhae Bay.	190
Figure 4-3-62. Distribution of TBT and BTs concentrations in surface sediment from Jinhae Bay.	190
Figure 4-3-63. Composition of butyltins in surface sediment from Jinhae Bay.	191
Figure 4-3-64. Distribution of HBCDs, TBBPA and BTBPE in sediment from Busan coastal area.	195
Figure 4-3-65. Distributions of HBCDs, TBBPA and BTBPE in sediment from Busan coastal area.	196

Figure 4-3-66. Distribution of HBCDs, TBBPA and BTBPE in sediment from Ulsan Bay.	198
Figure 4-3-67. Distribution of HBCDs, TBBPA and BTBPE in sediment from Ulsan Bay.	199
Figure 4-3-68. Relative compositions of HBCDs in surface sediment from a) Busan b) Ulsan Bay.	200
Figure 4-3-69. The α/γ ratios of HBCDs in the sediment from Busan and Ulsan.	200
Figure 4-3-70. Distributions of DPTE, PBCD, CDT and TBBPA-DBPE in sediment from Busan coastal area.	202
Figure 4-3-71. Distributions of DPTE, PBCD, CDT and TBBPA-DBPE in sediment from Busan coastal area.	203
Figure 4-3-72. Distributions of DPTE, PBCD, CDT and TBBPA-DBPE in sediment from Ulsan Bay.	204
Figure 4-3-73. Distributions of DPTE, PBCD, CDT and TBBPA-DBPE in sediment from Ulsan Bay.	205
Figure 4-3-74. Spatial distribution maps of trace metals in surface sediment from Busan coastal area.	208
Figure 4-3-75. Spatial distributions of TOC, TN, mean grain size and heavy metals in surface sediment from Busan coastal area. Dashed and solid lines represent the TEL and PEL values of sediment quality guideline of Korea.	209
Figure 4-3-76. Spatial distribution maps of trace metals in surface sediment from Ulsan Bay.	214
Figure 4-3-77. Spatial distributions of TOC, TN, mean grain size and heavy metals in surface sediment from Ulsan Bay. Dashed and solid lines represent the TEL and PEL values of sediment quality guideline for Korea.	215
Figure 4-3-78. Spatial distributions of TOC, TN, mean grain size and heavy metals in surface sediment from Jinhae Bay in 2015. Dashed and solid lines represent the TEL and PEL values of sediment quality guideline for Korea.	219
Figure 4-3-79. Ternary graph of textural parameters in surface sediment from Busan coastal area (upper) and Ulsan Bay (lower).	224

Figure 4-3-80. Ternary graph of textural parameters in surface sediment from Jinhae Bay.	225
Figure 4-3-81. Correlations between sediment median size and metals contents in Busan (closed symbol) and Ulsan (open symbol) sediments.	229
Figure 4-3-82. Correlations between Al and metals contents in Busan (closed symbol) and Ulsan (open symbol) sediments.	230
Figure 4-3-83. Correlations between total organic carbon and metals contents in Busan (closed symbol) and Ulsan (open symbol) sediments.	231
Figure 4-3-84. Relationship between total organic carbon (TOC) and organic pollutants (closed circle: Busan coastal area, opened circle: Ulsan Bay).	232
Figure 4-3-85. Distribution of toxic organic contaminants in creek sediment from Ulsan Bay.	234
Figure 4-3-86. Distributions of HBCDs, TBBPA and BTBPE in creek sediment from Ulsan Bay.	235
Figure 4-3-87. Spatial distributions of TOC, TN, mean grain size and heavy metals in creek sediment from Ulsan Bay. Dashed and solid lines represent the TEL and PEL values for freshwater sediment by Smith et al., 1996.	237
Figure 4-3-88. Vertical distribution of toxic organic contaminants in sediment cores at St. U10-1 from Ulsan Bay.	240
Figure 4-3-89. Vertical distribution of TOC, TN, mean grain size and heavy metals in sediment cores at St. U4 from Ulsan Bay. Dashed and solid lines represent the TEL and PEL values of sediment quality guideline for Korea.	243
Figure 4-3-90. Vertical distribution of TOC, TN, mean grain size and heavy metals in sediment cores at St. U10-1 from Ulsan Bay. Dashed and solid lines represent the TEL and PEL values of sediment quality guideline for Korea.	244
Figure 4-3-91. Mortality of amphipod exposed to sediment from Busan coastal area.	246
Figure 4-3-92. Mortality of amphipod exposed to sediment from Ulsan Bay.	246

Figure 4-3-93. Sediment quality index (SQI) of Busan coastal area derived from (a) CCME interim sediment quality guideline (ISQG), (b) CCME probable effect level (PEL), (c) NOAA effect range low (ERL), (d) NOAA effect range median (ERM), (e) ANZECC interim sediment quality guideline low (ISQG-low), and (f) ANZECC interim sediment quality guideline high (ISQG-high). 257

Figure 4-3-94. Sediment quality index (SQI) of Ulsan Bay derived from (a) CCME interim sediment quality guideline (ISQG), (b) CCME probable effect level (PEL), (c) NOAA effect range low (ERL), (d) NOAA effect range median (ERM), (e) ANZECC interim sediment quality guideline low (ISQG-low), and (f) ANZECC interim sediment quality guideline high (ISQG-high). 258

Figure 4-3-95. Sediment quality index (SQI) of Jinhae Bay derived from (a) CCME interim sediment quality guideline (ISQG), (b) CCME probable effect level (PEL), (c) NOAA effect range low (ERL), (d) NOAA effect range median (ERM), (e) ANZECC interim sediment quality guideline low (ISQG-low), and (f) ANZECC interim sediment quality guideline high (ISQG-high). 259

Figure 4-3-96. Sediment quality index (SQI) of Busan coastal area, Ulsan Bay and Jinhae Bay derived from the combined guidelines of CCME, ANZECC and Korea. 260

Figure 4-3-97. Distribution maps of the sediment quality index (SQI: CCME, 2002) in Busan coastal area (upper) and Ulsan Bay (lower) based on the combined sediment guidelines from CCME, ANZECC and Korea. 261

Figure 4-3-98. Distribution maps of the sediment quality index (SQI: CCME, 2002) in Jinhae Bay based on the combined sediment guidelines from CCME, ANZECC and Korea. 261

Figure 4-3-99. Changes in sediment quality index according to applied target variables. 262

Figure 4-3-100. Relationship between amphipod mortality and (a) sum of toxic unit of all toxicants, and (b) sum of toxic unit without metals in sediment from Busan coastal area and Ulsan Bay. Note: PNEC is estimated from PEL (CCME) and ISQG-high (ANZECC) for organic contaminants and PEL (Korea) for heavy metals. 265

Figure 4-4-1. Study area and sampling stations for macrobenthos and bathymetry in coastal areas of Korea.	271
Figure 4-4-2. Frequency distribution of benthic pollution index (BPI) in Deukryang Bay.	274
Figure 4-4-3. Spatial distribution of benthic pollution index according to each functional group of macrobenthos in Deukryang Bay from February, 2012 to November, 2012.	274
Figure 4-4-4. Proportions at each functional group according to value benthic pollution index.	277
Figure 4-4-5. Proportion of each functional group at each site during study period in Jinhae Bay.	284
Figure 4-4-6. The annual average of Benthic Pollution Index in Jinhae Bay from 2010 to 2015.	288
Figure 4-4-7. Spatial distribution of benthic pollution index according to each functional group of macrobenthos in Jinhae Bay from February, 2010 to November, 2012.	289
Figure 4-4-8. Spatial distribution of benthic pollution index according to each functional group of macrobenthos in Jinhae Bay from February, 2013 to October, 2015.	290
Figure 4-4-9. Proportion of each functional group at each site during study period in Busan coastal area.	294
Figure 4-4-10. The annual average of Benthic Pollution Index in Busan coastal area from 2013 to 2015.	298
Figure 4-4-11. Spatial distribution of benthic pollution index according to each functional group of macrobenthos in Busan coastal area from February, 2013 to October, 2015.	299
Figure 4-4-12. Proportion of each functional group at each site during study period in Ulsan Bay.	303
Figure 4-4-13. The annual average of Benthic Pollution Index in Ulsan Bay from 2013 to 2015.	304
Figure 4-4-14. Spatial distribution of benthic pollution index according to each functional group of macrobenthos in Ulsan Bay from February, 2013 to October, 2015.	305
Figure 4-5-1. DB table design for plankton data using MS Access.	311
Figure 4-5-2. Screen of plankton data entered into MS MDB.	311

Figure 4-5-3. Three types of map for making MEHI thematic map. a) graduated colors map, b) bar charts map, c) contours map.	313
Figure 4-5-4. Thiessen polygons for index mapping in Jinhae bay, 2013~2015.	314
Figure 4-5-5. Thiessen polygons for index mapping in Ulsan Bay.	314
Figure 4-5-6. Thiessen polygons for index mapping in Busan coastal area.	315
Figure 4-5-7. Water quality index around Ulsan Bay during the winter of 2015.	317
Figure 4-5-8. Plankton health index around Ulsan bay during the winter of 2015.	319
Figure 4-5-9. Benthos health index around Ulsan bay during the winter of 2015.	320
Figure 4-5-10. Equation of sediment quality index in Canada.	322
Figure 4-5-11. Sediment quality index around Ulsan bay during 2013~2015.	323
Figure 4-5-12. Diagram of weighting procedure from indicators to integrated MEHI.	324
Figure 4-5-13. WQI map integrated of four seasons around Ulsan bay in 2015.	325
Figure 4-5-14. PHI map integrated of four seasons around Ulsan bay in 2015.	325
Figure 4-5-15. BHI map integrated of four seasons around Ulsan bay in 2015.	326
Figure 4-5-16. MEHI map integrated of four indexes around Ulsan bay in 2015.	326
Figure 4-5-17. Result of making MEHI map around Jinhae bay during 2010~2015.	327
Figure 4-5-18. Result of making MEHI map in the special management areas of the South Sea during 2010~2012.	328
Figure 4-5-19. Result of making MEHI map in the special management areas of the South Sea during 2013~2015.	329
Figure 4-5-20. MEHI web-site structure and its components.	330
Figure 4-5-21. Main page interface design of MEHI web-site.	332
Figure 4-5-22. MEHI symbols for four index.	333
Figure 4-5-23. Web-site interface for MEHI map service.	335

Figure 4-5-24. MEHI web-site main screen. 336

Figure 4-5-25. Sample of MEHI web-site screens. 337

Figure 4-6-1. Annual changes of marine ecosystem health index (MEHI) in the
special management areas of the South Sea from 2010 to 2015.
..... 340

요 약 문

I. 제 목

남해 특별관리해역 생태계 건강지수 개발

II. 연구개발의 목적과 필요성

1. 연구개발의 필요성

연안해역의 생태계는 인구집약, 경제개발, 기후변화와 같은 요소로 부터 피할 수 없는 압력 하에 있으며 인위적 생산의 증가와 함께 연안 생태계는 자연 치유기능을 상실하고 있다. 우리가 영유하고 있는 연안해역이 얼마나 병들어 있는가? 어디가 치명적인 상태인가? 대답을 얻기 위해 미국, 캐나다, 호주와 같은 선진국에서는 해역 건강도 평가법을 마련하여 연안환경의 체계적인 감시와 관리방안을 강구하고 있다. 국내의 경우 이화학적 수질 항목에 치우쳐 해양환경을 평가하고 있으며 생물학적 평가는 매우 제한되어 국내 해역의 건강성 평가는 실제로 불가능하다.

연안해역의 활용도는 매우 다양하여 가해지는 인위적 압력 또한 다양하다. 해양환경의 건강성 평가는 인위적 압력의 특성을 반영하여 측정 항목을 지표로 설정해야 한다. 측정된 무생물적 환경요인과 생물적 요인과의 관계를 조사함으로써 압력에 대한 생물학적 반응을 파악하고 압력과 반응의 관계가 명확히 표출되는 경우를 실용적 지표로 선별할 수 있다. 연안해역의 생물은 서식지에 따라 크게 부유생물, 유영생물, 저서/조간대생물로 구분된다. 인위적 압력은 공간적 차이가 크므로 공간적 분포가 다른 생물군의 반응도 그 차이를 나타낸다. 따라서 연안해역의 건강도 평가는 생물의 서식지를 고려하여 수중생태계, 저서 및 조간대생태계로 나누어 각 생태계의 물리, 화학적 환경과 서식생물의 반응을 토대로 평가함이 바람직하며 각 공간에서 도출된 세부지표를 종합하면 수 환경 전체의 건강상태를 조명할 수 있다. 아울러 평가지표는 조사해역의 특성은 물론 평가 이슈도 충분히 반영하여 선별해야 하며 측정된 결과는 쉽게 이해되고 활용될 수 있도록 건강지수와 같은 표현방법과 정보를 서비스할 수 있는 전달 방법 또한 평가법과 함께 마련되어야 한다.

2. 연구개발의 목적

해양오염의 다원화에 대응하는 해양생태계 변화를 진단/평가하는 기술을 개발하고, 생태계 건강정보의 실용적 공급을 위한 해양생태계 관련 정보의 조직화·단순화·일반화에 기반한 해양생태계 건강지수 (Marine Ecosystem Health Index: MEHI)의 산출 방안 제시를 본 연구의 최종 연구목표로 두고 있다. 당해년도 2단계 3차년도 (2015년)의 핵심 연구내용은 1단계 3년간 연구를 통해 개발된 광양만과 진해만의 해양생태계 건강성 평가 기법을 부산해역과 울산만에 확대 적용하고자 2013, 2014년에 이어 2015년 부산해역과 울산만 연속 모니터링 자료를 확보하고 실측자료에 기반한 건강성 평가 지표의 선별하고 지표의 기준치를 재검토한 후 지수를 산출하여 건강성 평가결과를 수리화 하고자 하였다.

III. 연구개발의 내용 및 범위

1. 연구기간

2015년 1월 1일 - 2015년 12월 31일

2. 연구내용 및 범위

1단계 3년간 (2010-2012년) 수행된 기 연구를 통해 개발된 진해만과 광양만의 건강성 평가의 적용 확대를 위해 부산해역과 울산만의 생태계 건강성 평가를 수행하였다. 2단계 2013년부터 2015년까지 3년간 부산해역과 울산만의 생태계 기반요소 모니터링 자료를 연속적으로 축적하였다. 부산해역과 울산만의 부영양화 유발 요소를 중심으로 한 수질환경과 유기독성물질과 중금속을 중심으로 한 퇴적물환경을 1단계와 동일하게 탐색하였다. 오염 환경 특성에 따른 부유생물과 저서생물의 군집 구조를 파악하여 화학적 오염원 압력과 생물학적 반응에 따라 기 설정된 생태계 건강성 평가 지표 및 기준치를 재검토 하였다. 4대 세부분야 (수질, 퇴적물질, 부유생물, 저서생물)별 지수를 산출하였고 이를 통합한 종합지수로 부산해역과 울산만의 건강성을 최종적으로 평가하였다. 진해만의 경우 1, 2단계 총 6년간(2010-2015년)의 건강성 평가를 연차별로 실시하였다. 산출된 건강성 평가 결과에 기반한 진해만, 부산해역, 울산만 해역내 우선관리가 요구되는 수역과 관리요소를 색출하였다.

IV. 연구개발의 결과

1. 수질

진해만과 광양만에서 수질 지수는 다음과 같이 선정하였다;

$$\begin{aligned} & \text{용존산소등급} \times 0.33 + \text{엽록소등급} \times 0.33 + \text{용존무기질소등급} \times 0.17 \\ & + \text{용존무기인등급} \times 0.17 \end{aligned}$$

수질지수는 점수에 따라 5등급으로 분류하였다. 1등급은 1.0부터 1.49까지이며 “Excellent“에 해당된다. 2등급은 1.50부터 2.49까지이며 “Good“에 해당된다. 3등급은 2.50부터 3.49까지이며 “Fair“에 해당된다. 4등급은 3.50부터 4.49까지이며 “Poor“에 해당된다. 5등급은 4.50부터 5.0까지이며 “Very poor“에 해당된다.

부산주변해역 수질은 2013년에는 가을에만 보통(Fair)이었고 나머지 계절에서는 대체로 양호(Good)하였으며, 2014년에는 겨울과 봄은 양호(Good)하였고 여름과 가을은 보통(Fair)이었으며, 2015년에는 봄에만 보통(Fair)이었고 나머지 계절에서는 양호(Good)하였다.

울산주변해역 수질은 2013년에는 사계절 모두 양호(Good)하였으며, 2014년에는 여름에만 보통(Fair)이었고 나머지 계절에서는 양호(Good)하였으며, 2015년에는 봄에만 보통(Fair)이었고 나머지 계절에는 양호(Good)하였다.

진해만 수질은 2013년에는 가을에만 보통(Fair)이었고 나머지 계절에는 양호(Good)하였고 2014년과 2015년에는 겨울과 봄에는 양호(Good)하였고 여름과 가을에는 보통(Fair)이었다.

2. 부유생물

해양생태계의 건강성 평가를 위한 부유생물 지표는 오염원특성에 기반을 두어 선정하였으며, 1단계 (2010-12 ‘) 조사결과를 통해 무기오염원에 대한 지표는 식물플랑크톤 총 개체수, 유해유독성 생물(HABs)로, 유기오염원에 대한 지표는 종속영양박테리아(HB), 대장균수로 각각 선정하였다. 각 지표에 대한 기준치 설정은 2010~2012년에 수행한 진해만(23정점)과 광양만(19정점)의 현장 실측자료와 더불어 2013~2015년에 수행한 부산주변해역(25정점), 울산만(13정점)을 각 핵심 지표별로 정규분포화시켜 Z-score 값으로 “0”을 기준치로 설정하였고, 이를 근거로 하여 5개의 등급으로 나누었다. 총식물플랑크톤(Total phytoplankton)의 기준치는 $6.4 \times 10^5 \text{ cells L}^{-1}$ 로 파악되었고, 이를 기준으로 1등급은 $8.3 \times 10^4 \text{ cells L}^{-1}$ 이하(Z-score 값이 -1.3 미만), 2등급은 $8.3 \times 10^4 \sim 2.9 \times 10^5 \text{ cells L}^{-1}$ (Z-score 값이 -1.3~-0.5), 3등급은 $2.9 \times 10^5 \sim 1.4 \times 10^6$

cells L⁻¹ (Z-score 값이 -0.5~0.5), 4등급은 1.4 X 10⁶ ~ 4.9 X 10⁶ cells L⁻¹ (Z-score 값이 0.5~1.3), 5등급은 4.9 X 10⁶ 이상(Z-score 값이 1.3 초과)으로 정하였다. 유해유독종의 개체수(Harmful Algal Blooms)의 기준치는 2.5 X 10⁴ cells L⁻¹로 파악되었고, 이를 기준으로 1등급은 1.2 X 10³ cells L⁻¹ 이하(Z-score 값이 -1.3 미만), 2등급은 1.2 X 10³ ~ 8.1 X 10³ cells L⁻¹ (Z-score 값이 -1.3~-0.5), 3등급은 8.1 X 10³ ~ 7.6 X 10⁴ cells L⁻¹ (Z-score 값이 -0.5~0.5), 4등급은 7.6 X 10⁴ ~ 4.5 X 10⁵ cells L⁻¹ (Z-score 값이 0.5~1.3), 5등급은 4.5 X 10⁵ 이상(Z-score 값이 1.3 초과)으로 정하였다. 종속영양박테리아(Heterotrophic bacteria)의 기준치는 1.8 X 10⁶ cells mL⁻¹로 파악되었고, 이를 기준으로 1등급은 8.5 X 10⁵ cells mL⁻¹ 이하(Z-score 값이 -1.3 미만), 2등급은 8.5 X 10⁵ ~ 1.3 X 10⁶ cells mL⁻¹ (Z-score 값이 -1.3~-0.5), 3등급은 1.3 X 10⁶ ~ 2.4 X 10⁶ cells mL⁻¹ (Z-score 값이 -0.5~0.5), 4등급은 2.4 X 10⁶ ~ 3.8 X 10⁶ cells mL⁻¹ (Z-score 값이 0.5~1.3), 5등급은 3.8 X 10⁶ cells mL⁻¹ 이상(Z-score 값이 1.3 초과)으로 정하였다. 대장균(*E. coli*)의 기준치는 현장실측자료에서 정규분포를 나타내지 않아, 미국의 EPA 기준(threshold value: 225 cfu /100 mL)과 해양부고시(구 국토해양부) 제 2011-344호 해양별 수질등급기준을 참고하여 구분하였다. 진해만의 부유생물 건강성 평가는 3등급 “보통”으로 판단되었고, 특히, 마산만, 행암만의 부영양화된 해역에서 부유생물 건강지수가 나쁘게 나타났다. 부산해역의 부유생물 건강지수는 춘계와 하계에는 낙동강 인근해역과 수영만, 내측항만에서 나쁘게 나타났고, 그 이외의 정점은 2등급으로 양호하게 나타났다. 울산만은 태화강 하구 정점에서 등급이 나쁘게 나타났고, 외측으로 갈수록 개선되는 양상을 파악하였다. 진해, 부산, 울산 해역에서 계절적 특성은 동계에 양호하고, 춘계와 하계에 등급이 떨어져 나쁘게 나타나지만, 추계에 개선되는 양상을 확인하였다. 결과적으로 진해만은 내만형, 울산만은 하구형, 부산해역은 내만형과 하구형을 동시에 갖고 있는 지리적 특징을 갖고 있으며, 이러한 특징은 무기오염원과 유기오염원에 대한 부유생물지표의 건강지수의 등급의 차별성을 파악할 수 있었다. 따라서, 특별관리해역의 관리는 해양생태계 건강지수를 산출한 과학적 근거를 바탕으로 해역의 특성을 고려하여 체계를 갖추는 것이 필요할 것으로 판단된다.

3. 퇴적물

부산해역과 울산만, 진해만의 표층퇴적물 중 오염물질 자료를 확보하기 위하여 2013~2014년에 걸쳐 부산해역과 울산만의 각각 38개, 32개 정점에서 표층퇴적물을 채취하였다. 2015년에는 진해만 16개 공통정점에서 표층퇴적물을 채취하였고, 울산만의 경우 육상유역 14개 정점에서 하천 표층퇴적물을, 해상 2개

정점에서 주상퇴적물을 채취하여 유기오염물질과 중금속을 분석하였다. 분석된 퇴적물 오염물질 자료와 생물독성 자료를 기초로 퇴적물 오염평가지표를 검토하고 최종적으로 퇴적물지수를 산출하였다.

부산해역과 울산만, 진해만 모두에서 유기오염물질과 중금속이 광범위하게 분포하고 있었다. 부산과 울산만의 오염물질 농도는 대체로 비슷한 수준을 보였으나, 울산만 퇴적물에서 PCBs, BTs, NPs, Cu, Cd, Hg의 평균 오염도가 상대적으로 높게 나타났다. 진해만의 유기오염물질 농도(NPs 제외)는 두 해역에 비해 전반적으로 낮은 수준을 나타냈고, 중금속은 유사한 수준으로 나타났다. 부산해역에서는 부산항, 감천항, 다대포항 내측에서 모든 유기오염물질이 높은 수준으로 검출되었고, 중금속류인 Pb, Zn, Cd, Cu, Hg 역시 높은 농도를 보였다. 이는 대형 선박활동이 많고 중소형 조선소가 위치한 항만 내측이 주 오염원임을 의미한다. 진해만에서는 인구가 밀집하고 산업활동이 많은 마산만과 대형조선소가 위치한 고현만에서 상대적으로 높은 경향을 보였다. 울산만의 경우, 중금속과 유기오염물질 모두 내만과 온산산업단지 인근에서 상대적으로 높은 농도를 보였다. 신규 브롬계 난연제인 HBCDs와 BTBPE는 부산해역에 비해 상대적으로 높은 수준으로 검출되었으며, 이는 울산지역의 석유화학산업 발달에 의한 영향으로 추정된다. 울산 산업단지의 하천퇴적물의 농도가 주변 해역의 표층퇴적물 보다 월등히 높은 중금속과 신규 유기오염물질의 농도를 나타내고 있으며, 이는 산업활동이 울산연안의 오염원으로 작용하고 있음을 시사한다.

부산해역과 울산만, 진해만 표층퇴적물에서 유기오염물질의 농도를 선진국의 환경권고기준(캐나다 CCME, 미국 NOAA, 호주 ANZECC)과 비교하면, 부산해역의 경우 3~57% 정점에서 PAH 화합물, Lindane, DDT 화합물, dieldrin, Endrin, PCB 화합물, TBT가 권고기준 하한값을 초과하였다. TBT의 경우 57% 정점에서 권고기준 하한값(ANZECC의 ISQG-low)을 22% 정점에서 상한값(ISQG-high)을 초과하여, 부산해역 내 주요 오염물질로 파악되었다. 중금속의 경우, 상당수의 정점에서 Zn, Cr, Cu, Cd, Pb, As, Hg가 권고기준 하한값(ISQG/ERL/ISQG-Low)을 넘고 있다. 울산만의 경우, PAH 화합물, DDT 화합물, Dieldrin이 권고기준을 초과하고 있으나 부산해역에 비해 제한적이며, 16~25% 정점에서 Endrin과 PCBs가 기준치를 초과하고 있다. 한편, TBT의 경우 91% 정점이 ANZECC의 ISQG-low를 초과하였고, 또한 34% 정점에서 ISQG-high를 초과하였다. 중금속의 경우 캐나다, 미국, 호주의 퇴적물권고기준 하한값을 모두 초과하고 있고, 3~19% 정점에서 상한값을 초과하였다. 진해만의 경우, Fluoranthene, Pyrene, p,p'-DDT, Dieldrin, TBT가 6~88% 정점에서 권고기준 하한값을 넘고 있고, TBT의 경우 6% 정점에서 상한값을 초과 하였다. 중금속 경우, 상당수의 정점에서 퇴적물권고기준 하한값을 넘고 있으며, Zn과 Cu는 권고기준 상한값을 각각 9%, 6%

정점에서 넘고 있다. 국내 퇴적물 중금속 기준값과 비교하면, 부산해역과 울산만 경우, Zn, Cu, Cd, As, Hg, Pb가 3~97% 정점에서 하한값(TEL)을 초과하며, 이 중 Zn과 Cu은 8-19% 정점에서 상한값(PEL)을 초과하였다. 진해만 경우, Zn, Cu, Cd, Hg, Pb가 6~38% 정점에서 하한값(TEL)을 초과하였고, 상한값을 초과하는 정점은 없었다. 퇴적물 입자에 따른 영향을 보정하여 설정된 중금속 국내기준치는 외국 퇴적물 중금속 기준치보다 초과 정점이 상대적으로 낮게 나타났다.

부산해역과 울산만에서의 단각류 사망률은 각각 0~33%, 1.3~53% 범위를 보였고, 2개 정점과 3개 정점에서 20%를 초과하였다. 정점 B5-4, U10-3, U12-1은 통계적으로 대조구와의 유의한 차이($p < 0.05$) 또한 나타났다. 정리하면, 부산·울산만 총 69개 정점 중 두 정점에서 ‘잠재적 독성(Toxic potential)’, 세 개의 정점에서 ‘독성(Toxic)’으로 평가되었다.

캐나다의 퇴적물지수(sediment quality index) 도출법을 적용하여 해역별 퇴적물 오염 실태를 종합적으로 평가하였다. 퇴적물 권고기준 하한값(ISQG)과 상한값(PEL)을 적용하여 산출된 부산해역의 퇴적물지수는 18~100, 54~100, 울산만은 25~100, 71~100, 진해만에서 69~100, 97~100을 나타냈다. 부산해역과 울산만, 진해만 모두 내측 해역이 주요 우심지역으로 파악되었으며, TBT와 중금속류가 주요 관리대상 물질로 파악되었다.

4. 저서생물

저서오염지수의 기준치 설정 및 등급결정을 위해 환경보전해역인 득량만에 대한 4계절 조사를 수행하였다. 득량만에서는 가을철에 일부 정점에서 오염지시종이 일시적으로 우점하였으나, 대부분의 계절에 단각류와 등각류 등의 민감종들이 가장 우점하였고, 여름철 빈산소수괴의 형성이 없었으며, 표층퇴적물의 총유기탄소 함량도 모든 정점에서 1%미만으로 낮게 나타나 대조해역으로서의 조건은 충분히 만족하였다. 섭식유형에 따른 기능군 분류 결과, 표층퇴적물식자가 속한 Group II의 비중이 모든 계절에 가장 높았고, 여과식자 (Group I), 표층하퇴적물식자 (Group III), 오염지시종 (Group IV)의 순으로 나타났다. 2012년 득량만의 저서오염지수는 평균 55-61의 범위를 보였고, 4계절 평균은 약 60으로 나타났다. 이론적으로 저서오염지수가 60이상이면 Group IV에 속하는 종이 출현하지 않고, 퇴적상은 니질과 사질이 혼합된 퇴적상에 가깝다. 득량만의 저서오염지수는 평균 60이상으로 이론적인 저서오염지수의 값에 부합하고 있었다. 따라서 이 값을 기준으로 하여 총 5개의 등급으로 구분하였다: BPI 60-100을 저서건강도 1등급 “Excellent”, BPI 40-60을 저서건강도 2등급 “Good”, BPI 30-40을 저서건강도 3등급 “Fair”, BPI 20-30을 저서건강도 4등급 “Poor”,

BPI 0-20을 저서건강도 5등급 “Very Poor” 로 등급화 하였다. 이 기준치를 적용하여 특별관리해역에 서식하는 대형저서동물의 저서군집 건강도를 평가해 보았다. 진해만의 저서오염지수는 평균 10-33의 범위를 보였고, 가을철에 가장 낮고 겨울철에 가장 높은 것으로 나타났다. 진해만은 거제도 북쪽의 일부 정점을 제외하면 대부분의 해역에서 저서건강도가 4-5등급으로 심하게 오염된 상태로 나타났고, 마산, 고성, 통영, 고현 등 연안에 인접한 해역에서는 여름철 무생물 상태를 보여 저서건강도는 5등급으로 나타났다. 부산연안의 평균 BPI는 44-60의 범위를 보였고, 저서건강도는 여름철에 가장 낮고 봄철에 가장 높은 것으로 나타났다. 자갈치 시장 인근 정점과 감천항 부근의 정점에서만 조사기간 동안 저서건강도가 4-5등급으로 나타났고, 그 외 정점들에서는 대부분 저서건강도가 1 혹은 2등급으로 나타났다. 울산만의 평균 BPI는 50-63의 범위를 보였고, 저서건강도는 봄철에 가장 낮고 가을철에 가장 높은 것으로 나타났다. 정점별 저서건강도는 울산항 인근 정점 1과 정점 13에서는 계절에 따라 저서건강도가 4-5등급으로 나타났고, 그 외 정점들에서는 대부분 저서건강도가 1 혹은 2등급으로 나타났다.

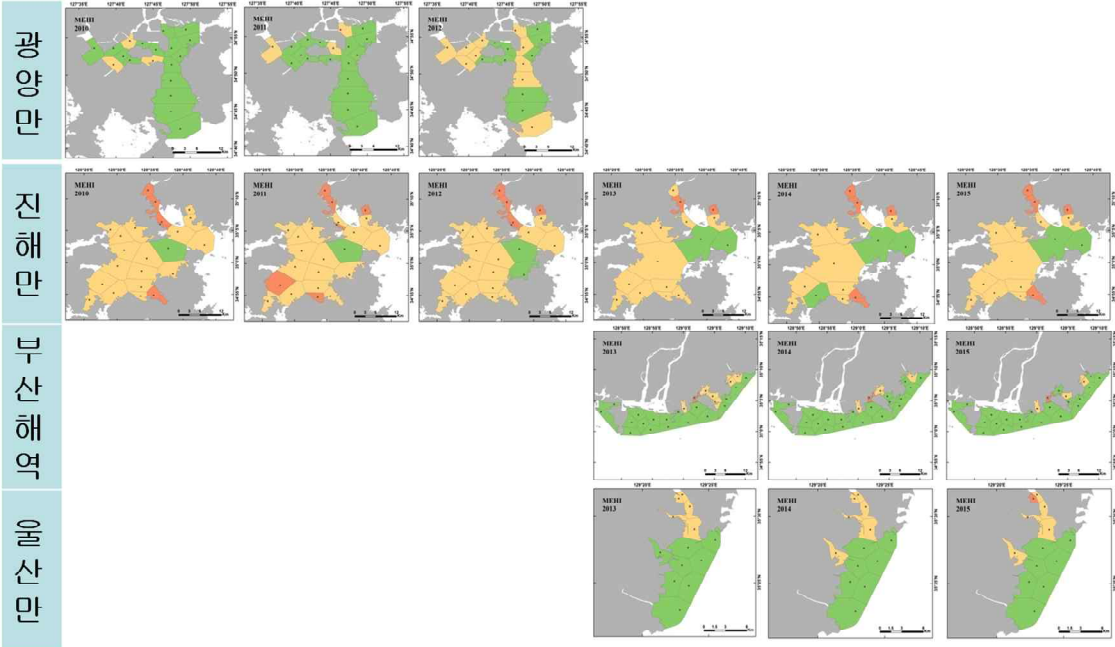
5. MEHI 종합지수 및 정보시스템 개발

진해만을 포함한 부산해역, 울산만을 대상으로 2013년 ~ 2015년 동안 계절 모니터링한 자료를 DB화하고, GIS 기술을 이용한 데이터 가시화를 수행하였다. 자료집계 결과에 따르면 3년간 수행된 해양 모니터링 자료의 수는 26,460개이며, GIS 주제도 제작 수는 919장이다. 통합지수인 MEHI(marine ecosystem health index)는 수질환경지수, 부유생물지수, 저서생물지수, 퇴적물환경지수 각각에 대해 계절기반의 통합 방법을 사용하여 개발하였다. 아울러 MEHI 연구사업의 주요 결과를 활용하기 위해 2014년부터 온라인 정보시스템을 운영하고 있다.

6. 2010-2015 통합 건강성 평가 비교

광양만의 경우 통합지수가 Fair 이상의 비교적 양호한 해양생태계 건강성 평가를 보였으나, 진해만은 6년 동안 유사하게 마산만 내측과 행암만과 고현만이 Poor의 평가를 보였다. 부산해역은 남항의 자갈치시장 앞 해역과 울산만은 울산항에서 Poor 등급을 기록하였다. 따라서 이 들 수역은 각 특별관리해역 내에서 우선 관리가 필요한 수역으로 판단되며, 각 수역의 문제가 되는 우선관리요소와 생태계 위해현상은 지역별 차이를 보임으로 수역에 따른 차별화된 관리방안 수립이 요구된다.

2010년 2011년 2012년 2013년 2014년 2015년



SUMMARY

I. Tittle

Development of Marine Ecosystem Health Index (MEHI) in the special management areas of the South Sea

II. Necessities and Objectives of the Study

1. Necessities of the Study

Coastal marine ecosystems continue to be under unrelenting pressures from future population growth, increased development and climate change. Its capacity for self-repair is losing with the increase of anthropogenic production. What is the present health or condition of the coastal ecosystem? What condition is serious if our coastal are unhealthy? With these questions, US, Canada, and Australia are currently assessing coastal ecosystem health by the systematic monitoring program and continuing to identify and undertake management actions to improve the health of degraded coastal ecosystem. For evaluating marine environments we are relying on only several items to estimate the water quality. In fact, we have no idea for our coastal ecosystem health assessment because there are no biologically specific criteria responding on the effects of various pollutants

Because the human uses of coastal areas vary widely, the resulting stresses to coastal environments also vary. Diagnostic indicators used to assess coastal marine health should be selected depending on the characteristics of such pressures. In examining the relationships between abiotic stressors and biotic responses, indicators exhibiting clear stress-responses would provide appropriate options. Marine life within coastal habitats is divided into the plankton, nekton, and benthos, and the scale and type of stress both vary with the different biological habitats, which determines the direction of the biological responses. Thus, for the valid assessment of coastal ecosystem health, we must consider aquatic, benthic, and tidal zone ecosystems. We should then select ecosystem-specific indicators from physicochemical stressors

and evaluate the subsequent biological responses within each ecosystem. Furthermore, a set of practical indicators should be generated by considering the characteristics and uses of a local coastal area and the key issues at hand. The values of indicators should be presented as indices that allow understanding by the general public as well as by practitioners, policy makers, environmental managers and other stakeholders.

2. Objectives of the Study

For the purpose of development of technical tools for assessing coastal ecosystem health and practical service of the health information, this project is currently driving a research goal to develop Marine Ecosystem Health Index(MEHI) based on organizing, simplifying, and generalizing the holistic data of marine ecosystem. Based on the previous study in Jinhae Bay and Gwangyang Bay, health assessment indicators according to the relationships between chemical pressures and biological responses were selected and indicator criteria was also determined. Finally, the numerical expression tool applying the selected indicator and the established criteria was developed for the integration of ecosystem health assessment. In this fiscal year, 2015, the ecosystem health assessments of Busan coastal area and Ulsan Bay are tried to expand the assessment technique previously developed based on the environmental and biological data harvested from Jinhae Bay and Kwangyang Bay during last 3 years(2010-2012) in the first stage.

III. Contents and Scopes of the Study

1. Research Period

January 1, 2015 - December 31, 2015

2. Contents and Scopes of the Study

As a serial assessment of marine ecosystem health in the special management areas, the coastal ecosystem components were monitored in Busan coast and Ulsan Bay. Water environments focused on the eutrophication and sediment environments on toxic organic compounds and heavy metals

were monitored to understand the environmental status by the chemical pollutants. Community structures and population dynamics of plankton and benthos were investigated at the same time, which was intensely analyzed in the relationships with the chemical factors. For the ecosystem health assessment in Busan coastal area and Ulsan Bay, the indicators and the criteria were established on the relationships between the chemical pressures and the biological responses. Finally, the health score integrated four divisions (water quality, sediment quality, plankton, and benthos) was displayed. In the case of Jinhae Bay, the annual health map was consecutively updated from 2010 to 2015 and provided the scientific information about unhealthy areas and indicators in Jinhae Bay.

IV. Results

1. Water quality

The water quality index for Jinhae Bay, Busan coastal area and Ulsan bay was determined as the following;

$$\text{DO grade} \times 0.33 + \text{chlorophyll grade} \times 0.33 + \text{DIN grade} \times 0.17 \\ + \text{DIP grade} \times 0.17$$

Water quality index is classified into five grades. The first grade ranges from 1.0 to 1.49, called "Excellent". The second grade ranges from 1.50 to 2.49, called "Good". The third grade ranges from 2.50 to 3.49, called "Fair". The fourth grade ranges from 3.50 to 4.49, called "Poor". The fifth grade ranges from 4.50 to 5.0, called "Very poor".

The water quality of the Busan area was "Fair" for autumn and "Good" for the other seasons in 2013, and "Good" for winter and spring and "Fair" for summer and autumn in 2014, and "Fair" for spring and "Good" for the other seasons in 2015.

The water quality of the Ulsan bay was "Good" for all four seasons in 2013 and "Fair" for summer and "Good" for the other seasons in 2014, and "Fair" for spring and "Good" for the other seasons in 2015.

The water quality of Jinhae Bay was "Fair" for autumn and "Good" for the other seasons in 2013, and "Good" for winter and spring and "Fair" for summer and autumn both in 2014 and 2015.

2. Plankton

In order to assess the marine ecological health of the coastal areas in Korea, we investigated the plankton health index (PHI) through examining the characteristics of pollutants during the 1st survey period (2010 - 2012) of this project. Based on the pollutant characteristics, the total phytoplankton and harmful algal bloom species (HABs) were selected as inorganic pollutants, and heterotrophic bacteria (HB) and *E.coli* were selected as organic pollutants for PHI, respectively. The objective values and scoring criteria for four PHI were determined using statistical analysis (Z-score) and the guidelines of US EPA; the grades of PHI were then divided into five levels. Based on the threshold value ("0" of values $Z\text{-score} = (x - \mu) / \delta$) in normal distribution), the overall P-IBI rankings were: Grade I ("Excellent" Z-score: < -1.3 , probability: 10%) Grade II ("Good" Z-score: $-1.3 \sim -0.5$, probability: 21%) Grade III ("Fair" Z-score: -0.5 to $+0.5$, probability: 38%) Grade IV ("Poor" Z-score: $+0.5$ to $+1.3$, probability: 21%) and Grade V ("Very poor" Z-score: $> +1.3$, probability: 10%). In addition, we established five grades for total phytoplankton including Grade I: $< 8.3 \times 10^4$ cells L^{-1} Grade II: $8.3 \times 10^4 \sim 2.9 \times 10^5$ cells L^{-1} Grade III: $> 2.9 \times 10^5 \sim 1.4 \times 10^6$ cells L^{-1} , Grade IV: $1.4 \times 10^6 \sim 4.9 \times 10^6$ cells L^{-1} and Grade V: $> 4.9 \times 10^6$. As described for total phytoplankton, we assessed the threshold values for HAB species and HB. The threshold value for HAB species was calculated to be 2.5×10^4 cells L^{-1} , and on this basis we established five grades for HAB species including Grade I: $< 1.2 \times 10^3$ cells L^{-1} , Grade II: $1.2 \times 10^3 \sim 8.1 \times 10^3$ cells L^{-1} , Grade III: $8.1 \times 10^3 \sim 7.6 \times 10^4$ cells L^{-1} , Grade IV: $7.6 \times 10^4 \sim 4.5 \times 10^5$ cells L^{-1} and Grade V: $> 4.5 \times 10^5$ cells L^{-1} . For HB, the threshold value was calculated to be 1.8×10^6 cells mL^{-1} , and on this basis we established five grades for HB including Grade I: $< 8.5 \times 10^5$ cells mL^{-1} , Grade II: $> 8.5 \times 10^5 \sim 1.3 \times 10^6$ cells mL^{-1} , Grade III: $> 1.3 \times 10^6 \sim 2.4 \times 10^6$ cells mL^{-1} , Grade IV: $> 2.4 \times 10^6 \sim 3.8 \times 10^6$ cells mL^{-1} and Grade V: $> 3.8 \times 10^6$ cells mL^{-1} . As the *E. coli* data were not standardized to a normal distribution, we based the threshold value for *E. coli* on USEPA guidelines and specification by the Ministry of Oceans and Fisheries (MOF), Korea. In the 2nd survey period of this project (2013 - 2015), the four PHI were widely applied at Jinhae Bay, Pusan Bay, and Ulsan Bay to carry out the marine health assessment. In Jinhae Bay, the annual score was "Fair"

in 2013, and “Fair and Good” in 2014 and “Fair” in 2015, except for a few stations in the semi-enclosed area, implying that there was a slight improvement in health status during the study period. However, the P-IBI score for the semi-enclosed areas including Masan and Haegam bays was consistently “Marginal and Poor”. In Pusan coastal area, the annual score was “Fair and Good” in 2013, 2014 and 2015, except for a few stations in the semi-enclosed area. In particular, plankton health index in around area of Nakdong River mouth and several ports was poor. In Ulsan Bay, the annual score was “Fair” in 2013, and “Fair and Good” in 2014 and 2015, except for a few stations in Taewha River mouth. Also, plankton health index in the bay was a slight improvement toward out bay from inner bay. Pusan and Ulsan Bay (influenced by port and river) were particularly polluted with in the nearby urban or industrial area; these areas therefore aggravate the pollutants. Ulsan and Pusan bays were in a better condition in terms of bay ecosystem health compared to Jinhae Bay. Spatial priority should be considered in connection with effective management actions on the basis of the results of this study conducted in Pusan, Ulsan and Jinhae bays.

3. Sediment

To establish a database on toxic contaminants in Busan coast, Ulsan Bay and Jinhae Bay, sediment samples were collected during 2013~2015. A total of 37 and 32 samples were collected from Busan coast and Ulsan Bay, respectively, in 2013 and 2014. In 2015, 16 surface sediments were collected from Jinhae Bay, and 14 creek-sediments and 2 sediment cores were collected from Ulsan Bay. The collected samples were used for the analysis of organic pollutants and heavy metals. Additionally, amphipod (*Monocorophium acherusicum*) toxicity tests were simultaneously conducted on the same sediment samples for Busan and Ulsan bays. Based on the data obtained from chemical analysis and sediment quality guidelines, sediment quality index was derived for three bays.

Organic contaminants and heavy metals were widely distributed at all regions. In Ulsan Bay and Busan coast, the overall contamination levels of PCBs, BTs, NPs, Cu, Cd and Hg were relatively higher than those in Jinahe Bay except for NPs. The contamination levels of heavy metals were found similar in all regions. In Busan, not only organic pollutants but heavy metal

such as Pb, Zn, Cd, Cu and Hg also showed relatively high concentrations inside harbor areas such as Busan, Gamchun and Dadaepo harbors, implying that ship-related activities including ship-building or repairing activities are the main source of toxic substances in Busan coast. The spatial distribution of contaminants in Jinhae Bay was closely related to population, industrial and shipping activities. In Ulsan, the relatively high levels of heavy metal and organic pollutants were observed in harbors, ship-building areas and Onsan industrial complex. Emerging contaminants such as HBCDs and BTBPE (flame retardants), were relatively high in Ulsan than in Busan, which seems to be related to the development of petrochemical industry in Ulsan. The elevated concentrations of heavy metals and emerging contaminants (e.g. HBCDs and PBDEs) in the creek sediments collected from industrial areas indicates that industrial activity is the main source of toxic contaminants in Ulsan coasts.

The contaminant data detected in three areas were compared with the sediment quality guidelines (SQG) derived by Canada CCME, US NOAA and Australia/New Zealand ANZECC. In Busan coast, 3~57% of the sites exceeded the low-SQGs of PAHs, lindane, DDTs, dieldrin, endrin, PCBs and TBT. TBT was the compound most frequently exceeding its low-SQGs in 57% of the sites and high-SQGs in 22% of the sites, indicating that TBT is the main chemical of concern in Busan coast. At most of stations in Busan coast, heavy metals like Zn, Cr, Cu, Pb, As and Hg frequently exceeded their low-SQGs. In Ulsan Bay, the site for PAHs, DDTs, dieldrin frequency exceeding SQGs was a little limited than those of Busan coast. The 16~25% of the sites were exceeding the low-SQGs of PCBs and endrin. The concentrations of TBT were exceeding its low- and high-SQGs of ANZECC in 91% and 34% of the sites, respectively. Heavy metals exceeded all low-SQGs of CCME, NOAA and ANZECC and exceeded the high-SQGs in 3~19% of sites. In Jinhae Bay, 6~88% of the sites exceeded the low-SQGs for fluoranthene, pyrene, p,p'-DDT, dieldrin and TBT where 6% of the sites exceeding high-SQGs for TBT. Heavy metal in most sites of Jinhae Bay exceeded low-SQGs, Zn and Cu exceeded high-SQGs by 9% and 6%, respectively. Comparing heavy metal data detected in Busan and Ulsan areas with SQGs for heavy metals recently provided by Korean government, Zn, Cu, Cd, As, Hg and Pb were exceeding low-SQGs (TEL) in 3~97% of the sites, while Zn and Cu were exceeding high-SQGs (PEL) in 8~19% of the sites. On the other hand, in Jinhae Bay, SQGs for Zn, Cu, Cd,

Hg and PB were 6~38% were exceeding low-SQGs (TEL) with no exceeding high-SQGs.

In Busan and Ulsan the Amphipod mortality rate was in range of 0~33% and 1.3~53%, respectively, and exceeding 20% of level in 2 stations of Busan and 3 stations of Ulsan. Among 69 stations in both regions, three stations were considered as 'Toxic', 2 stations as 'Toxic Potential' and others as 'non-toxic'.

Comprehensive evaluation of contamination status of three coastal regions were conducted, applying to sediment quality index (SQI) of Canada. The SQI scores calculated from low-SQGs and PEL were in range of 18~100 and 54~100 for the Busan coast, 25~100 and 71~100 for Ulsan Bay, and 69~100 and 97~100 for Jinhae Bay, respectively. Inner parts of Busan harbor, Ulsan Bay and Jinhae Bay were observed as the regions of concern. TBT and heavy metals were observed as the major concerned constituents in these regions.

4. Benthos

In order to assess the health status of macrobenthic community in the four Special Management Areas of Korea where are under the risk of marine pollution, the Benthic Pollution Index (BPI) was applied to them. For this, the health criteria was established by using the threshold value of a healthy benthic community obtained from the faunal data on macrobenthic community of Deukryang Bay selected as a reference area collected in 2012. In Deukryang Bay, amphipods were dominant faunal group belonging to Group II during all seasons. There are no hypoxia event in summer, and contents of total organic carbon was below than 1%. Most parameters are satisfied with the criteria of reference sites for a benthic biotic index like BPI. The BPI value was fluctuated seasonally from 55 to 61, and the overall mean value of BPI in the reference area was 60, which was estimated as the threshold value for healthy communities. We tried to use BPI as an assessment tool for a macrofaunal community health status by categorizing the BPI values into 5 grades. If the BPI value of the community is more than 60, the health status of a macrobenthic community will be assessed as 'Excellent' (Grade 1) and as 'Good' (Grade 2), if between 40 and 60, as 'Fair' (Grade 3), if between 30 and 40, as 'Poor' (Grade 4), if between 20 and 30, and finally the health status of a community will be assessed as 'Very Poor' (Grade 5), if the BPI

value is less than 20.

This assessment tool using BPI was applied to macrobenthic communities in Jinhae Bay, Ulsan Bay and Busan coast including the Special Management Area of South Korea. In Jinhae Bay, the mean values of BPI were very lower than other Special Management areas, ranged from 10 to 33. The most dominant functional group of macrobenthic faunal community in this area was Functional Group IV. There have been summer hypoxic events in Jinhae Bay including Masan Bay, Tongyoung Bay, and especially Gohyun Bay was in an azoic condition. However, at the bay mouth of the study area, the BPI value was higher than the inner bays and the benthic community health status was assessed as 'Excellent' (Grade 1) or 'Good' (Grade 2) during the study period. In Busan coast, the mean values of BPI were ranged from 44 to 60. The most dominant functional group of macrobenthic faunal community in this area was Functional Group II and Group III. There are no summer hypoxia. The benthic community health status was assessed as 'Poor' (Grade 4) or 'Very Poor' (Grade 5) at st. 11 and st. 13 during the study period. In Ulsan Bay, the mean values of BPI were ranged from 50 to 63. The most dominant functional group of macrobenthic faunal community in this area was Functional Group II. The benthic community health status was assessed as 'Poor' (Grade 4) or 'Very Poor' (Grade 5) at st. 1 and st. 13 in some seasons. But it was shown as 'Excellent' (Grade 1) or 'Good' (Grade 2) at most sites during study period.

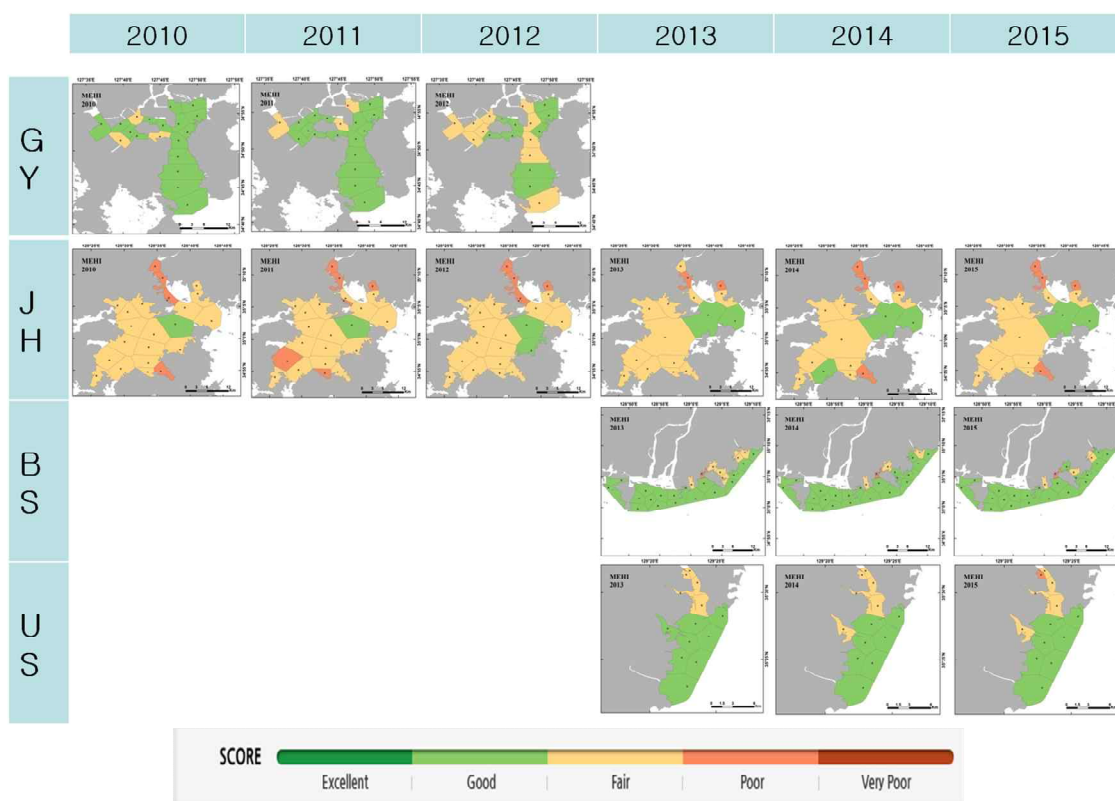
5. GIS mapping and statistical approaches

DB was implemented for the seasonal data monitored in Busan coastal area and Ulsan bay including Jinhae bay during 2013 - 2015. And data visualization were performed using GIS technology. According to the results of data collection and data visualization, 26,460 data were monitored and 919 GIS thematic maps were made for three study area. Integrated index, MEHI, were developed with the method of seasonal based integration for each index, plankton, water quality, benthos and sediment. In addition, on-line information system has been operating to use the contents of MEHI project results since 2014.

6. Comparison of ecosystem health in 2010-2015

During 6 years from 2010 to 2015, the ecosystem health assessment in

Jinhae Bay displayed relatively unhealthy status of 'Poor' grade from three hot spots of Masan Bay, Haengam Bay and Gohyun Bay while there was no unhealthy grade below 'Poor' in Kwangyang. The annual health result from Busan coastal area showed a hot spot of 'Poor' grade in Busan Namhang near. In the case of Ulsan Bay, 'Poor' grade was recorded in Ulsan Port. Therefore, it is suggested that these hot spots located in Jinhae, Busan, and Ulsan have the priority of coastal ecosystem health management. Specific management depending on the mitigation of problematic factors should be also applied to each areas.



제1장 과제 개요

제1장 과제 개요

제1절 연구개발의 필요성

1. 기술적 필요성

- 해양의 환경 관리는 수질과 생물 그리고 기후가 상호 밀접하게 연관되어 있으므로 **생태계 기반의 접근 (Ecosystem-based approach)**이 요구됨.
- 다양한 생태계의 구성요소간의 종합적 관계를 고려하는 해양환경관리는 해양의 **지속가능한 발전 (Sustainable development)**을 위한 글로벌 전략임.
- 해양생태계의 안정적 존속을 위협하는 다양한 오염원의 압력 (생물, 화학, 물리, 지리적 압력)에 대응하는 종합적 평가법 즉 **해양 생태계 평가법**이 필요함.
- 사람의 건강진단법과 같은 해역 생태계의 정기적, 지속적 감시를 위한 **체계적 건강진단 방법** (해양 생태계 건강성 평가법: Marine Ecosystem Health Assessment) 개발이 필요함.
- 평가결과는 정부, 연구자, 산업체, 일반대중의 공감대 형성을 위한 공유자료로 표현되어야 함. 즉, **해양생태계 건강지수 (Marine Ecosystem Health Index: MEHI)**로 정보의 조직화, 단순화, 일반화 시킨 지수화가 바람직함.



2. 경제적 필요성

- 해양환경관리에 투입된 예산의 효과를 극대화시키기 위한 해양환경관리의 지역적 우선순위 및 관리분야의 우선순위를 효율적으로 결정 할 수 있는 해양환경의 정확한 진단과 평가가 요구됨.
- 양식업 안정화 및 안전한 수산자원의 공급처로 어민경제의 활성화 도모를 위해 연안오염환경의 개선을 위한 효과적 대처법을 마련하여 안전한 해양환경 조성이 시급함.
- 임해산업의 지속적 발전을 위해 생산성과 환경보존성을 동시에 추구하는 친환경적 산업 마인드를 정착시키기 위한 해역관리의 공감대 형성이 필요함.
- 건강한 해양생태계는 안전한 수산식품 제공과 수산물 생산증가와 동시에 쾌적한 해양 레저공간을 제공함으로써 어민경제 활성화의 다원화를 도모함.

3. 사회 · 문화적 필요성

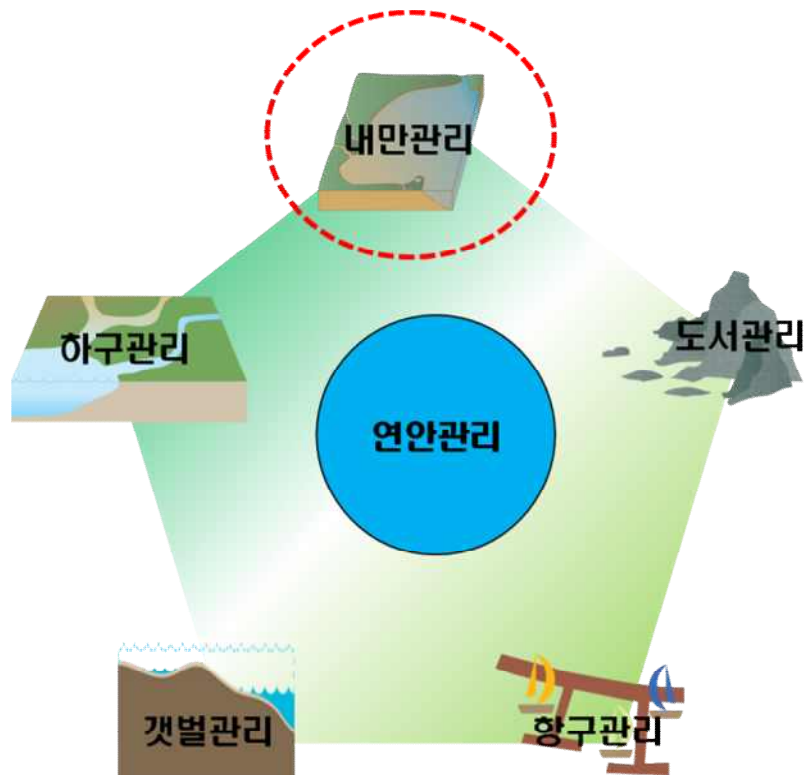
- 해양생태계는 우리를 삶을 위해 다양한 서비스를 하고 있는 바, 생태계의 서비스 효과는 숫자로 표현될 수 없는 사회적 문화적 무한한 가치를 창출함.
- 신뢰성 있는 해역의 건강성 평가에 기반된 진단결과의 홍보로 지역 해양환경개선 및 자원관리를 위한 지역민의 관심을 높이고 지역민 주체 지역해 관리를 위해 솔선수범할 수 있는 계기가 마련될 수 있음.
- 건강한 해양환경으로부터 안전한 해양활동이 영유되고 국민의 웰빙 라이프를 위한 공간으로 국민의 육체적, 정신적 건강을 보장되며 궁극적으로 건강한 해양문화의 미래를 유도할 수 있음.

4. 연구원 발전적 필요성

- 해양 생태계의 요소, 즉 생물, 화학, 물리, 지리의 종합적 접근을 통해 수행되어야 하는 본 과제는 다방면의 전문성이 요구되는 바, 우리 연구원의 인적 자원을 최대로 활용할 수 있으며 우리 연구원의 연구역량과 독창성을 크게 발휘할 수 있음.
- 해양환경의 보전, 복원이라는 국가 차원의 요구를 성공적으로 수행하는 전문연구기관으로 해양연구원의 정체성을 확립하며, 나아가 적극적인 국가적 지원을 확보할 수 있는 기반을 구축할 수 있음.
- 아울러 해양과학 관련 우수한 학술적 이미지뿐만 아니라 자연 친화적 나아

가 국민 친화적 이미지로 우리 연구원의 위상을 브랜드화 시킬 수 있음.

- 국내 연안공간의 특성을 고려한 해양생태계 평가 기반 관리의 다원화 체계를 구축하기 위한 연구과제의 방향 설정함
- 내만의 우심해역 (특별관리해역) 관리를 위한 만 생태계 (Bay ecosystem) 건강성 평가법 개발
- 하구역 관리를 위한 하천 기인 오염물질 추적 및 생태계 영향 평가 기술 개발
- 도서해역 관리를 위한 외해기인 압력원 파악 및 섬 생태계 (Island ecosystem) 평가 기술 개발
- 갯벌 관리를 위한 갯벌 물질 플럭스 특성 및 갯벌 생산성 유지를 위한 방안 강구
- 항구관리를 위한 선박유래 압력원 (선박평형수, 외래생물) 저감을 위한 위해도 평가 기술 개발



제2절 연구개발 목표 및 내용

1. 연구개발의 최종목표

해양생태계 압력과 반응요소에 기반한 생태계 건강성 평가지표를 개발하고 건강지표의 모니터링 체계와 건강기준을 설정하여 건강지수를 산출하고 해양생태계 건강성 평가기술을 정립함.

2. 연구개발의 연차별 목표 및 세부내용

부산 & 울산만 건강성 평가

연차	연구목표	세부내용
3차년도 (2013)	해양생태계 건강성 평가 지표 선별	<ul style="list-style-type: none"> - 부유생물지표 설정 - 저서생물지표 설정 - 수질지표 설정 - 퇴적물지표 설정 - 물리환경기반 검토 - 생태계요소 DB 구축
4차년도 (2014)	해양생태계 건강성 평가 지표 기준치 설정	<ul style="list-style-type: none"> - 부유생물지표 기준치 설정 - 저서생물지표 기준치 설정 - 수질지표 기준치 설정 - 퇴적물 기준치 설정 - 생태계 정보 가시화 기술 개발
5차년도 (2015)	해양생태계 건강지수 산출	<ul style="list-style-type: none"> - 부유생물지수 산출 - 저서생물지수 산출 - 수질지수 산출 - 퇴적물 지수 산출 - 생태계 통합지수 산출

3. 당해년도 (2015년) 연구개발의 내용 및 범위

구 분	목 표	내용 및 범위
2015년 6차 (2단계 3차)	수질지수 산출	<ul style="list-style-type: none"> • 부산항·울산항 및 진해만에서 사계절 수질 조사 (계속) • 부산항·울산항에서 수질과 부유생물 지표의 상관성 분석 • 상관성 분석과 bioassay실험을 통하여 수질 건강지수 산출 • 타분야 지수관련 전문가 의견 수렴 • 6년차 진해만 수질지수 산출
	부유생물 건강지수 산출	<ul style="list-style-type: none"> • 부산·울산특별관리해역에서 부유생물지표 현장 모니터링 (계속) • 부유생물지표에 대한 건강성표현 수리적 기법 정립 • 부유생물지표 측정치 및 기준치 적용 부유생물 건강지수 산출 • 진해만 지수 업데이트를 위한 기본조사 및 annual 지수산출 (계속) • 관련 전문가 의견 수렴 및 산출지수 타당성 검토
	해역별 저서생물 평가 지수 산출	<ul style="list-style-type: none"> • 진해, 부산연안, 울산만 대형저서동물 계절별 모니터링 • 조사해역별 저서생물지수 산출 • 저서오염지수 산출 및 각 구성원의 부가점수 검토 • 국내외 저서생물 기능군 관련 자료 분석 및 DB 구축
	퇴적물 예비지수 산출	<ul style="list-style-type: none"> • 진해만 퇴적물 오염추세 평가를 위한 퇴적물 중 중금속/유기독성물질 모니터링 및 지수산출 • Sediment quality triad 제시 • 울산만 오염원 및 오염추세 평가
	통합형 MEHI 종합지수 개발 및 정보시스템 개발	<ul style="list-style-type: none"> • 관측자료 DB 구축 및 GIS 매핑 • 부산만·울산만·광양만·진해만 통합형 MEHI 종합지수 개발 • 해양생태계건강 정보시스템 보완 및 서비스 (2차)

제2장 국외 연구현황

제2장 국외 연구 현황

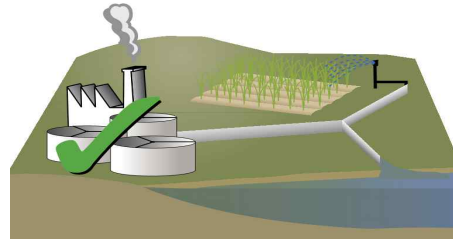
국외 생태계 기반 해양환경관리 정책

1. 호주 EHMP 핵심관리정책

가. 3대 점오염원 관리 정책

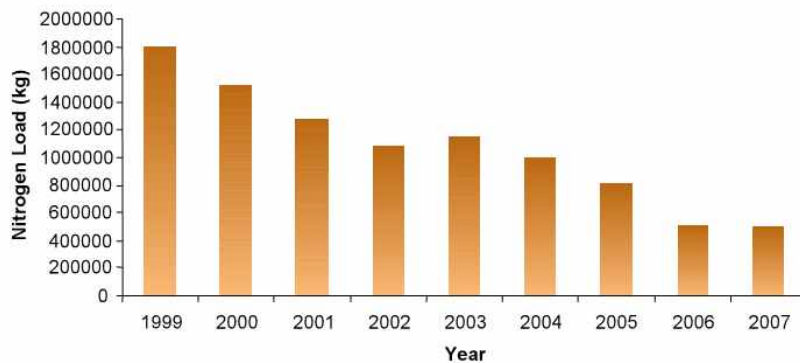
- 1) 하수처리플랜트 업그레이드
- 2) 산업폐수처리율 업그레이드
- 3) 물재활용 추진

: 오수의 질산염과 인산염 저감을 위해 재활용 (화장실, 정원에 사용)



나. 점오염원 관리정책 실행 효과

- 핵심오염원인 질산염과 인산염 저감을 위함 하수처리시스템을 개선 (지방정부와 산업체가 수백만달러 투자)
- 질산염 80%, 인산염 60% 제거
- 25개 하수처리플랜트 업그레이드 완료 예정



<점오염원 관리액션에 따른 질산염 부하량 감소 추세>

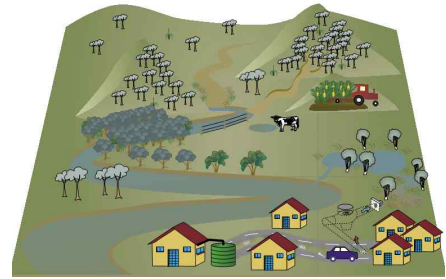
다. 3대 비점오염원 관리 정책

- 1) 수변식물정화 회복/유지
: 수변식물보호를 위해 3.5백만 달러 지출
- 2) 토지 Best Management Practice (BMP) : 농축산지로부터 유입되는 질산염과 인산염은 Moreton의 33%와 25% 차지하며 퇴적물유입의 75% 차지함. 따라

서 퇴적물 침식과 부하 저감을 위한 수생식물보존과 식물피복율을 높힘.

3) 폭우기인 오염원 저감

: 폭우에 의한 질산염과 인산염 유입이 전체 유입량의 90% 차지. 폭우에 의한 퇴적물에 침식에 의한 영향이 큼.

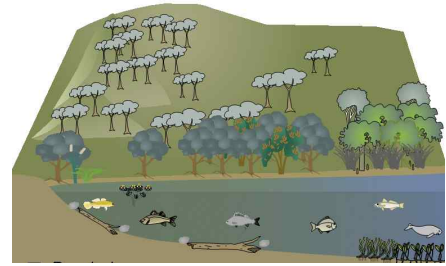


라. 비점오염원 관리정책 실행의 효과

따라서 비점오염원 관리정책은 폭우 관리를 우선적 실행
폭우 오염원 개선을 위한 새로운 기술 개발 (특히, 쓰레기유입 방지 기술)

마. 3대 육상과 수서 서식지 보존정책

- 1) 자연물길 보전
- 2) 자연식생 보전
- 3) 복원지역 보존



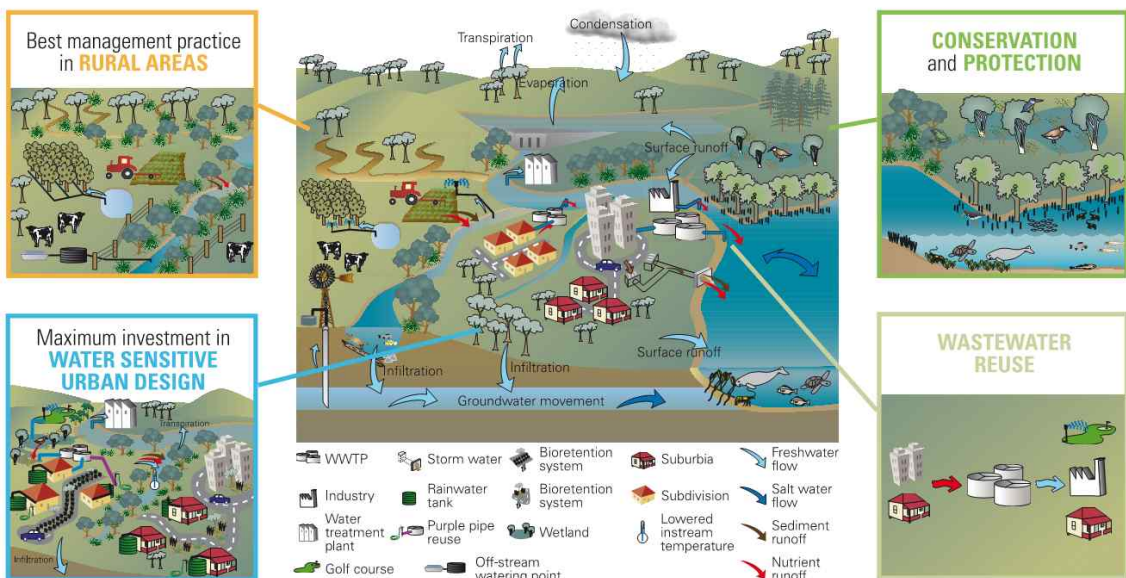
바. 서식지 보존정책 실행의 효과

지방정부의 인센티브 제도: 보존 우수 토지소유주에게 혜택
선박기인 오폐수 관리 실시, 지방정부의 계획수립 및 관리 조절

사. 물관리 도시디자인 (Water Sensitive Use Design: WSUD)

도로저습지, 빗물탱크 등

도시개발 영향 감소 : WSUD 반영 설계, Water by Design



아. SEQHWS 2007-2012

(South East Queensland Healthy Waterways Strategy 2007-2012)

퀸즐랜드 남동부 Moreton Bay와 주변의 육상 집수역을 포함한 체계적인 관리를 위해 3개 분야, 이슈기반(Issue-based), 지역기반(Area-based), 3대 법적 권한(Three enabling)의 액션플랜수립 (Fig. 2-1-1).

▶ 5대 이슈기반

점오염 액션플랜 비점오염 액션플랜, 물관리도시디자인 액션플랜, 보호/보전 액션플랜, 연안조류대발생 액션플랜

▶ 4대 지역기반

Moreton Bay 액션플랜, 북부집수지 액션플랜, Bremer 집수지 액션플랜, Logan/Albert 집수지 액션플랜

▶ 3대 법적권한기반

생태계 건강 모니터링 프로그램, 커뮤니케이션/교육/동기부여 액션플랜, 관리전략평가 액션플랜

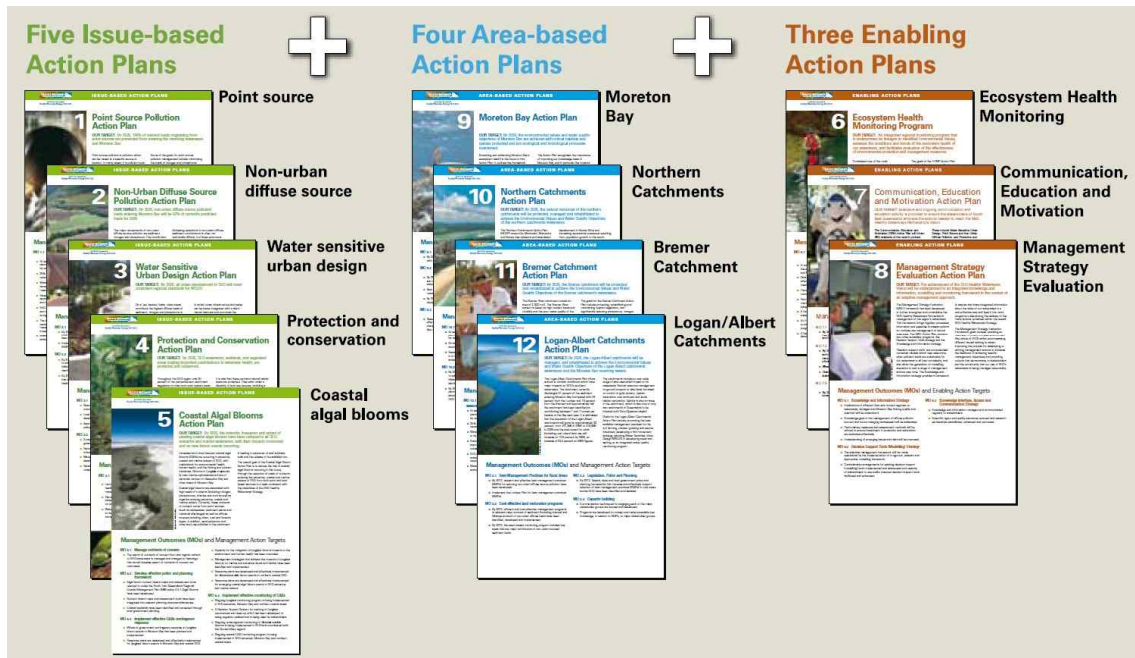


Figure 2-1-1. South East Queensland Healthy Waterways Strategy 2007-2012

자. 오염원 관리 미래 방향 설정

관리액션의 결과	정착시기
1. 생태학적 가치가 높은 지역 보호	즉시 시작
2. 건기에 점배출수 재사용 (영양염 제거 효과)	2026년 성취 (점진적 달성)
3. 신개발시 WSUD 100% 적용	즉시 시작
4. 기존 도시지역 WSUD 100% 달성위한 목표갱신	2026년 성취
5. 비점부하 50% 감축 (수변식물관리, 모든 토지소유자 BMP 적용)	2026년 성취 (점진적 달성)

2. Chesapeake Bay 관리를 위한 육상 연계 액션

가. 육상관리 우선 유역 설정

1) 우선 관리유역 기준 설정 (Fig. 2-1-2)

- ▶ 최우선 관리유역: 질소와 인의 배출 상위 10% 유역(watershed)
- ▶ 차우선 관리유역: 질소와 인의 배출 상위 25% 유역
- ▶ 후우선 관리유역: 질소와 인의 배출 하위 75% 유역

2) 수질평가(DO, 클로로필, 총질소, 총인)에 기반된 유역설정

- ▶ Chincoteague Bay가 최우선 관리지역으로 선별되어 유역

3) 복원비용 대비 최대저감 효과를 추진

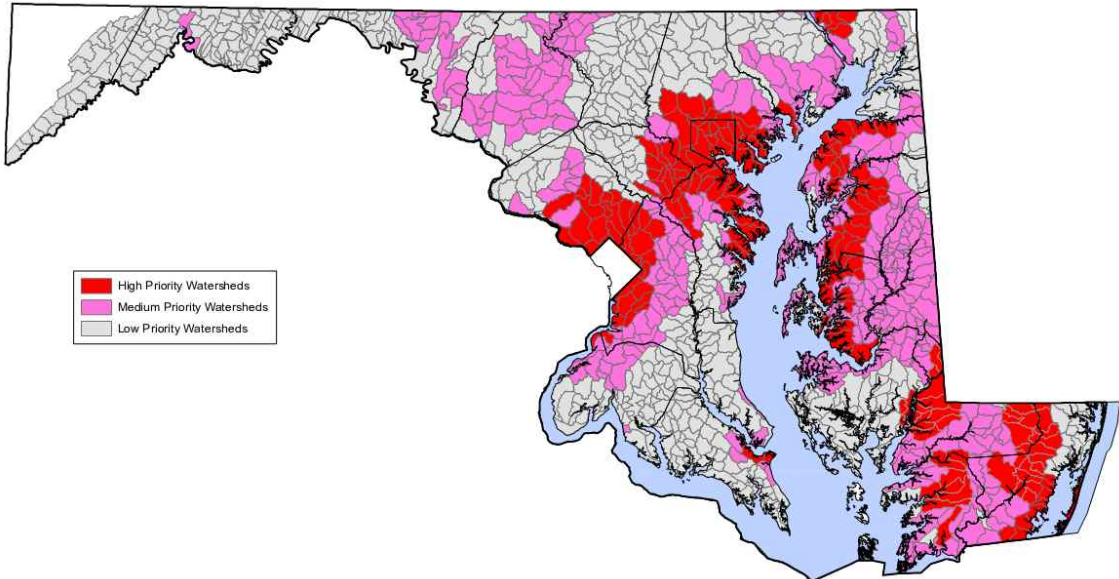


Figure 2-1-2. Watersheds in Maryland into priority areas based on nutrient loads by landuse type

나. 주변 유역의 최적 관리 실행 (Best Management Practices: BMP)

1) 핵심 6분야의 실행으로 육상 영양염과 퇴적물 배출의 저감 방안 (Fig. 2-1-3)

- ▶ 식물 피복 (Cover crops): 가을에 영양염 흡수를 위한 초지 조성
- ▶ 수변 식목 (Riparian buffers): 육상 퇴적물이 수계 유입의 저감
- ▶ 가축분뇨 관리 (Animal manure management): 축산오폐수 정화 증진
- ▶ 정화시설 개선 (Septic upgrades): 전통시설 대체
- ▶ 호우관리조절 (Stormwater management control): 강우, 홍수 이후 폐기물 침적 제거

- ▶ 영양염 제거율 향상 (Enhanced nutrient removal): 오폐수처리장 효율 향상

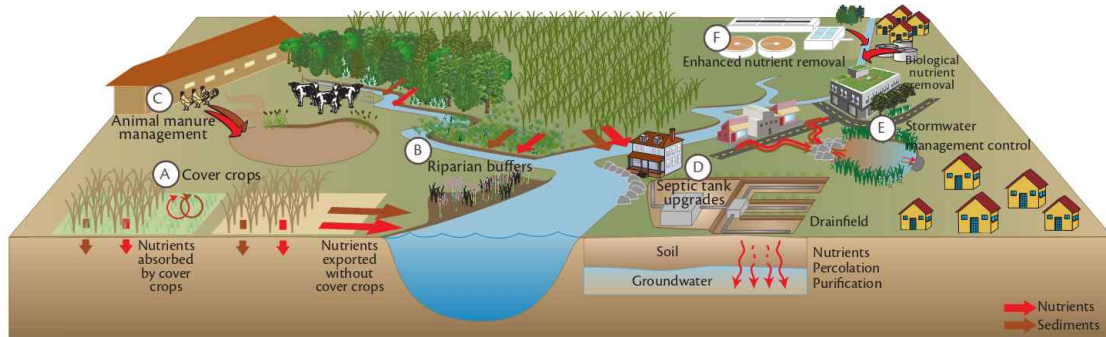


Figure 2-1-3. Best Management Practices around Chesapeake Bay

다. 관리액션의 사후 효과 검증 모니터링 체계

1) 액션과 효과의 시간차 이해 (Fig. 2-1-4)

- ▶ 육상 BMP의 실행으로부터 인근 해역의 수질환경 개선이라는 긍정적 효과를 단시간에 얻을 수 없음.
- ▶ 질소의 경우 지하수로부터 하천으로 배출 시, 평균 10년의 시간차 보임.
- ▶ 따라서, 수질향상의 목표를 3년 후, 30% 이상 개선으로 설정함.
- ▶ BMP의 효과를 검증하기 위해 두가지 모니터링 방법을 디자인함 (Table 2-1-1).

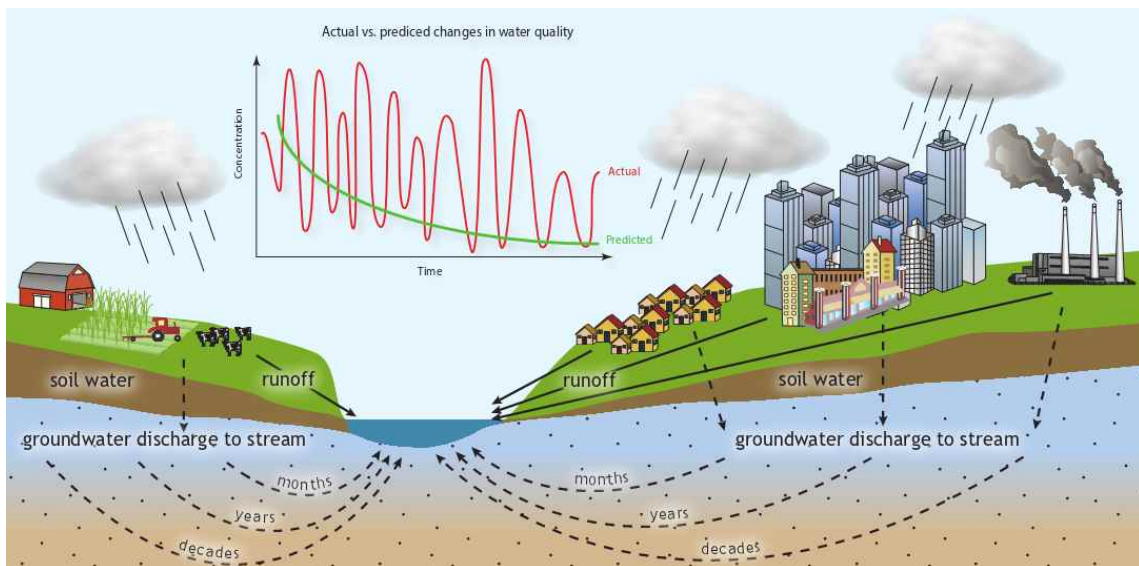


Figure 2-1-4. Conceptual diagram of the water cycle and major sources of nutrients and sediment pollution to Chesapeake Bay

Table 2-1-1. Recommended designs for monitoring BMP effectiveness

Recommended designs for monitoring BMP effectiveness		
Design	Advantages	Disadvantages
Nested (above/below or before/after)	<ul style="list-style-type: none"> • Can attribute water quality to changes in BMPs • Similar or same sampling sites 	<ul style="list-style-type: none"> • Takes several years to see effect if before/after design used • Upstream impacts can overwhelm effect of BMP • Climatic variability could create artifacts if not before /after monitoring
Paired watersheds	<ul style="list-style-type: none"> • Controls for hydrological variation • Can attribute water quality changes to BMPs 	<ul style="list-style-type: none"> • Difficult to find paired watershed • Difficult to control land/use/treatment in control • Takes several years to see effect

라. 관리액션의 효과 분석 및 이해

Chesapeake Bay의 2013년 서식지 건강지수는 강우량이 크게 증가한 연도이나 C등급을 기록하여 2012년과 유사한 결과를 보임. 강우의 영향은 동부와 서부가 다르게 나타남. 즉, 동부의 경우 강우량 증가에 따라 육상으로부터 영양염이 부하가 커져 수질을 악화시킴. 동부의 건강성 악화지역은 농경지 이용면적이 큰 지역으로 농경지로부터 영양염 배출이 원인으로 파악됨. 서부의 경우는 반대로 건강성이 향상된 평가가 기록되었고 주 원인은 최근 오폐수처리시설의 개선이 기여했음을 보고함. 따라서 평가에 기반한 각 해역의 Best Management Practices (BMP) 수립하고 관리액션의 효과를 검토하고 그 결과를 기반으로 다시 피드백 과정을 거치는 과학적 검증에 기반한 해역환경 정책을 수립함.

제3장 연구추진 체계

제3장 연구추진 체계

제1절 추진 전략

1. 남해특별관리해역 건강성 평가 프로그램 개발 (2단계)

- ▶ 진해만 (계속)·부산해역·울산만 현장 모니터링 및 생태계 지표 자료 구축
- ▶ 부산해역·울산만 생태계 구성 지표 선별 및 생태계 건강 기준치 설정
- ▶ 진해만 (계속)·부산해역·울산만 생태계 세부지수 및 통합 건강지수 산출
- ▶ 건강정보 온·오프라인 서비스 매체 개발 및 서비스

2. 국내 전문가 그룹 공감대 형성

- ▶ 생태계 건강성 지표, 기준치, 지수 개발을 위한 의견 수렴
- ▶ 국내 전문가 자문회의 및 자체평가회 개최
- ▶ 국내학술지 (Ocean Science Journal) 특별호 (해양생태계 건강성 평가) 출간
- ▶ 국내 해양생태계 건강성평가 워크숍 개최/발표

3. 국제적 역량 강화

- ▶ 국제 학회 관련 연구결과 발표
- ▶ 선진 벤치마킹 대상국과 국제협력연구 추진

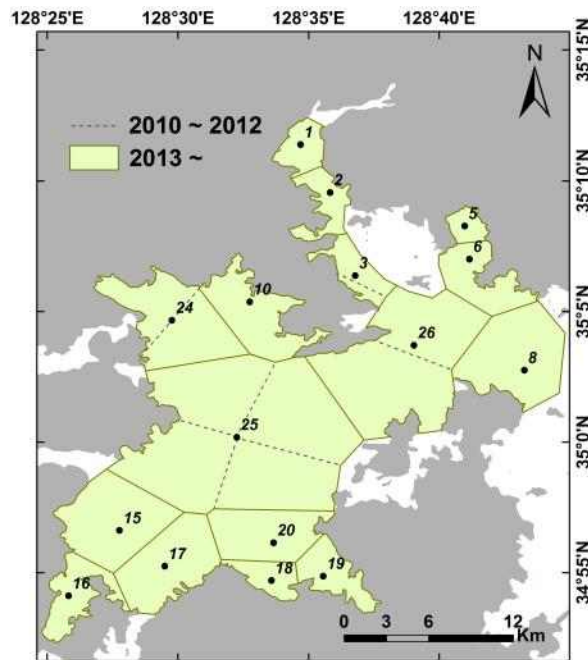
4. 국내 해역환경/생태계 평가 및 관리방안 제시

- ▶ 진해만·광양만·부산해역·울산만 해양생태계 불건강 수역 선별제시
- ▶ 진해만·광양만·부산해역·울산만 해양생태계 불건강 요소 색출
- ▶ 국내 타 해역 적용 검토 및 기술이전 방향 제시

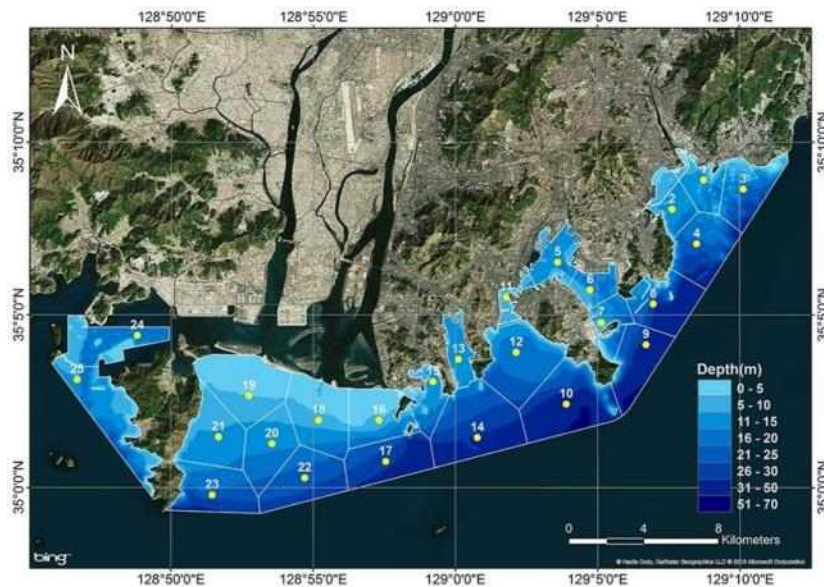
제2절 추진 방법

1. 조사 해역 (2015년) : 진해만 (계속), 부산해역과 울산만

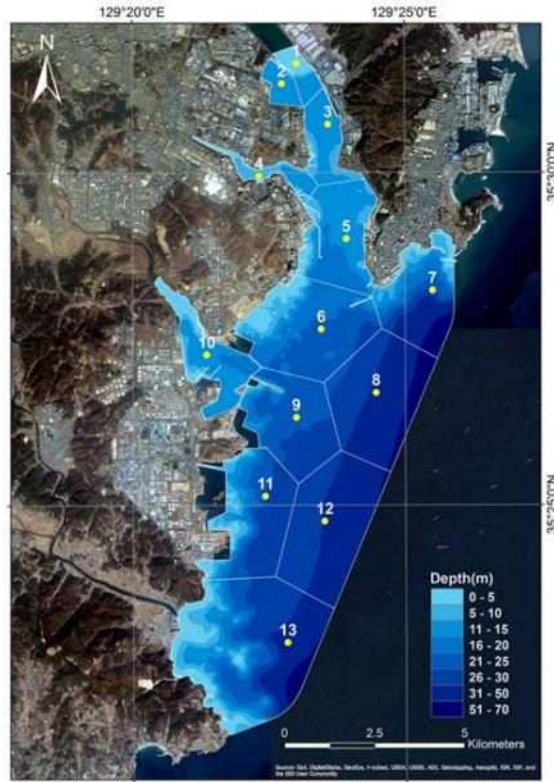
- ▶ 진해만 1단계 평가 결과 기반한 2013년 2단계 조사정점의 재선별 : 23개 정점에서 16개 정점으로 축소



- ▶ 부산해역 25개 정점 선별



▶ 울산만 13개 정점 선별



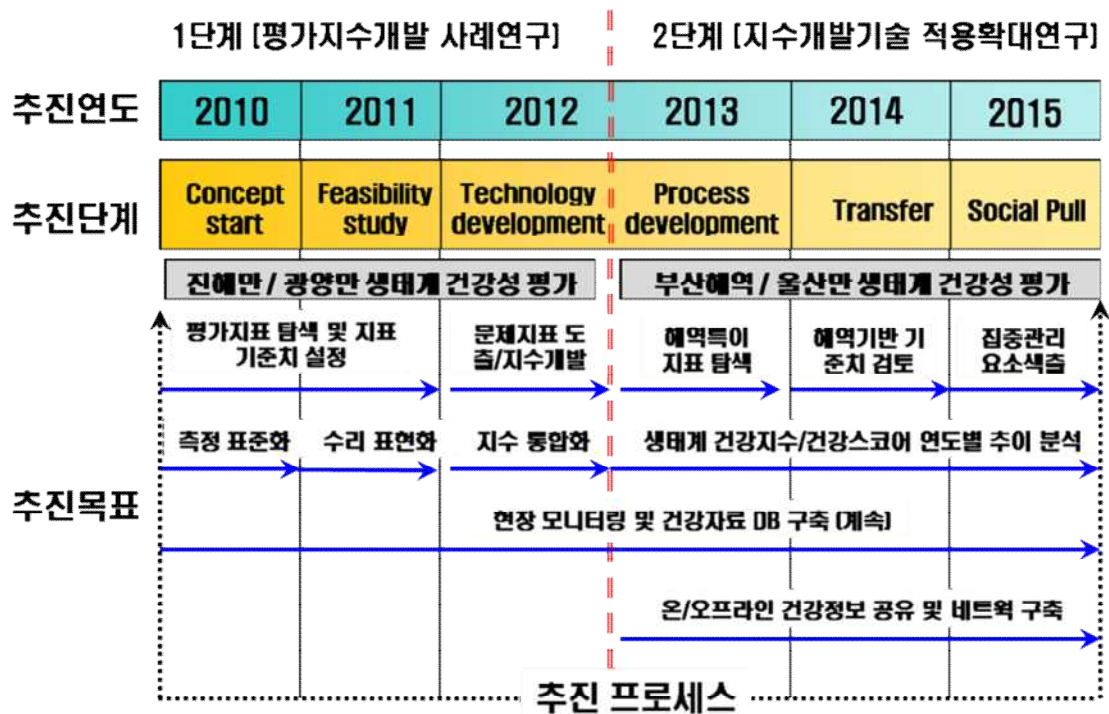
2. 세부 분야



3. 분야별 핵심 추진내용

분야	방법	관측	항목
해류, 지형	 CCI	기자료 리뷰	KIOST 등 관측자료 - 조석, 유속 및 오염원 확산 - 퇴적물입도 및 오염물 집적지
수질	 WGI	현장조사	계절관측: 표준정점 정밀관측: 하구역 (N, P) -14개 수질요소 (DIN, DIP, Chl, DO 등) -수질지표, 기준치 & 지수 적용/보완
퇴적물	 SGI	현장조사	계절관측: 표준정점 정밀관측: Hot spot - 33개 퇴적물질요소 (PCBs, DDT 등 유기독성물질 28 + 중금속 7) - 퇴적물질 기준치 & 지수 적용/보완
부유생물	 PHI	현장조사	계절관측: 표준정점 Bioassay (Chl. a) -10개 부유생물 요소 (Cell no. HAB, HB, E. coli 등) -부유생물 기준치 & 지수 적용/보완
저서생물	 BPI	현장조사	계절관측: 표준정점 Ref. site 관측 -BPI 저서생물지수 측정 -저서생물 기준치 & 지수적용/ 보완
DB / 수리분석	 GII	DB자료 선별/통계	진해만, 부산, 울산만 수집관측자료 - DB 업그레이드, GIS 맵핑 - 세부지수 가중치 설정법, 세부지수 등 합 절차 수립

4. 추진 로드맵 (2단계, 6년: 2010-2015)



제4장 연구개발 내용 및 결과

제4장 연구개발 내용 및 결과

제1절 수질

1. 연구배경

연안해역의 수질은 사람들의 건강과 해양생태계에 직접적인 영향을 미치기 때문에 지난 수 십년 동안 지대한 관심거리가 되어왔다. 인구가 증가하고 산업이 발전하면서 생활하수와 산업폐기물과 같은 오염물질들이 연안해역으로 유입되는 양이 점차 증가하고 있다. 최근 연안해역에서 양식장, 항만, 휴양지 개발과 같은 인간 활동이 증가하면서 수질은 더 악화되어가고 이에 따라 해양생태계도 점차 황폐화되어가고 있다. 따라서 연안 해역에서의 오염을 방지하고 수질을 유지하기 위해서는 현재 수질상태를 이해하고 수질의 시·공간변화를 파악하기 위한 수질 모니터링 프로그램이 필요하다(Singh et al. 2004). 미국과 유럽에서는 이미 오래전부터 다양한 수질 모니터링 프로그램을 개발하여 지속적으로 수질 모니터링을 수행하고 있다(Giordani et al. 2009; Williams et al. 2009).

진해만은 마산시, 창원시, 진해시로 둘러 싸여있고 수 천개의 산업공장이 있는 자유무역단지가 마산만 주위에 존재하고 있다. 1960년대 이후, 매일 97,990톤의 생활하수와 76,130톤의 산업폐수가 아무런 처리도 받지 않고 한천을 통해 마산만으로 유입되고 있다(Lee and Min 1990). 따라서 진해만은 우리나라에서 오염이 가장 심한 해역으로 알려져 있다; 매년 여름이면 적조가 발생하여 물고기들이 폐사하고 저층에서는 산소농도가 2 mg L^{-1} 이하의 저산소 상태가 발생하여 저서생물이 서식할 수 없는 환경이 된다(Lee and Kim 2008). 진해만 오염을 방지하고 수질을 개선하기 위해서 하루에 280,000톤의 하수를 처리할 수 있는 규모의 마산 하수종말처리장이 1993년에 건설되었고 2003년에는 하수처리능력이 500,000톤으로 증가하였다. 또한, 하루에 60,000톤의 하수를 처리할 수 있는 규모의 진해 하수종말처리장이 2001년에 건설되었다. 하지만 진해만 수질은 하수종말처리장이 건설된 이후도 크게 개선되지 않고 주변 해역에 비해 상대적으로 악화되어 있다(임 등 2007).

부산연안해역은 가덕도에서 해운대까지 총 연장길이가 40~50 km이며, 부산항, 해운데, 광안리 해수욕장, 낙동강 하구 등 다양한 해양환경으로 이루어졌다. 인구 3백5십만의 부산광역시가 인근에 위치하고 있어 막대한 양의 생활하수가 부산연안해역으로 유입되고 있다. 또한, 신평, 장림, 정관, 기룡 등 총 12개 2천백만 m^2 의 산업단지가 부산연안해역에는 인근에 위치하고 있어, 이들 산업단

지로부터 상당한 양의 공장폐수가 부산연안해역으로 유입될 것으로 예상된다. 울산연안해역은 울산과 온산 주변해역으로 총 연장길이가 10 km 정도이며, 울산항과 태화강이 주변에 위치하고 있다. 울산연안해역에도 인구 백십만의 울산광역시 인근에 위치하고 있어 막대한 양의 생활하수가 인근해역으로 유입되고 있다. 또한 대규모 단지의 울산공업단지가 해안에 위치하고 있어 상당한 양의 공장폐수가 인근해역으로 유입될 것으로 예상된다.

본 연구의 목적은 진해만, 부산연안해역, 울산연안해역에 적합한 수질지수를 개발하여 사계절동안 진해만, 부산연안해역, 울산연안해역의 수질을 평가하는 것이다. 본 보고서에서는 2013년부터 2015년까지 3년 동안 개발된 수질지수를 자세히 기술하고, 본 연구를 통해 개발된 수질지수를 이용하여 2013년부터 2015년까지 3년간 진해만, 부산연안해역, 울산연안해역의 수질상태를 평가하고자 한다.

2. 연구방법

진해만, 부산연안해역, 울산연안해역 현장조사는 2013년 2월부터 2015년 11월까지 3년간 수행하였다. 겨울 조사는 2월, 봄 조사는 5월, 여름조사는 8월, 가을조사는 11월에 수행하였다. 진해만에서는 16개 정점, 부산연안해역은 25개 정점, 울산연안해역은 13개 정점을 조사하였다(Fig. 4-1-1). 각 조사정점에서 니스킨(Niskin) 채수병을 이용하여 표층과 저층해수를 채집하였다. 수온과 염분은 다항목 수질측정기(Water Quality Sonde; Hydrolab MS5)을 이용하여 현장에서 측정하였다. 해수 1000 ml를 0.7 μ m Whatman GF/F 여과지로 거른 후, 여과된 해수는 영양염과 용존유기탄소 분석을 위해 냉동하였고, GF/F 여과지는 부유물질, 엽록소, 입자태유기탄소 분석을 위해 냉동하였다. 용존산소는 현장에서 manganese chloride와 alkaline-iodide 용액을 시료병에 넣어 고정한 후에 실험실로 운반하여 3일 이내에 Winkler 역적정법(back-titration)을 이용하여 측정하였다.

암모니아, 질산염+아질산염(이후로 질산염이라 줄여서 명함), 용존무기인, 규산염 농도는 자동이온분석기(Proxima, Alliance)를 이용하여 측정하였으며, 각각의 측정값은 표준 해수시료(SRM)를 이용하여 검정하였다. 두 번 이상 분석을 통하여 얻은 질산염, 용존무기인, 규산염의 정밀도는 5% 이내였다. 엽록소 농도는 90% 아세톤 10 ml로 24시간 동안 추출한 후에 Turner-designed fluorometer(Turner BioSystems, USA)를 이용하여 측정하였다. 입자태유기탄소(particulate organic carbon) 농도는 GF/F 여과지(사용 전에 550°C에서 5시간 태움)를 염산 원액이 들어있는 데시케이터에 24시간 동안 넣어 무기탄소(inorganic carbon)을 제거한 후에, CNS 분석기(EA1110, CE Instrument)를

이용하여 분석하였다. 용존유기탄소(dissolved organic carbon) 농도는 지오시스템리서치(주)에서 HTCO(high-temperature catalytic oxidation)/NDIR(non-dispersive infrared gas analysis)의 방법으로 총유기탄소분석기(TOC-5000A, SHIMADZU)를 이용하여 측정하였다. pH는 30 ml 해수에 0.01 ml m-cresol purple를 넣어 발색한 후에, 분광분석기(spectrophotometer)를 이용하여 측정하였다.

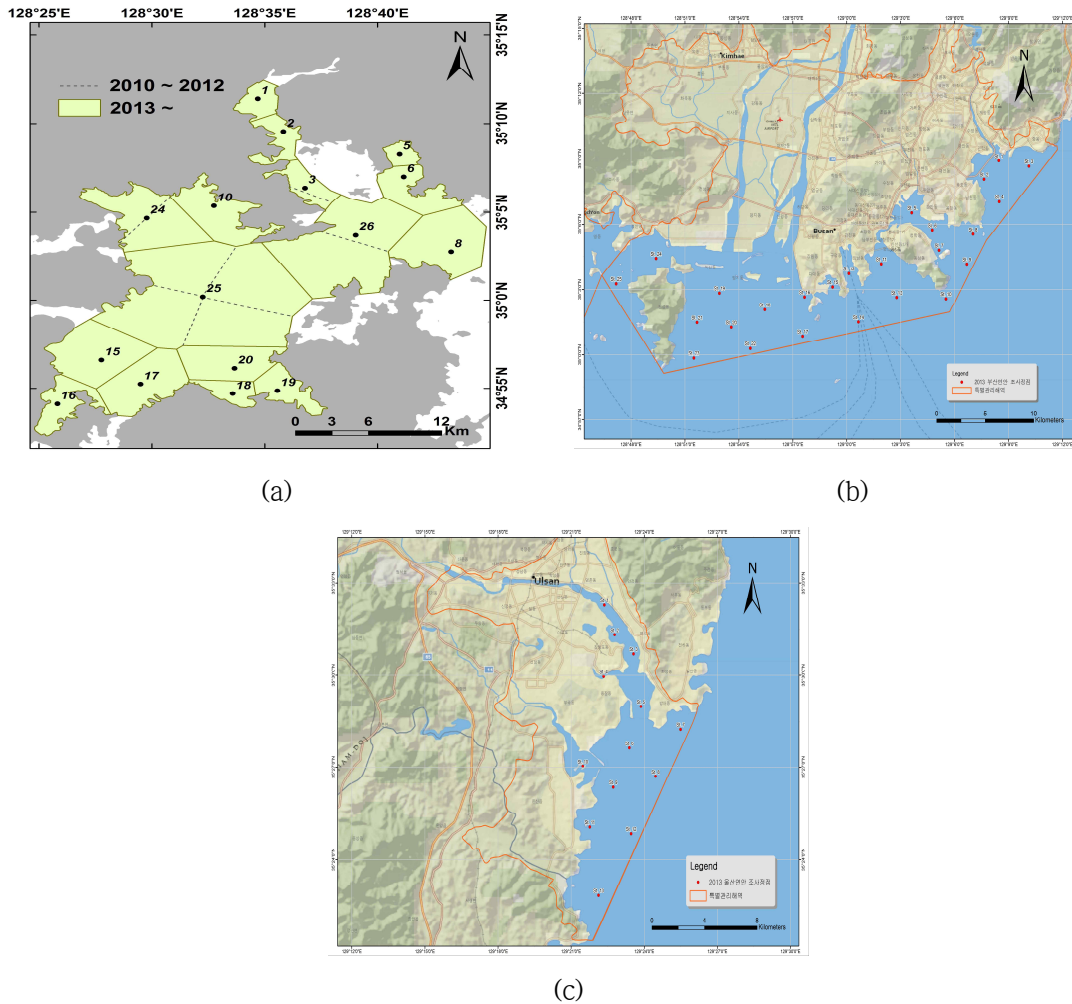


Figure 4-1-1. Study areas and sampling stations in Jinhae Bay (a), Busan coastal area (b) and Ulsan Bay (c).

3. 연구결과 및 토의

가. 수질 등급

수질등급은 각 수질의 기준치를 3등급 기준으로 정하여, 총 5등급으로 나누었다(Table 4-1-1). 용존무기질소는 외해(offshore)에 위치한 대한해협에서 2007년부터 2012년까지 6년동안 매월 관측한 자료에서 겨울철에 관측한 최고농도의 평균값인, $6.22 \mu\text{M}$ 을 기준으로 정하였다. 용존무기질소 등급은 각 등급의 기준을 먼저 정한 후에, 각 등급 기준의 중간 값으로 등급을 나누었다. 기준치인 $6.22 \mu\text{M}$ 을 3등급의 기준으로 정하였고 2등급의 기준은 $3.11 \mu\text{M}$ (기준치 - 기준치/2), 1등급의 기준은 $0 \mu\text{M}$ (기준치 - 기준치), 4등급의 기준은 $9.33 \mu\text{M}$ (기준치 + 기준치/2), 5등급의 기준은 $12.4 \mu\text{M}$ (기준치 + 기준치)으로 정하였다. 1등급은 $0 \mu\text{M}$ 부터 $1.55 \mu\text{M}$ (1등급 기준과 2등급 기준의 중간값)까지, 2등급은 $1.56 \mu\text{M}$ 부터 $4.66 \mu\text{M}$ (2등급 기준과 3등급 기준의 중간값)까지, 3등급은 $4.67 \mu\text{M}$ 부터 $7.77 \mu\text{M}$ (3등급 기준과 4등급 기준의 중간값)까지, 4등급은 $7.78 \mu\text{M}$ 부터 $10.88 \mu\text{M}$ (4등급 기준과 5등급 기준의 중간값)까지, 5등급은 $10.89 \mu\text{M}$ 이상으로 정하였다(Table 4-1-1).

용존무기인은 외해(offshore)에 위치한 대한해협에서 2007년부터 2012년까지 6년동안 매월 관측한 자료에서 겨울철에 관측한 최고농도의 평균값인, $0.38 \mu\text{M}$ 을 기준으로 정하였다. 용존무기인 등급은 기준치인 $0.38 \mu\text{M}$ 을 3등급의 기준으로 정하였고 2등급의 기준은 $0.19 \mu\text{M}$ (기준치 - 기준치/2), 1등급의 기준은 $0 \mu\text{M}$ (기준치 - 기준치), 4등급의 기준은 $0.57 \mu\text{M}$ (기준치 + 기준치/2), 5등급의 기준은 $0.72 \mu\text{M}$ (기준치 + 기준치)으로 정하였다. 1등급은 $0 \mu\text{M}$ 부터 $0.095 \mu\text{M}$ (1등급 기준과 2등급 기준의 중간값)까지, 2등급은 $0.096 \mu\text{M}$ 부터 $0.285 \mu\text{M}$ (2등급 기준과 3등급 기준의 중간값)까지, 3등급은 $0.286 \mu\text{M}$ 부터 $0.475 \mu\text{M}$ (3등급 기준과 4등급 기준의 중간값)까지, 4등급은 $0.476 \mu\text{M}$ 부터 $0.665 \mu\text{M}$ (4등급 기준과 5등급 기준의 중간값)까지, 5등급은 $0.666 \mu\text{M}$ 이상으로 정하였다(Table 4-1-1).

엽록소 등급은 2010년부터 2016년까지 6년동안 진해만, 광양만, 부산연안해역, 울산연안해역 등에서 관측한 엽록소 자료를 정규분포화시켜 Z-score 값으로 등급을 나누었다. 1등급은 $0.83 \mu\text{g L}^{-1}$ 이하(Z-score 값이 -1.3 미만), 2등급은 $0.84\sim 1.83 \mu\text{g L}^{-1}$ (Z-score 값이 -1.3~-0.5), 3등급은 $1.84\sim 4.90 \mu\text{g L}^{-1}$ (Z-score 값이 -0.5~0.5), 4등급은 $4.91\sim 10.76 \mu\text{g L}^{-1}$ (Z-score 값이 0.5~1.3), 5등급은 $10.77 \mu\text{g L}^{-1}$ 이상(Z-score 값이 1.3 초과)으로 정하였다(Table 4-1-1).

용존산소는 생물의 활동에 영향을 미치지 않은 5 mg L^{-1} 초과를 1등급으로

정하였으며, hypoxia 상태인 2 mg L⁻¹ 이하를 5등급으로 정하였고, 2등급은 4.1 ~5.0 mg L⁻¹, 3등급은 3.1~4.0 mg L⁻¹, 4등급은 2.1~3.0 mg L⁻¹으로 정하였다 (Table 4-1-1).

Table 4-1-1. Five classification criteria for dissolved inorganic nitrogen, dissolved inorganic phosphorus, chlorophyll-a, and dissolved oxygen.

등급	용존무기질소 (μM)	용존무기인 (μM)	엽록소 (μg L ⁻¹)	용존산소 (mg L ⁻¹)
1등급	1.55 이하	0.095 이하	0.83 이하	5.0 초과
2등급	1.56~4.66	0.096~0.285	0.84~1.83	4.1~5.0
3등급	4.67~7.77	0.286~0.475	1.84~4.90	3.1~4.0
4등급	7.78~10.88	0.476~0.665	4.91~10.76	2.1~3.0
5등급	10.89 이상	0.666이상	10.777 이상	2.0 이하

나. 수질 지수

4개의 수질 지시자는 세가지 그룹으로 나뉘어진다; (1) 영양염 과잉공급; 용존무기질소와 인 (2) 영양염 과잉공급에 의해 직접적인 영향을 받는 것; 엽록소, (3) 영양염 과잉공급에 의해 간접적인 영향을 받는 것; 용존산소. 이 세가지 그룹은 수질지수를 결정하는데 모두 중요한 요인으로 작용하기 때문에 동일한 가중치를 주었다. 그래서, 엽록소와 용존산소는 각각 33%의 가중치를 주었고 용존무기질소와 인은 각각 17%의 가중치를 주었다. 따라서 진해·광양만에서 수질 지수는 다음과 같이 선정하였다;

$$\text{용존산소등급} \times 0.33 + \text{엽록소등급} \times 0.33 + \text{용존무기질소등급} \times 0.17 + \text{용존무기인등급} \times 0.17$$

수질지수도 점수에 따라 5등급으로 분류하였다(Table 4-1-2). 1등급은 1.0부터 1.49까지이며 “Excellent“에 해당된다. 2등급은 1.50부터 2.49까지이며 “Good“에 해당된다. 3등급은 2.50부터 3.49까지이며 “Fair“에 해당된다. 4등급은 3.50부터 4.49까지이며 ” Poor“에 해당된다. 5등급은 4.50부터 5.0까지이며 “Very poor“에 해당된다.

Table 4-1-2. Five classification criteria for water quality index.

등급	수질지수	상태
1등급	1.0~1.49	Excellent
2등급	1.50~2.49	Good
3등급	2.50~3.49	Fair
4등급	3.50~4.49	Poor
5등급	4.50~5.0	Very poor

다. 부산해역 수질

1) 2013년 부산해역 수질지수

2013년 겨울(2월)에는 용존무기질소와 용존무기인은 4~5 등급으로 불량하였지만 엽록소와 용존산소가 대부분 정점에서 1등급을 보여 양호하였으며, 수질지수는 모든 정점들에서 2등급을 나타내, 전반적으로 양호한(Good) 수질을 나타냈다(Fig. 4-1-2).

2013년 봄(5월)에는 엽록소가 3~4등급으로 불량하였지만, 용존산소와 용존무기인이 대체로 1~2등급을 보여 양호하였으며, 수질지수는 모든 정점들에서 2등급을 나타내, 전반적으로 양호한(Good) 수질을 나타냈다(Fig. 4-1-3).

2013년 여름(8월)에는 엽록소가 3~5등급으로 불량하였지만, 용존산소, 용존무기질소, 용존무기인 등이 대체로 1~2등급을 보여 양호하였으며, 수질지수는 1등급이 7개 정점, 2등급이 17개 정점, 3등급이 1개 정점으로, 전반적으로 양호한(Good) 수질을 나타냈다(Fig. 4-1-4).

2013년 가을(11월)에는 겨울과 마찬가지로, 용존무기질소와 용존무기인은 4~5 등급으로 불량하였지만 엽록소와 용존산소가 대부분 정점에서 1등급을 보여 양호하였으며, 수질지수는 모든 정점들에서 2등급을 나타내, 전반적으로 양호한(Good) 수질을 나타냈다(Fig. 4-1-5).

따라서 2013년 부산주변해역 수질은 사계절 모두 양호(Good)하였다.

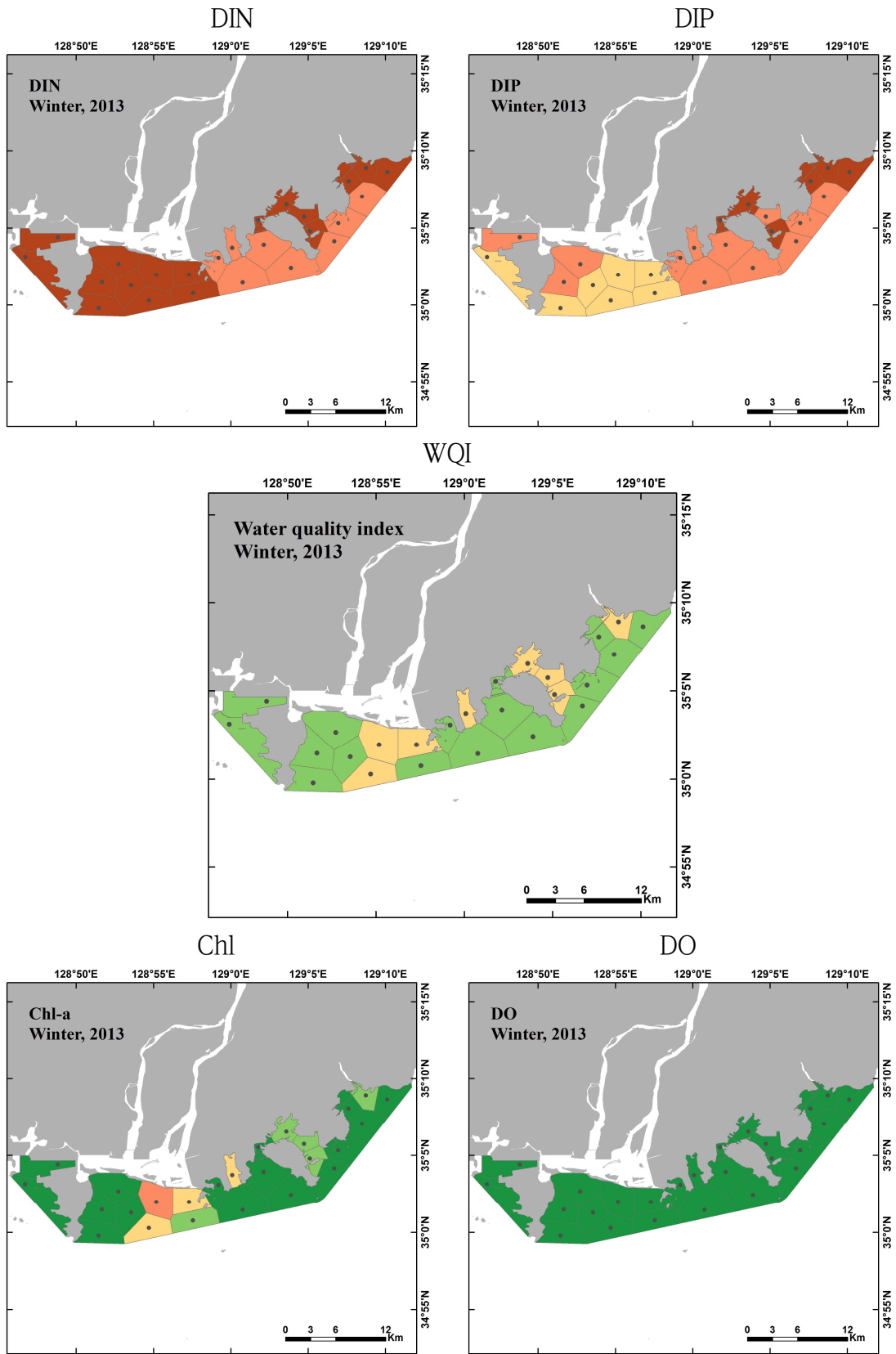


Figure 4-1-2. Water quality index (WQI) in Busan coastal area during the winter of 2013.

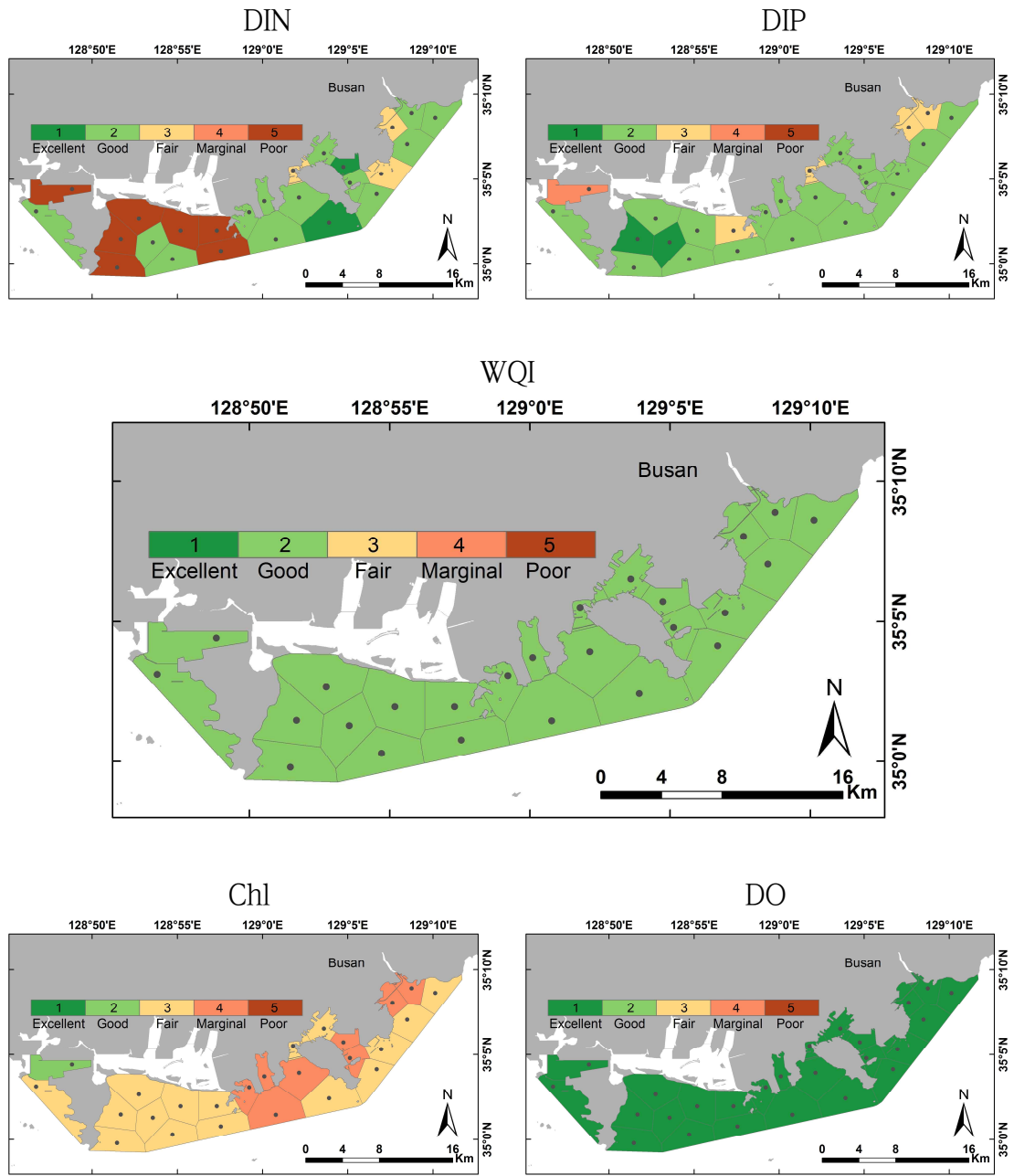


Figure 4-1-3. Water quality index (WQI) in Busan coastal area during the spring of 2013.

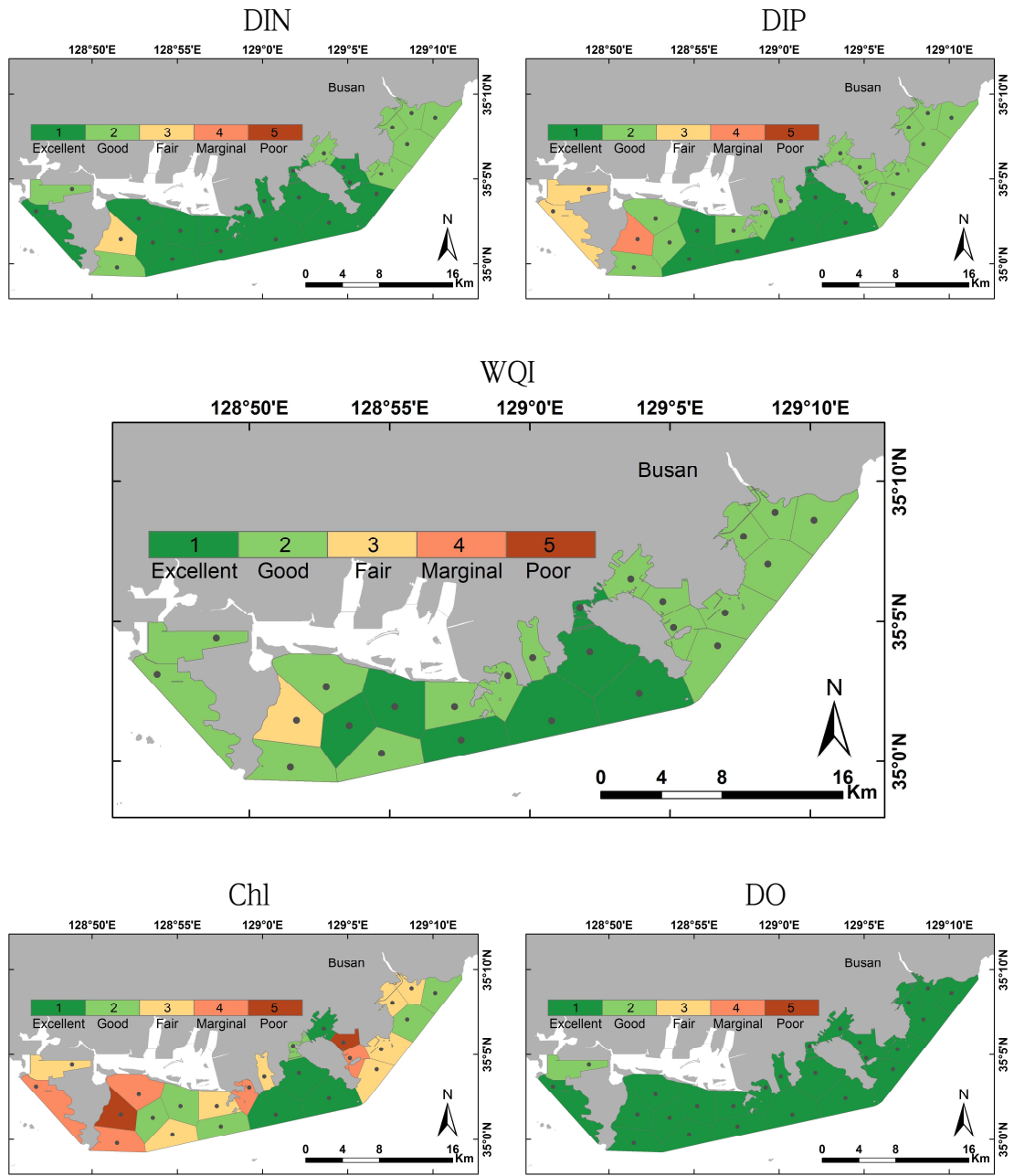


Figure 4-1-4. Water quality index (WQI) in Busan coastal area during the summer of 2013.

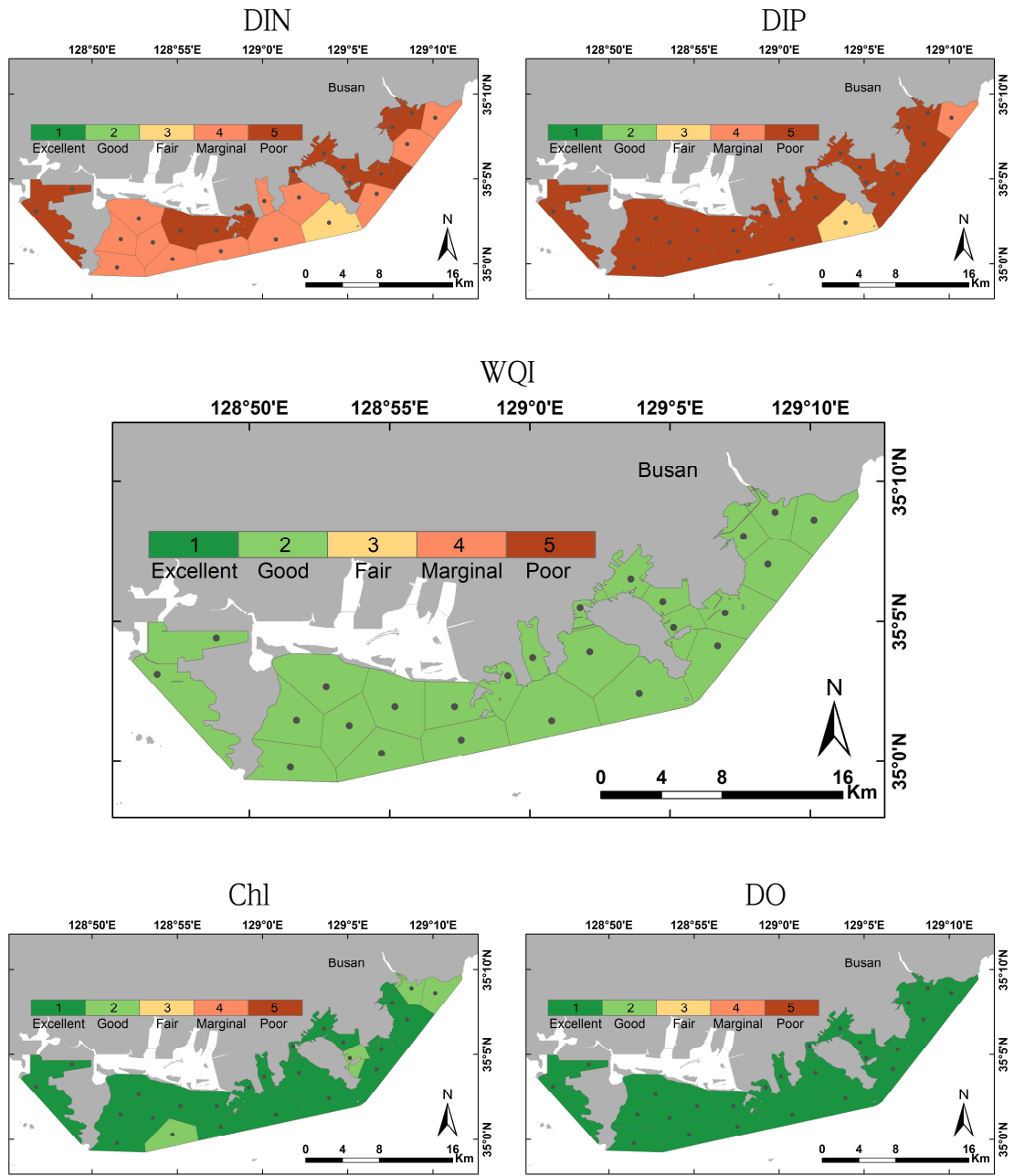


Figure 4-1-5. Water quality index (WQI) in Busan coastal area during the autumn of 2013.

2) 2014년 부산주변해역 수질지수

2014년 겨울(2월)에는 용존산소와 엽록소는 1~2등급으로 양호하였지만, 용존 무기질소와 용존무기인은 3~5등급으로 불량하였으며, 수질지수는 2등급이 19개 정점, 3등급이 6개 정점으로, 비교적 양호한(Good) 수질을 나타냈다(Fig. 4-1-6).

2014년 봄(5월)에는 용존산소는 1등급으로 양호하였지만, 용존무기질소는 3~5등급으로 불량하였고 엽록소와 용존무기인은 보통이었으며, 수질지수는 2등급이 20개 정점, 3등급이 5개 정점으로, 겨울철과 마찬가지로, 비교적 양호한(Good) 수질을 나타냈다(Fig. 4-1-7).

2014년 여름(8월)에는 봄과 마찬가지로, 용존산소는 1등급으로 양호하였지만, 용존무기질소는 대체로 5등급으로 불량하였고 엽록소와 용존무기인은 보통이었으며, 수질지수는 2등급이 3개 정점, 3등급이 22개 정점으로, 보통(Fair)의 수질을 나타냈다(Fig. 4-1-8).

2014년 가을(11월)에도 용존산소는 1등급으로 양호하였지만, 용존무기질소와 용존무기인은 3~5등급으로 불량하였고 엽록소는 2~3등급으로 보통이었으며, 수질지수는 2등급이 17개 정점, 3등급이 8개 정점으로, 겨울과 봄철과 마찬가지로, 비교적 양호한(Good) 수질을 나타냈다(Fig. 4-1-9).

따라서 2014년 부산주변해역 수질은 겨울, 봄, 가을은 양호(Good)하였고 여름은 보통(Fair)으로, 2013년에 비해 여름에만 양호에서 보통으로 나빠졌다.졌다.

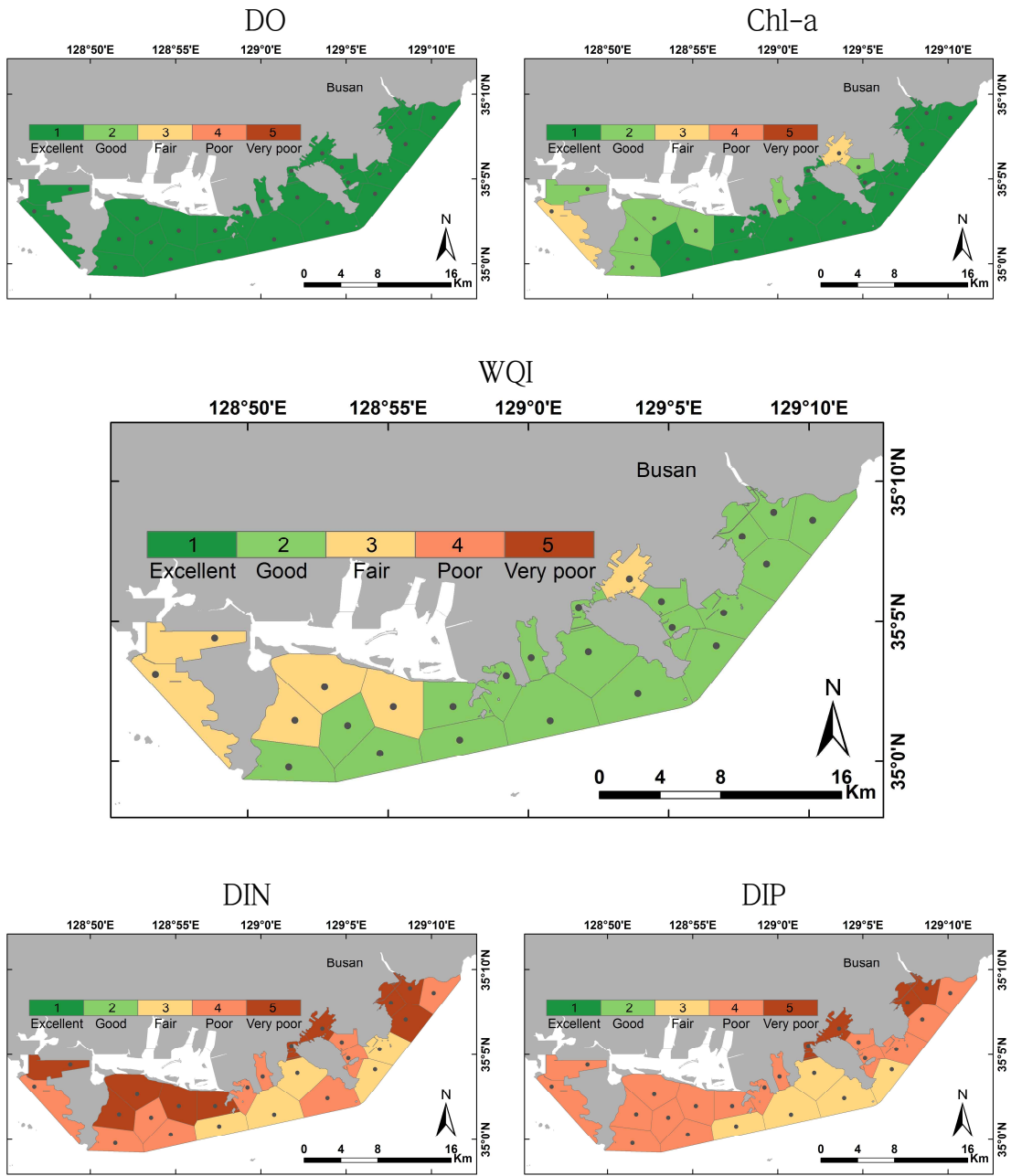


Figure 4-1-6. Water quality index (WQI) around Busan coastal area during the winter of 2014.

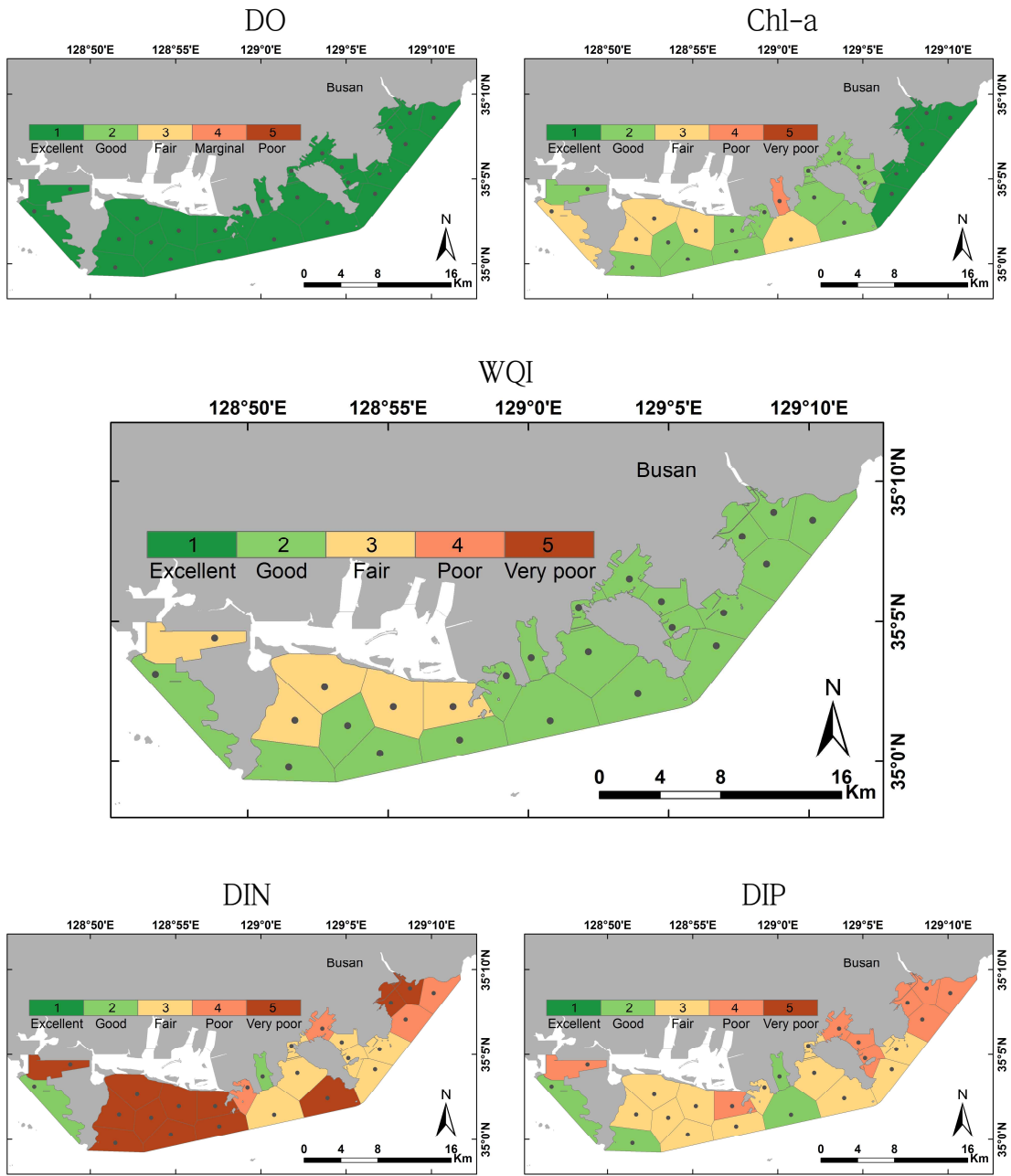


Figure 4-1-7. Water quality index (WQI) around Busan coastal area during the spring of 2014.

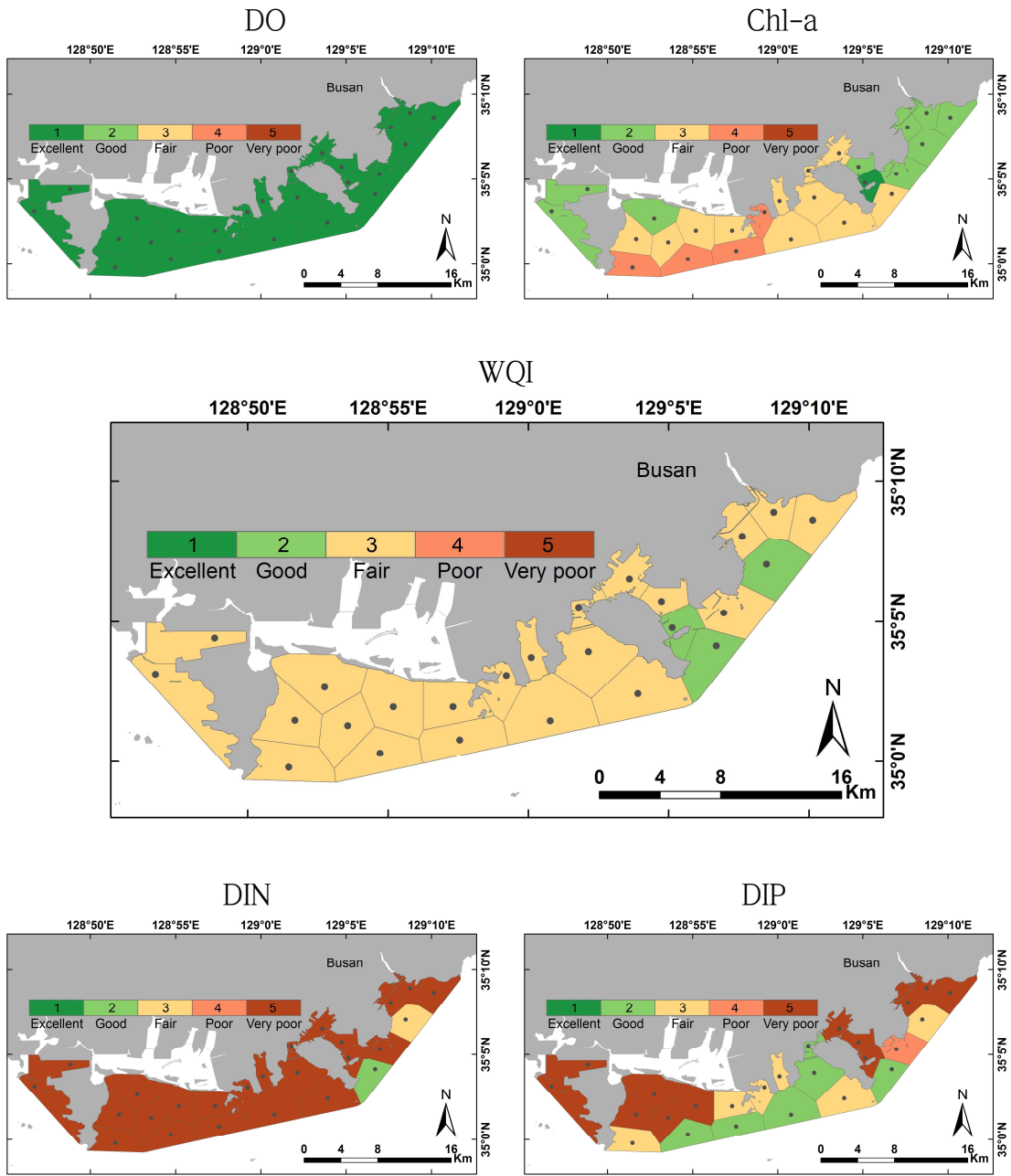


Figure 4-1-8. Water quality index (WQI) around Busan coastal area during the summer of 2014.

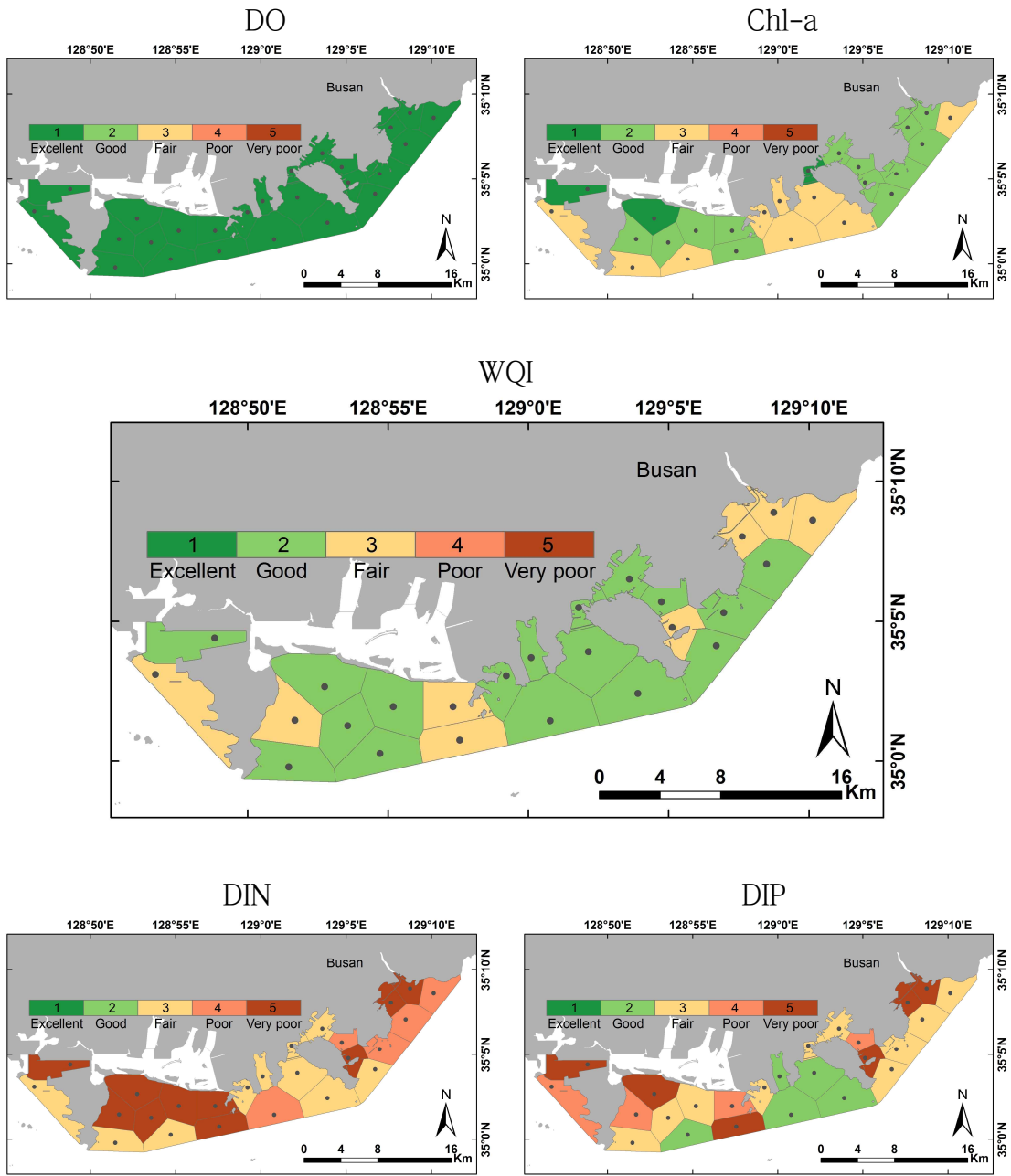


Figure 4-1-9. Water quality index (WQI) around Busan coastal area during the autumn of 2014.

3) 2015년 부산주변해역 수질지수

2015년 겨울(2월)에는 용존산소는 모든 정점에서 1등급으로 매우 양호하였고 엽록소는 2~3등급으로 양호하였고 용존무기질소와 용존무기인은 2~5등급으로 보통이었으며, 수질지수는 2등급이 18개 정점, 3등급이 7개 정점으로, 비교적 양호한(Good) 수질을 나타냈다(Fig. 4-1-10).

2015년 봄(5월)에는 용존산소와 용존무기인은 1~3등급으로 양호하였지만, 용존무기질소는 1~5등급으로 보통이었고 엽록소는 3~5등급으로 불량하였으며, 수질지수는 2등급이 14개 정점, 3등급이 11개 정점으로, 대체로 양호한(Good) 수질을 나타냈다(Fig. 4-1-11).

2015년 여름(8월)에는 용존산소, 용존무기질소, 용존무기인 등은 1~2등급으로 양호하였지만, 엽록소는 대체로 1~5등급으로 대체로 불량하였으며, 수질지수는 1등급이 6개 정점, 2등급이 16개 정점, 3등급이 3개 정점으로, 비교적 양호한(Good) 수질을 나타냈다(Fig. 4-1-12).

2015년 가을(11월)에는 용존산소와 엽록소는 1~2등급으로 양호하였지만, 용존무기질소와 용존무기인은 3~5등급으로 불량하였으며, 수질지수는 2등급이 19개 정점, 3등급이 6개 정점으로, 비교적 양호한(Good) 수질을 나타냈다(Fig. 4-1-13).

따라서 2015년 부산주변해역 수질은 2013년과 마찬가지로 사계절 모두 양호(Good)하였으며, 2014년에 비해 여름에만 보통에서 양호로 좋아졌다.

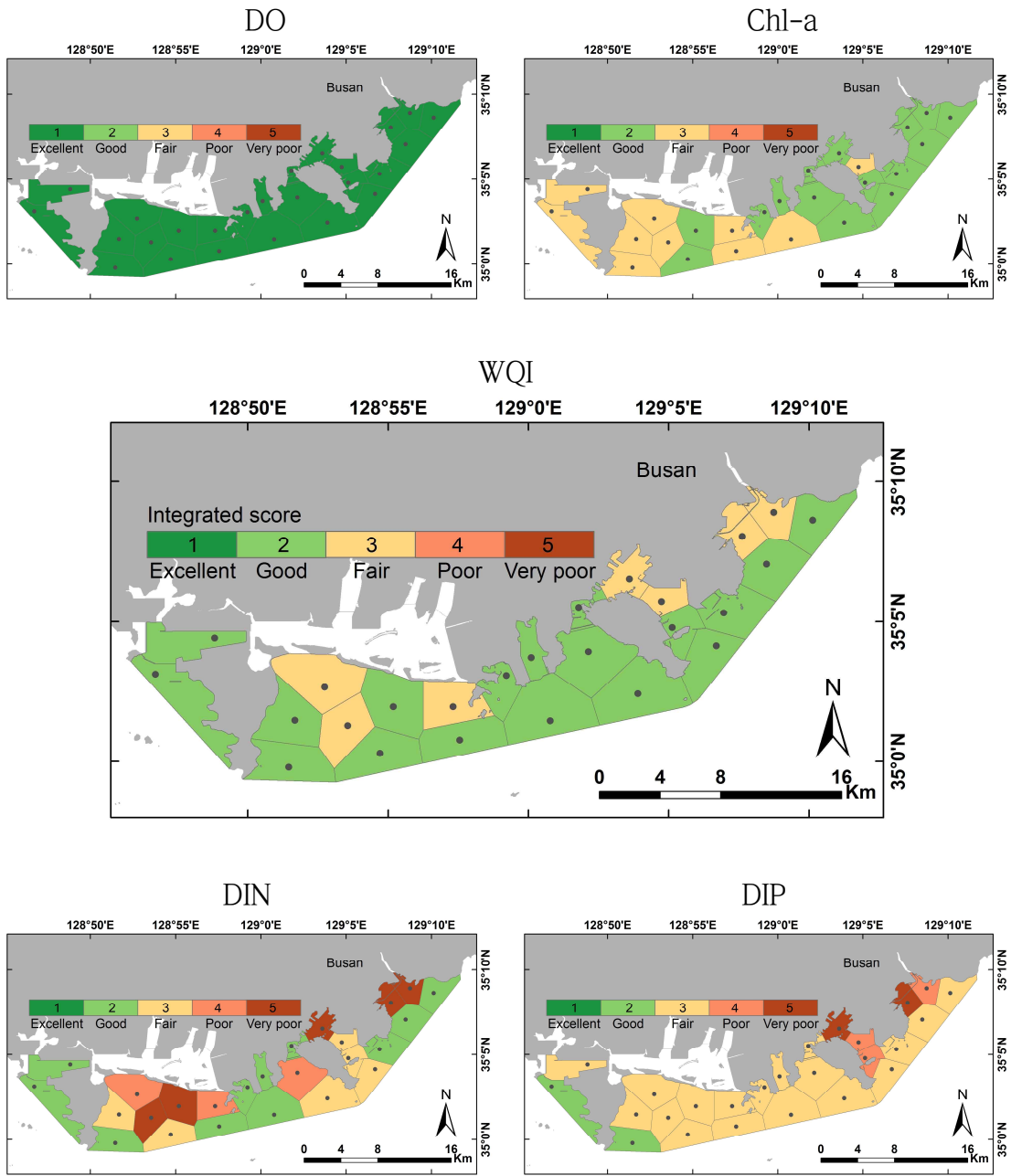


Figure 4-1-10. Water quality index (WQI) around Busan coastal area during the winter of 2015.

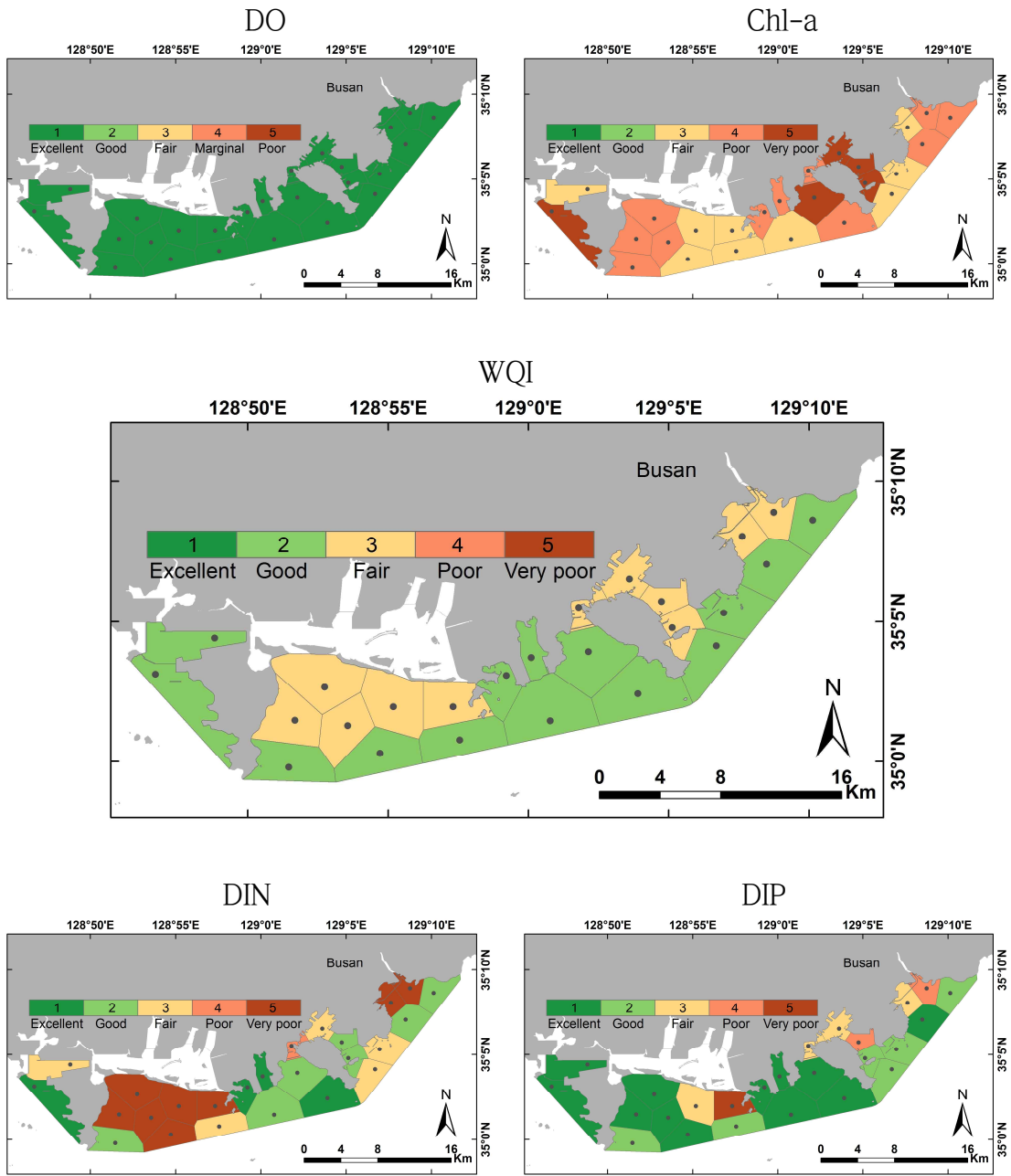


Figure 4-1-11. Water quality index (WQI) around Busan coastal area during the spring of 2015.

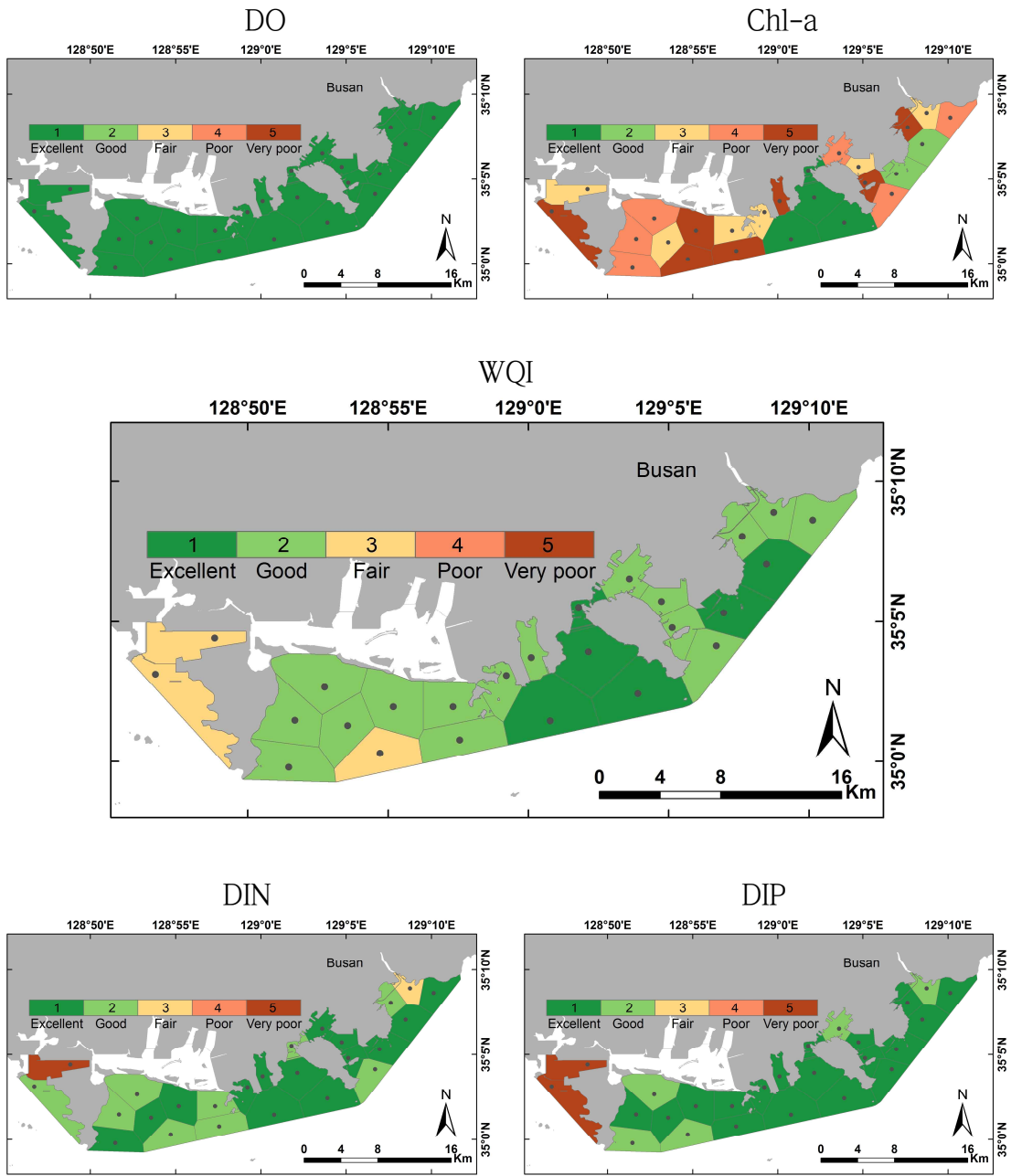


Figure 4-1-12. Water quality index (WQI) around Busan coastal area during the summer of 2015.

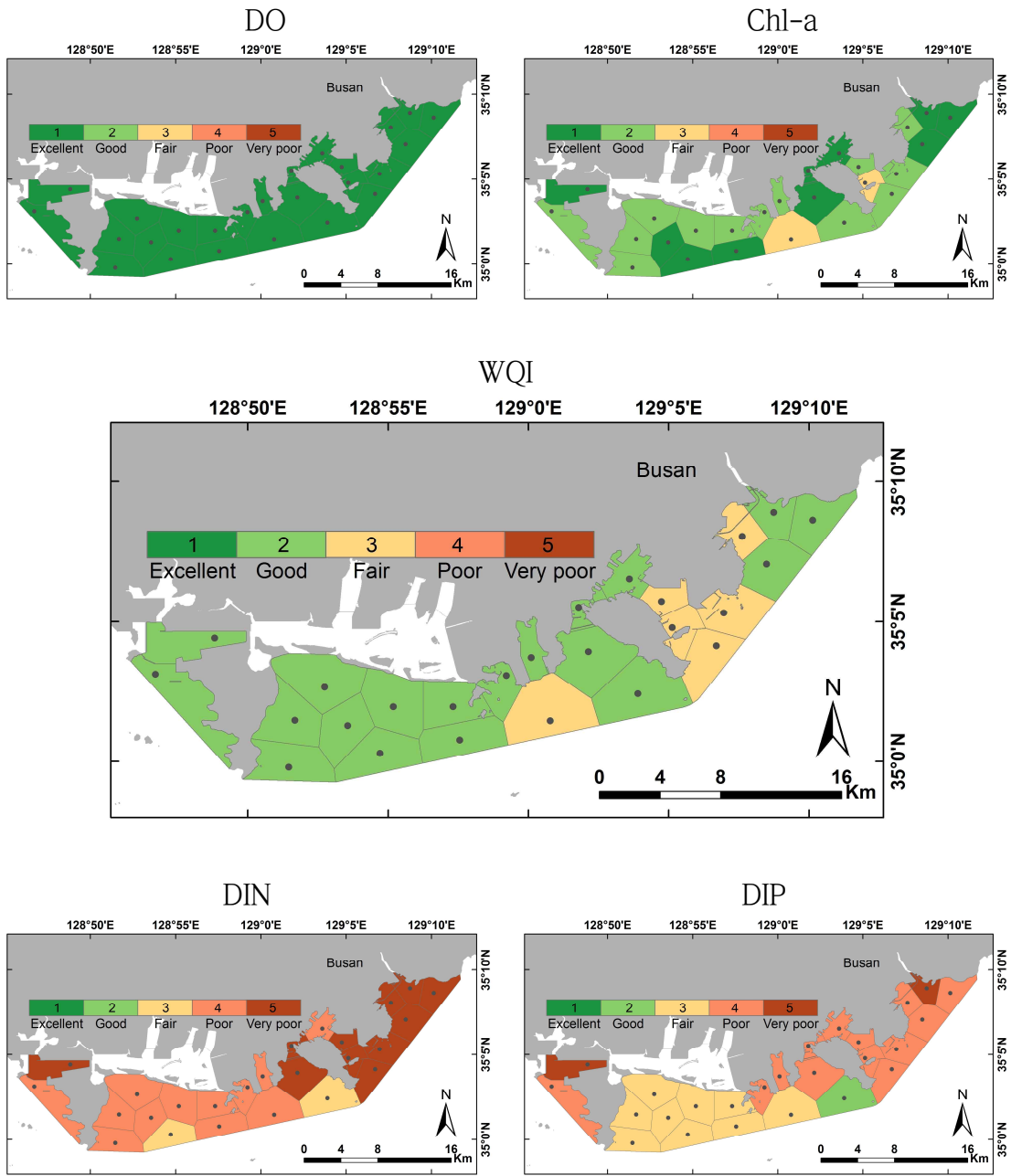


Figure 4-1-13. Water quality index (WQI) around Busan coastal area during the autumn of 2015.

라. 울산해역 수질

1) 2013년 울산해역 수질지수

2013년 겨울(2월)에는 용존산소와 엽록소는 모든 정점에서 1등급으로 매우 양호하였지만, 용존무기질소와 용존무기인은 3~5등급으로 불량하였으며, 수질지수는 모든 정점에서 2등급으로, 양호한(Good) 수질을 나타냈다(Fig. 4-1-14).

2013년 봄(5월)에는 용존산소는 모든 정점에서 1등급으로 매우 양호하였지만, 엽록소는 3~4등급으로 불량하였고 용존무기질소와 용존무기인은 1~5등급으로 보통이었으며, 수질지수는 3등급을 보인 한 정점을 제외한 모든 정점들에서 2등급을 나타내, 양호한(Good) 수질을 보였다(Fig. 4-1-15).

2013년 여름(8월)에는 봄과 유사하여, 용존산소는 모든 정점에서 1등급으로 매우 양호하였지만, 엽록소는 3~5등급으로 불량하였고 용존무기질소와 용존무기인은 대부분 정점에서 1~2등급으로 양호하였으며, 수질지수는 1등급이 1개 정점, 2등급이 8개 정점, 3등급이 5개 정점으로, 2등급이 가장 많아, 대체로 양호한(Good) 수질을 나타냈다(Fig. 4-1-16).

2013년 가을(11월)에는 겨울과 매우 유사하여, 용존산소와 엽록소는 1등급으로 매우 양호하였지만, 용존무기질소와 용존무기인은 3~5등급으로 불량하였으며, 수질지수는 1등급을 보인 한 정점을 제외한 모든 정점들에서 2등급을 나타내, 양호한(Good) 수질을 보였다(Fig. 4-1-17).

따라서 2013년 울산주변해역 수질은 사계절 모두 양호(Good)하였다.

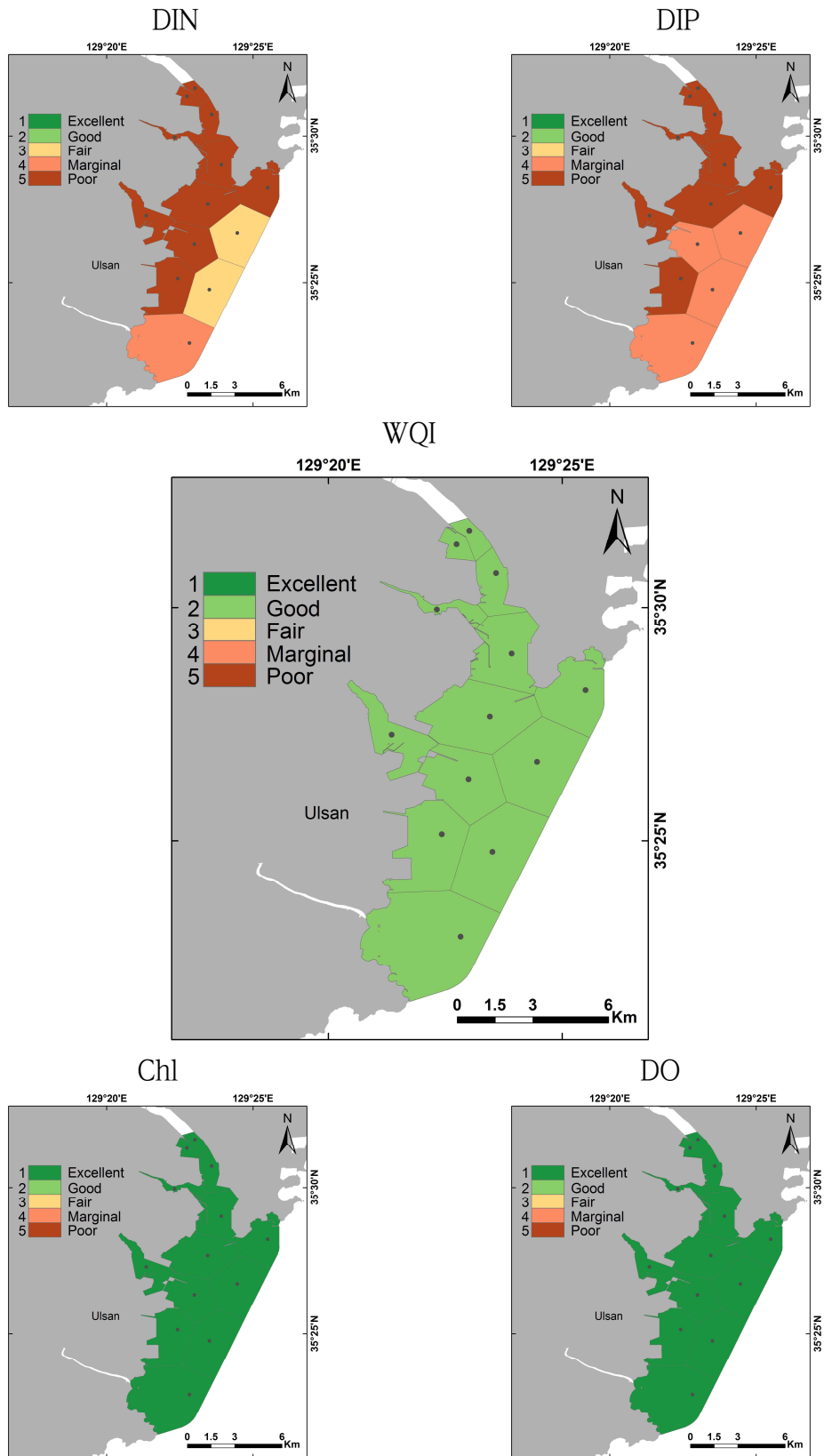


Figure 4-1-14. Water quality index (WQI) in Ulsan Bay during the winter of 2013.

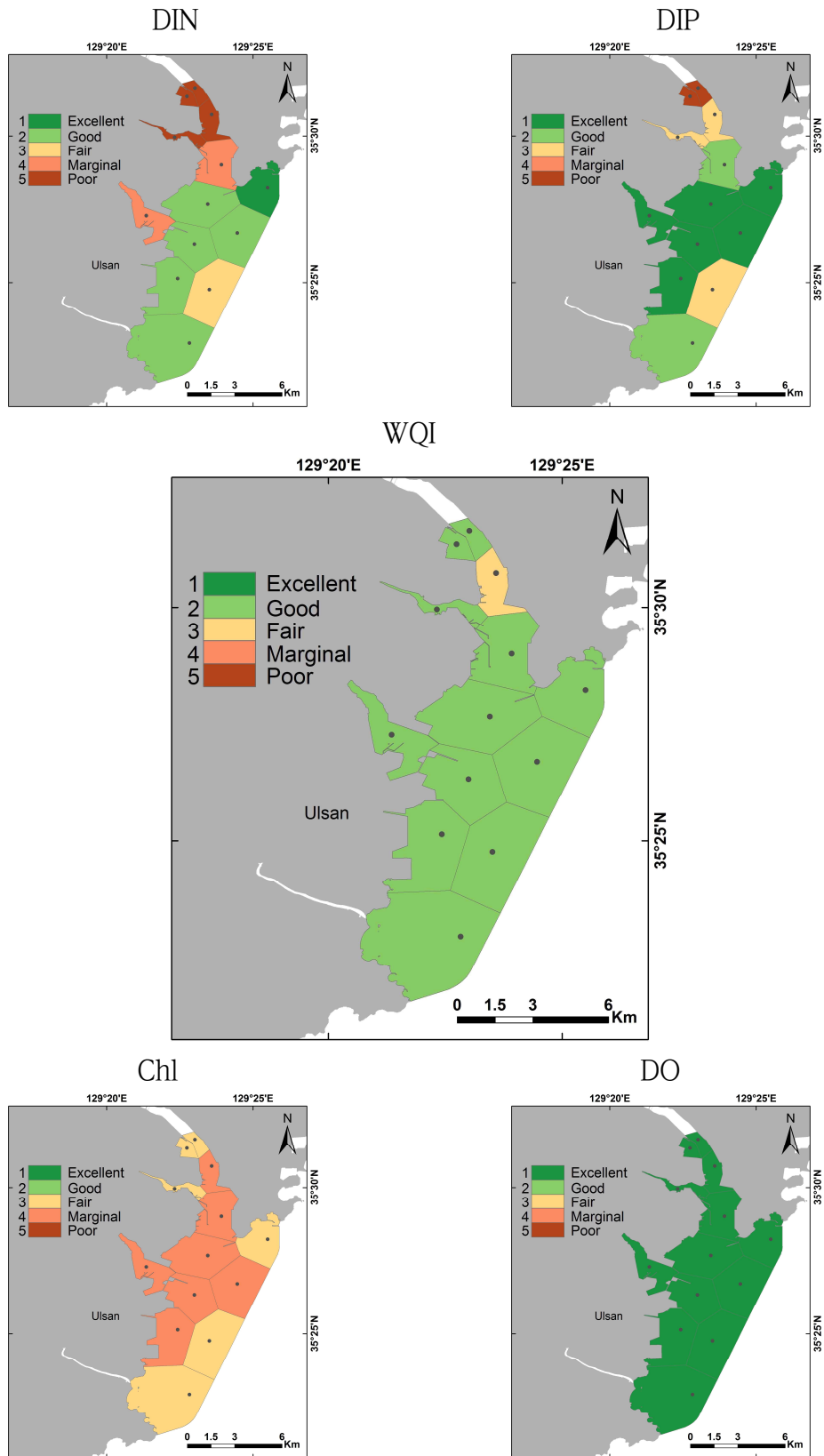


Figure 4-1-15. Water quality index (WQI) in Ulsan Bay during the spring of 2013.

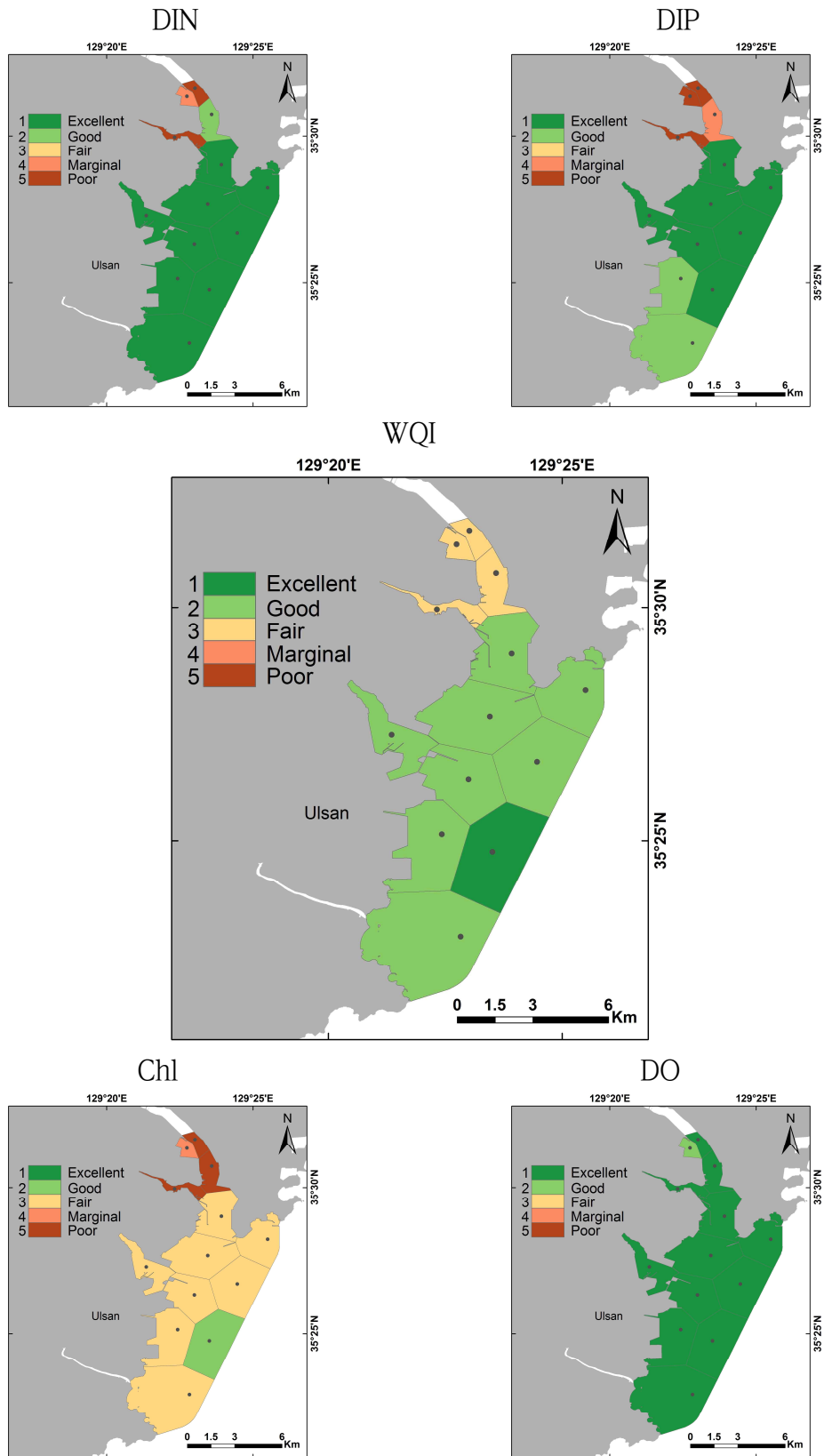


Figure 4-1-16. Water quality index (WQI) in Ulsan Bay during the summer of 2013.

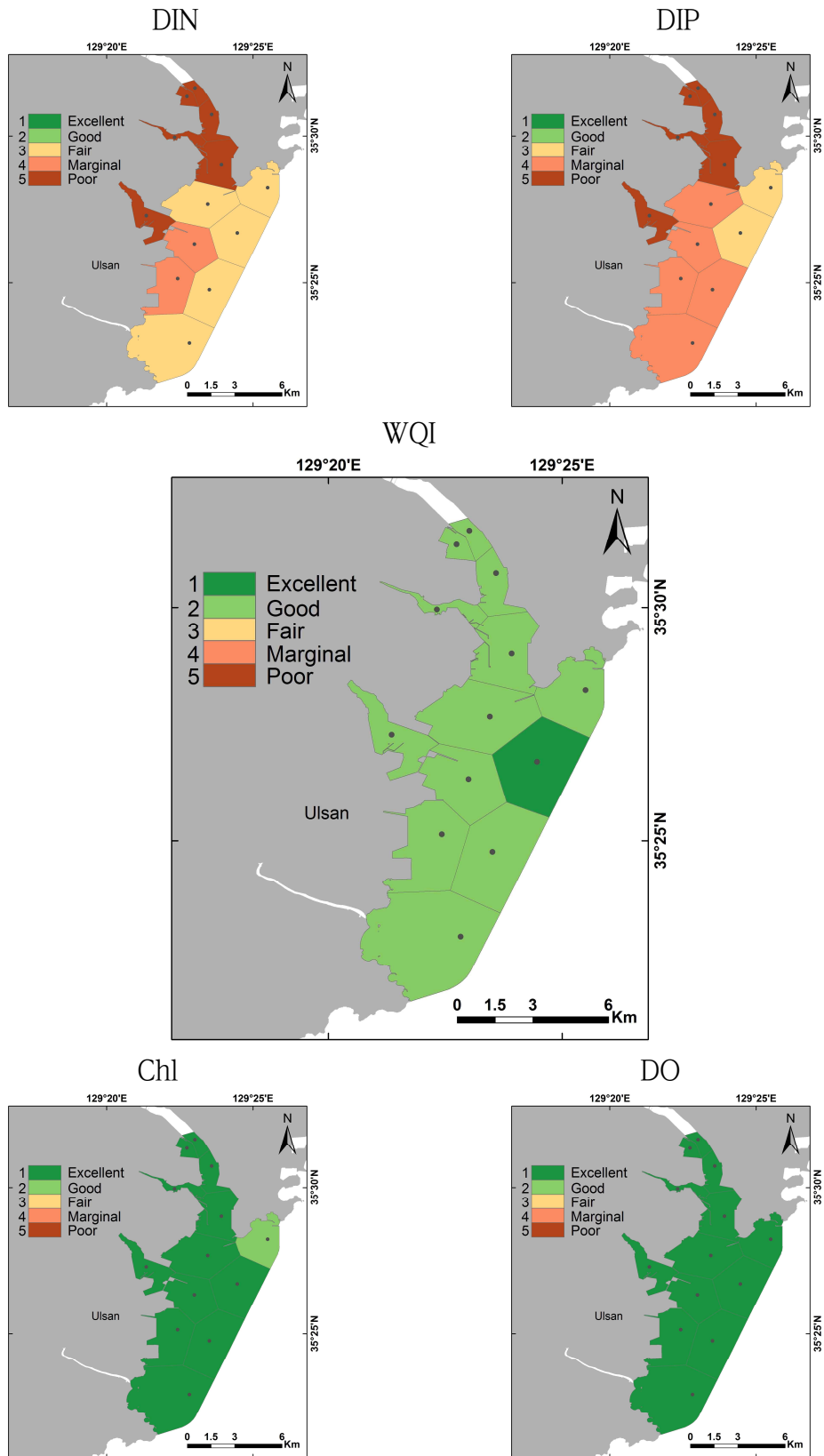


Figure 4-1-17. Water quality index (WQI) in Ulsan Bay during the autumn of 2013.

2) 2014년 울산해역 수질지수

2014년 겨울(2월)에는 용존산소와 엽록소는 모든 정점에서 1등급으로 매우 양호하였지만, 용존무기질소와 용존무기인은 3~5등급으로 불량하였으며, 수질지수는 모든 정점에서 2등급으로, 양호한(Good) 수질을 나타냈다(Fig. 4-1-18).

2014년 봄(5월)에도 용존산소와 엽록소는 1~2등급으로 매우 양호하였지만, 용존무기질소와 용존무기인은 3~5등급으로 불량하였으며, 수질지수는 3등급을 보인 두 정점을 제외한 모든 정점들에서 2등급을 나타내, 대체로 양호한(Good) 수질을 보였다(Fig. 4-1-19).

2014년 여름(8월)에도 봄과 유사하여, 용존산소와 엽록소는 1~2등급으로 매우 양호하였지만, 용존무기질소와 용존무기인은 3~5등급으로 불량하였으며, 수질지수는 2등급이 9개 정점, 3등급이 4개 정점으로, 대체로 양호한(Good) 수질을 나타냈다(Fig. 4-1-20).

2014년 가을(11월)에는 용존산소는 모든 정점에서 1등급으로 매우 양호하였고 엽록소는 1~3등급으로 비교적 양호하였고 용존무기질소와 용존무기인은 2~5등급으로 보통이었으며, 수질지수는 2등급이 10개 정점, 3등급이 3개 정점으로, 대체로 양호한(Good) 수질을 나타냈다(Fig. 4-1-21).

따라서 2014년 울산주변해역 수질은 2013년 마찬가지로 사계절 모두 양호(Good)하였다.

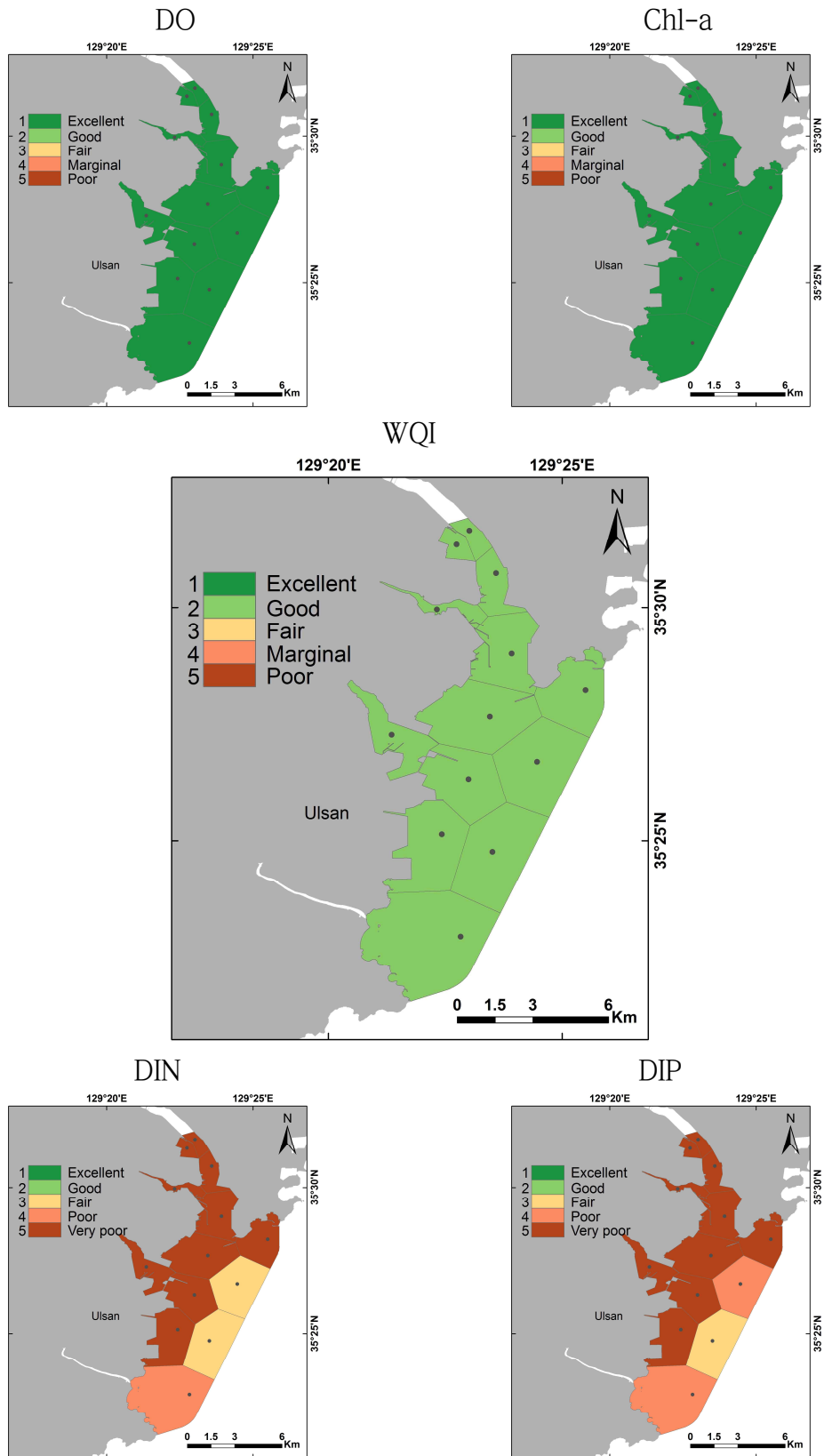


Figure 4-1-18. Water quality index (WQI) around Ulsan Bay during the winter of 2014.

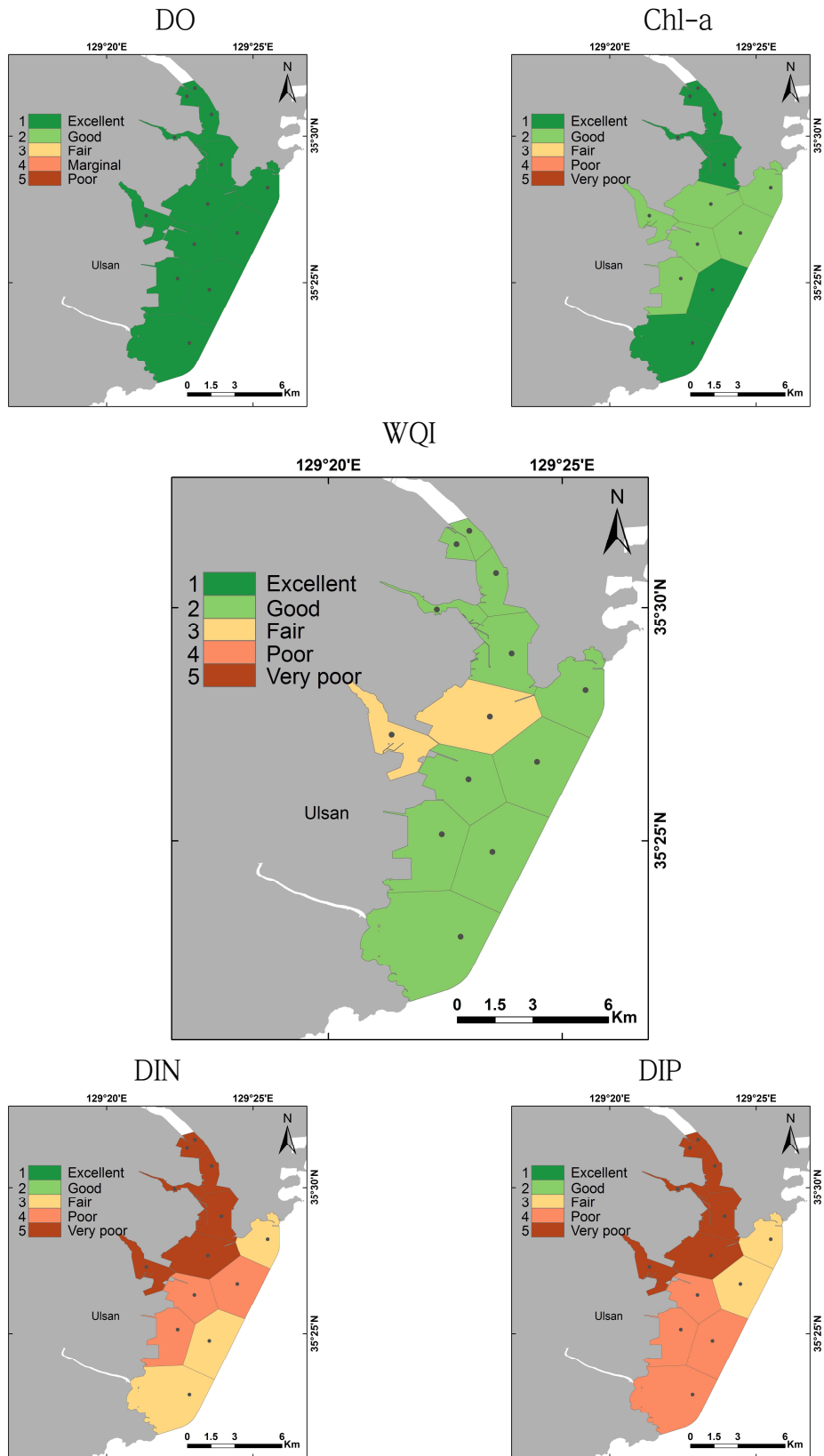


Figure 4-1-19. Water quality index (WQI) around Ulsan Bay during the spring of 2014.

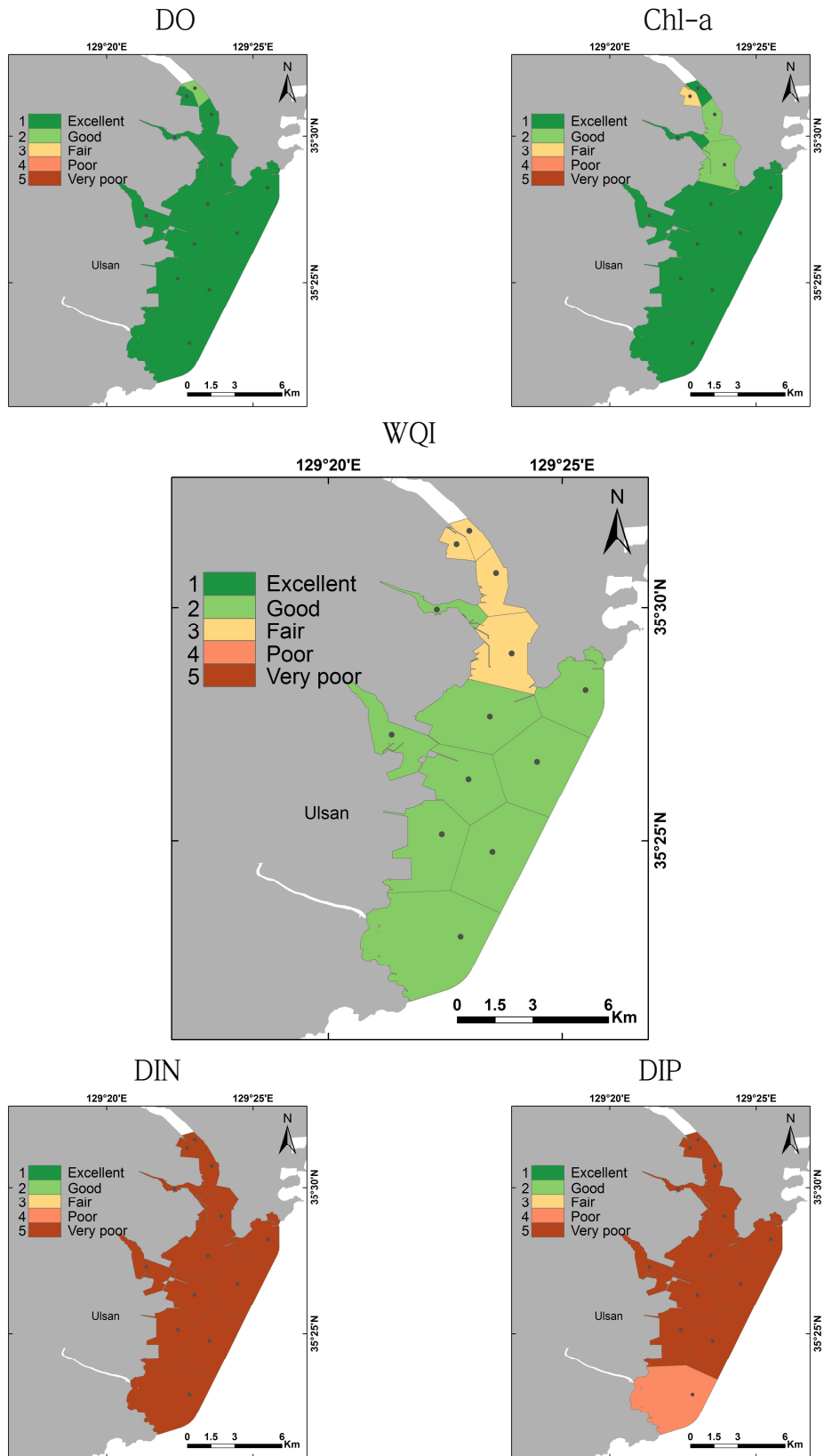


Figure 4-1-20. Water quality index (WQI) around Ulsan Bay during the summer of 2014.

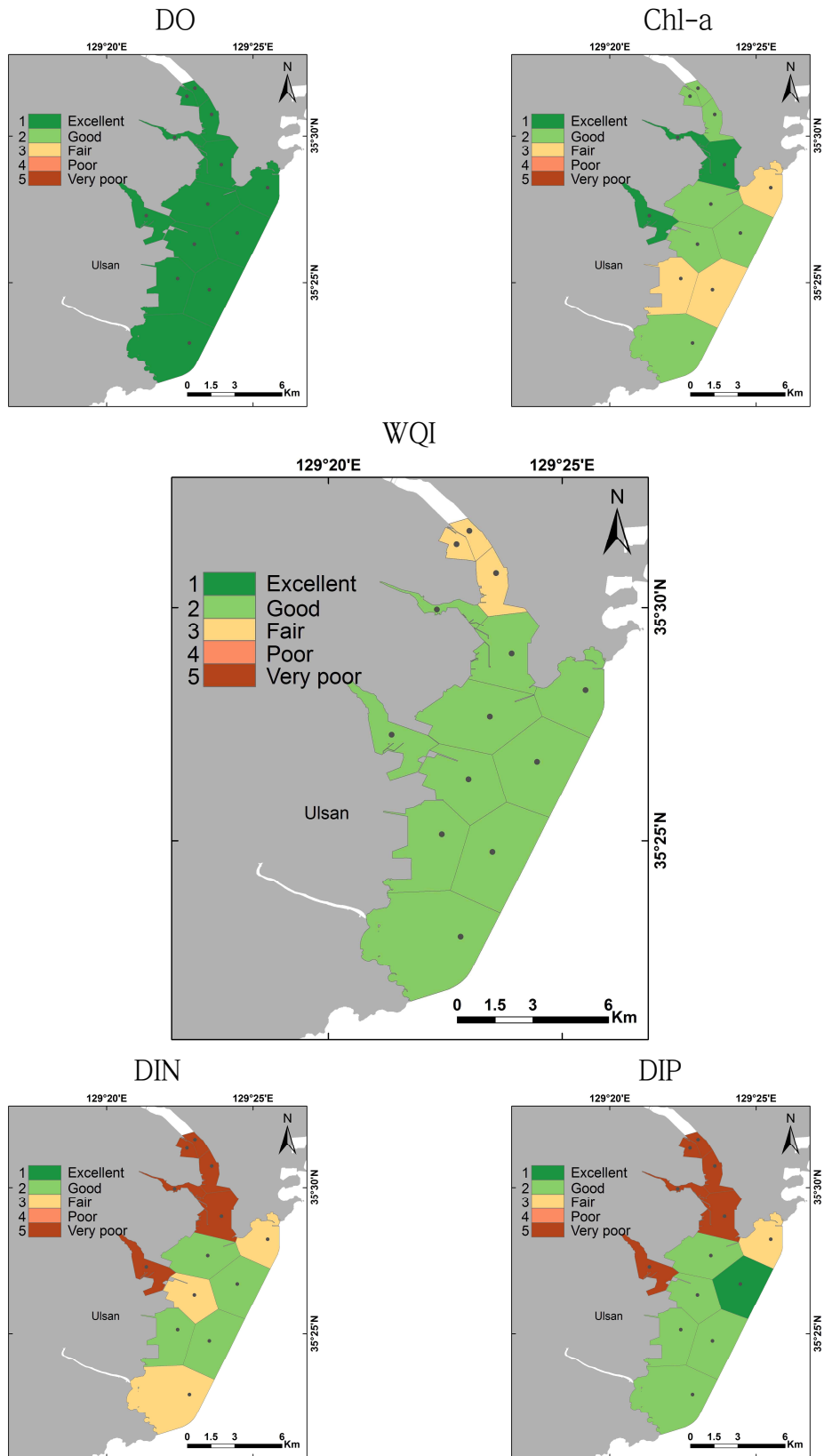


Figure 4-1-21. Water quality index (WQI) around Ulsan Bay during the autumn of 2014.

3) 2015년 울산해역 수질지수

2015년 겨울(2월)에는 용존산소와 엽록소는 1~2등급으로 매우 양호하였지만, 용존무기질소와 용존무기인은 3~5등급으로 불량하였으며, 수질지수는 3등급을 보인 한 정점을 제외한 모든 정점들에서 2등급을 나타내, 양호한(Good) 수질을 나타냈다(Fig. 4-1-22).

2015년 봄(5월)에는 용존산소와 용존무기인은 1~2등급으로 양호하였고 용존무기질소는 1~5등급으로 보통이었고 엽록소는 4~5등급으로 불량하였으며, 수질지수는 2등급이 3개 정점, 3등급이 10개 정점으로, 보통(Fair) 수질을 보였다(Fig. 4-1-23).

2015년 여름(8월)에는 용존산소는 모든 정점에서 1등급으로 매우 양호하였고 용존무기질소와 용존무기인은 주로 1~2등급으로 양호하였고 엽록소는 보통이었으며, 수질지수는 1등급이 4개 정점, 2등급이 3개 정점, 3등급이 5개 정점, 4등급이 1개 정점으로, 대체로 양호한(Good) 수질을 나타냈다(Fig. 4-1-24).

2015년 가을(11월)에는 용존산소는 모든 정점에서 1등급으로 매우 양호하였고 엽록소는 1~3등급으로 비교적 양호하였고 용존무기인은 1~5등급으로 보통이었고 용존무기질소는 주로 3~5등급으로 불량하였으며, 수질지수는 2등급이 7개 정점, 3등급이 4개 정점, 4등급이 2개 정점으로, 대체로 양호한(Good) 수질을 나타냈다(Fig. 4-1-25).

따라서 2015년 울산주변해역 수질은 봄에만 보통(Fair)이었고 나머지 계절에는 양호(Good)하여, 2013년과 2014년에 비해 봄에 양호에서 보통으로 나빠졌다.

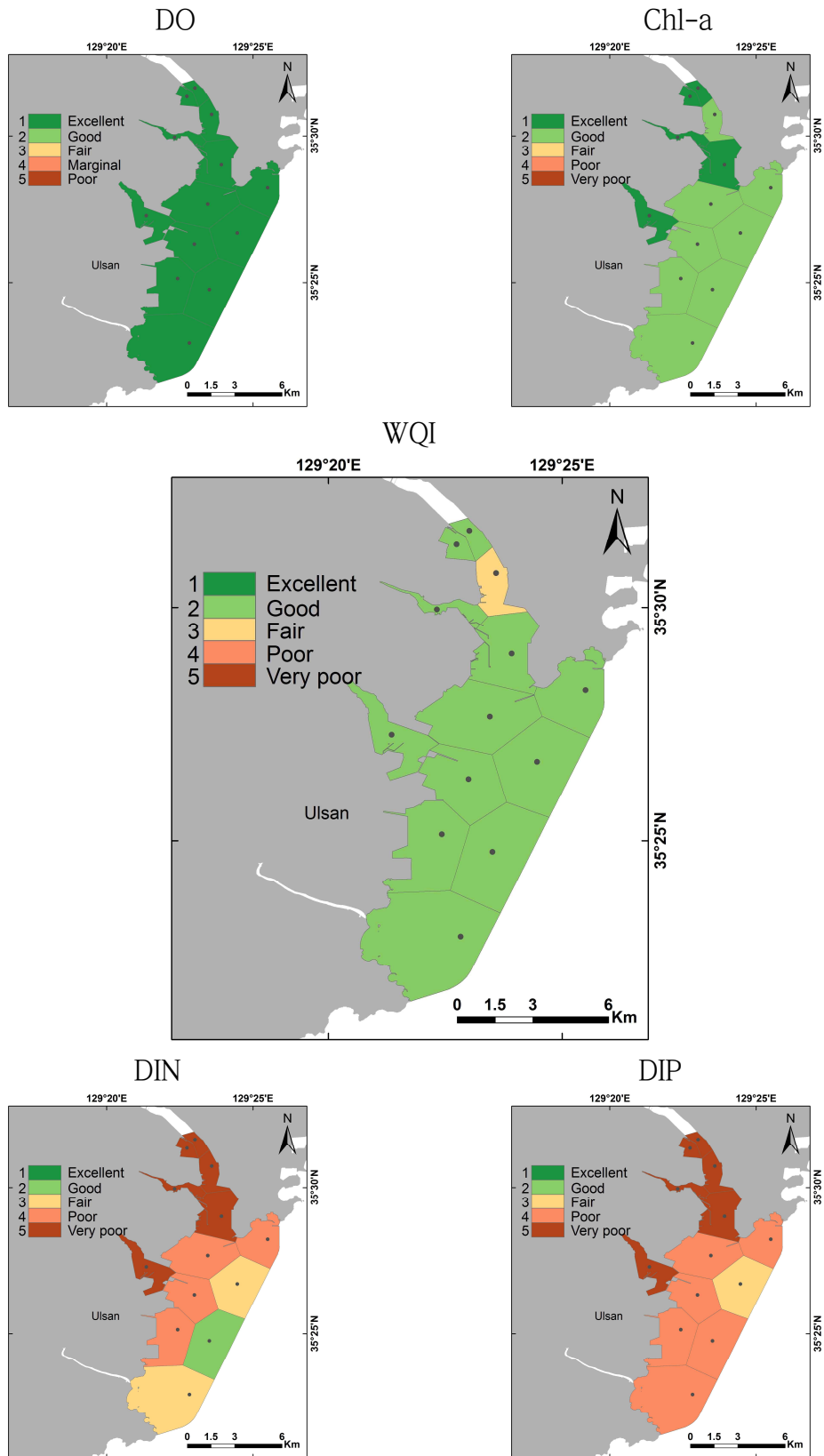


Figure 4-1-22. Water quality index (WQI) around Ulsan Bay during the winter of 2015.

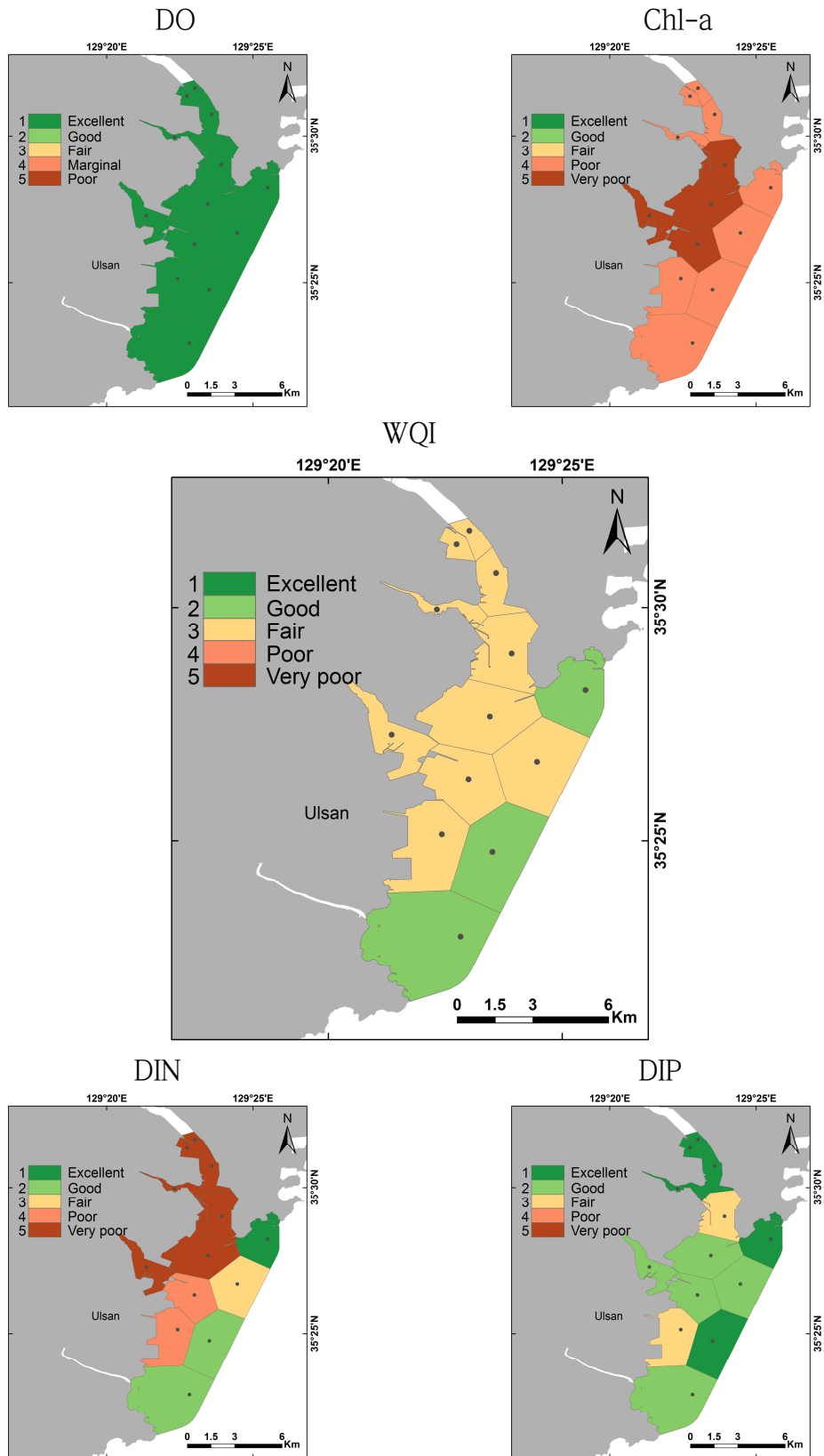


Figure 4-1-23. Water quality index (WQI) around Ulsan Bay during the spring of 2015.

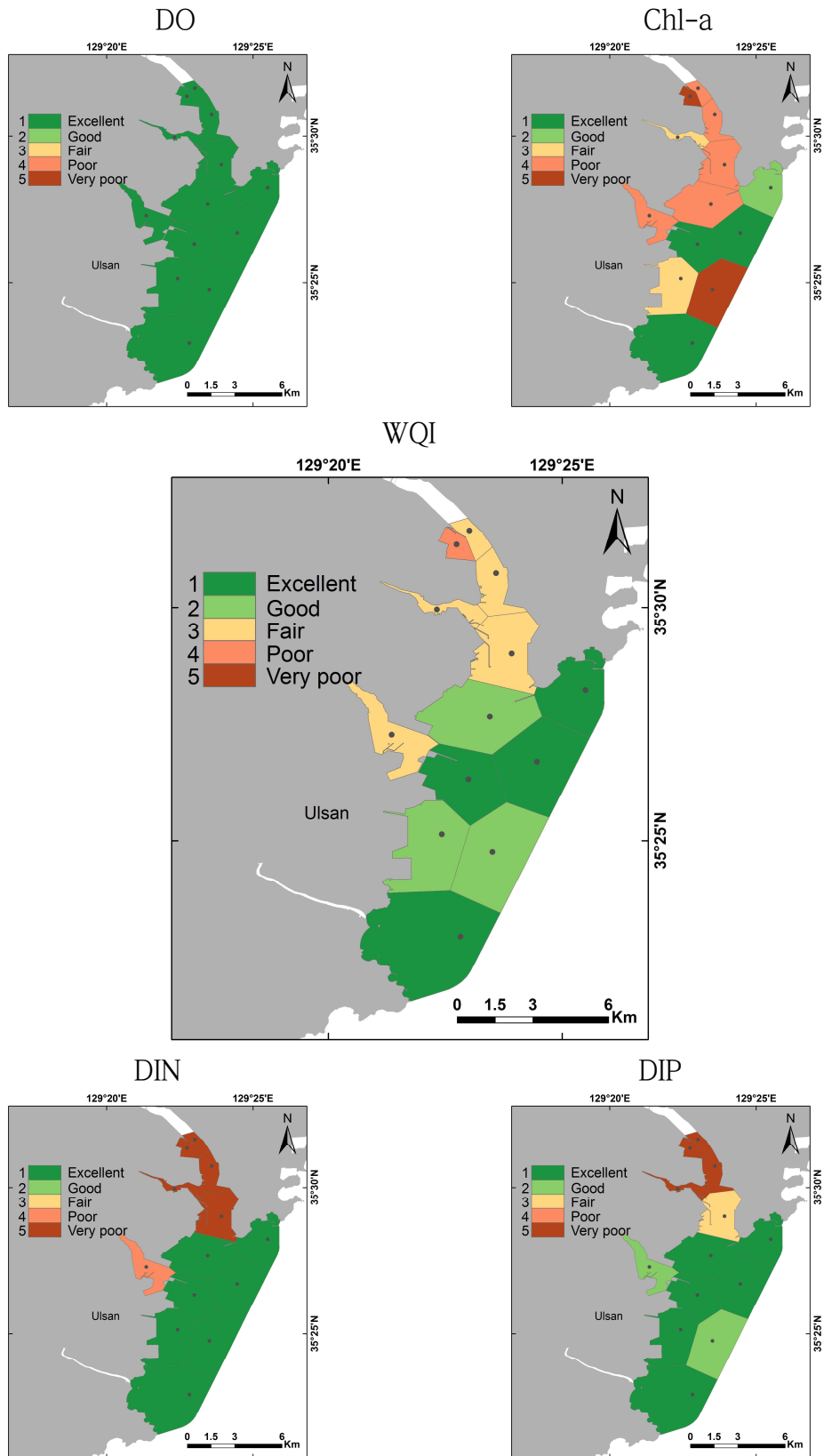


Figure 4-1-24. Water quality index (WQI) around Ulsan Bay during the summer of 2015.

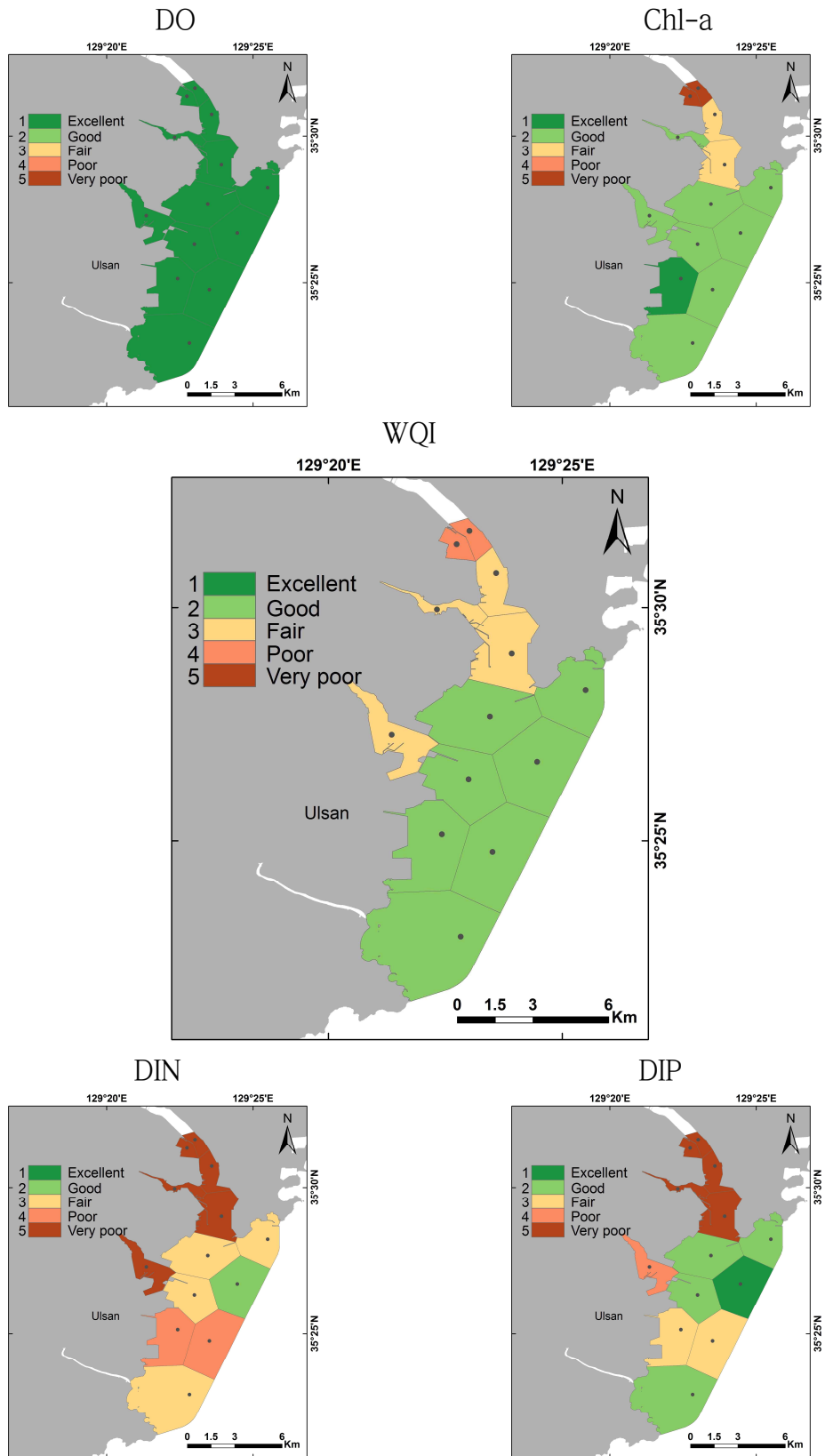


Figure 4-1-25. Water quality index (WQI) around Ulsan Bay during the autumn of 2015.

마. 진해만 수질

1) 2013년 진해만 수질지수

2013년 겨울(2월)에는 용존산소가 모든 정점에서 1등급으로 매우 양호하였고 용존무기인은 1~3등급으로 비교적 양호하였고 용존무기질소와 엽록소는 1~5등급으로 보통이었으며, 수질지수는 3등급을 보인 한 정점을 제외하고는 모든 정점들에서는 2등급을 나타내, 전반적으로 양호(Good)하였다(Fig. 4-1-26).

2013년 봄(5월)에는 용존산소가 모든 정점에서 1등급으로 매우 양호하였고 용존무기질소와 용존무기인은 주로 1~2등급으로 대체로 양호하였고 엽록소는 1~4등급으로 보통이었으며, 수질지수는 모든 정점들에서 2등급을 나타내, 양호(Good)하였다(Fig. 4-1-27).

2013년 여름(8월)에는 용존무기질소는 모든 정점에서 1등급으로 매우 양호하였고 용존산소, 엽록소, 용존무기인은 1~5등급으로 보통이었으며, 수질지수는 1등급이 1개 정점, 2등급이 7개 정점, 3등급이 7개 정점, 4등급이 1개 정점으로, 전반적으로 보통(Fair)이었다(Fig. 4-1-28).

2013년 가을(11월)에는 용존산소가 모든 정점에서 1등급으로 매우 양호하였고 엽록소는 1~4등급으로 보통이었고 용존무기질소와 용존무기인은 4~5등급으로 불량하였으며, 수질지수는 2등급이 14개 정점, 3등급이 2개 정점으로, 전반적으로 양호한(Good)하였다(Fig. 4-1-29).

따라서 2013년 진해만 수질은 여름에만 보통(Fair)이었고 나머지 계절에는 대체로 양호(Good)하였다.

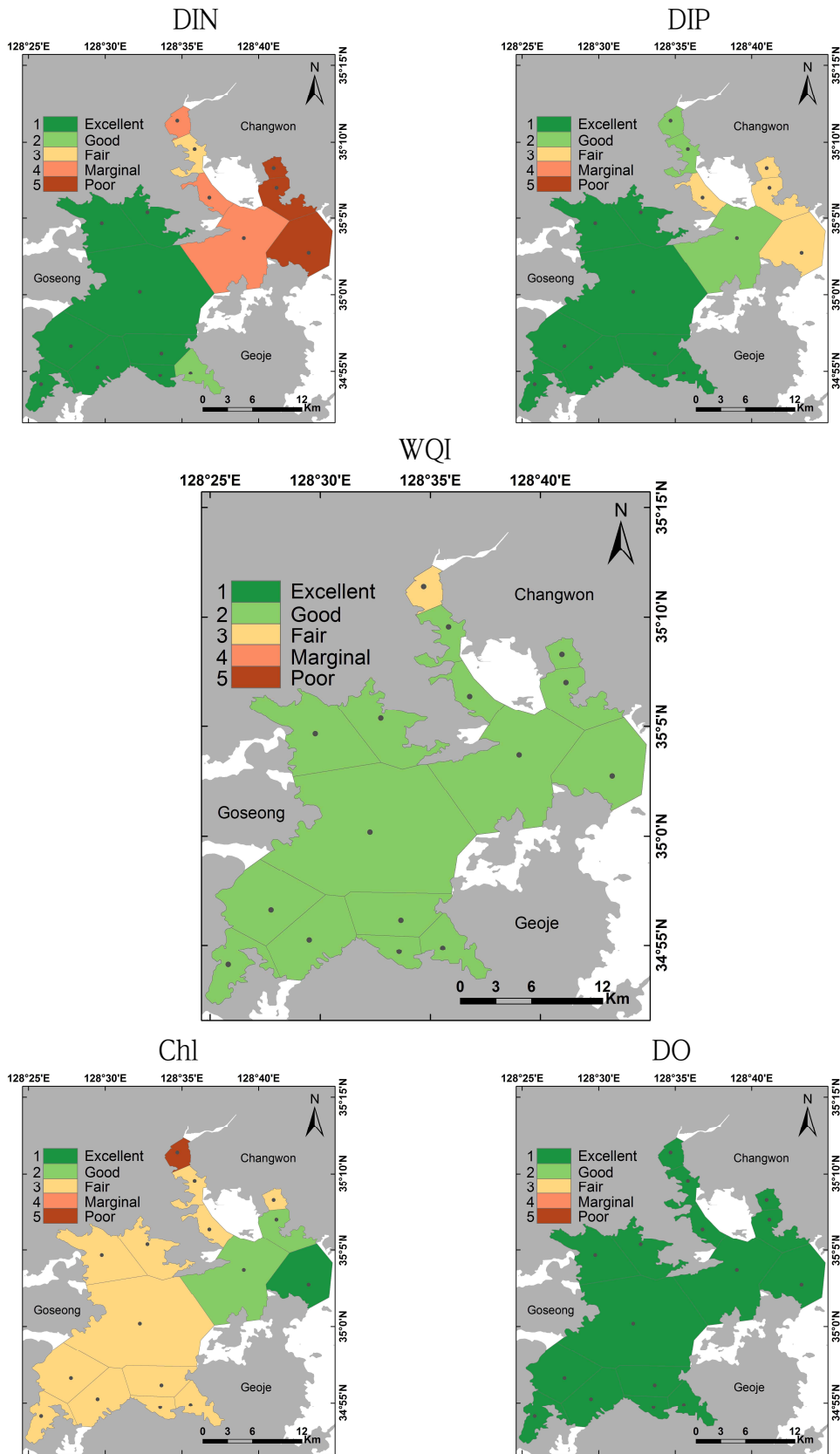


Figure 4-1-26. Water quality index (WQI) in Jinhae Bay during the winter of 2013.

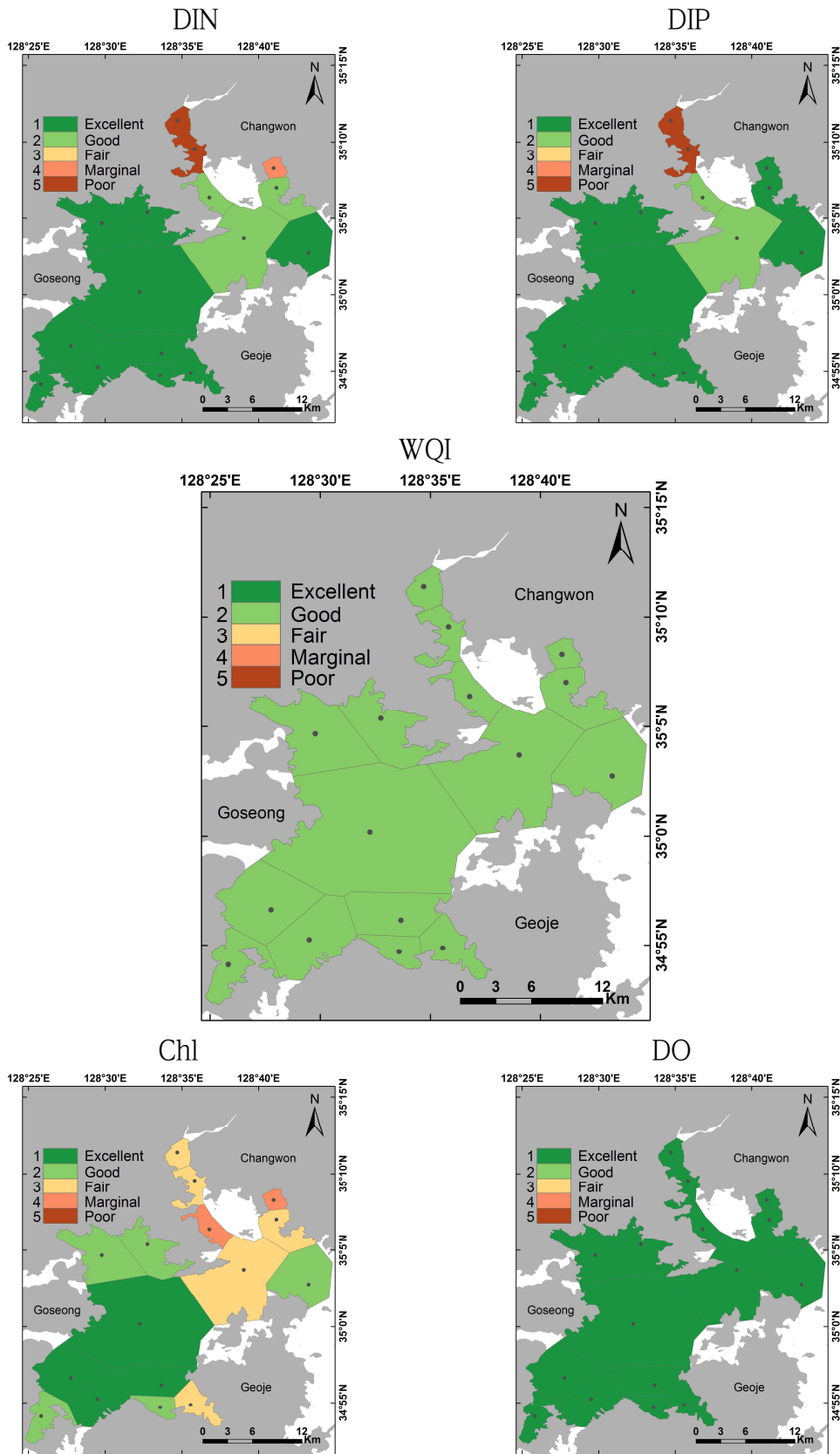


Figure 4-1-27. Water quality index (WQI) in Jinhae Bay during the spring of 2013.

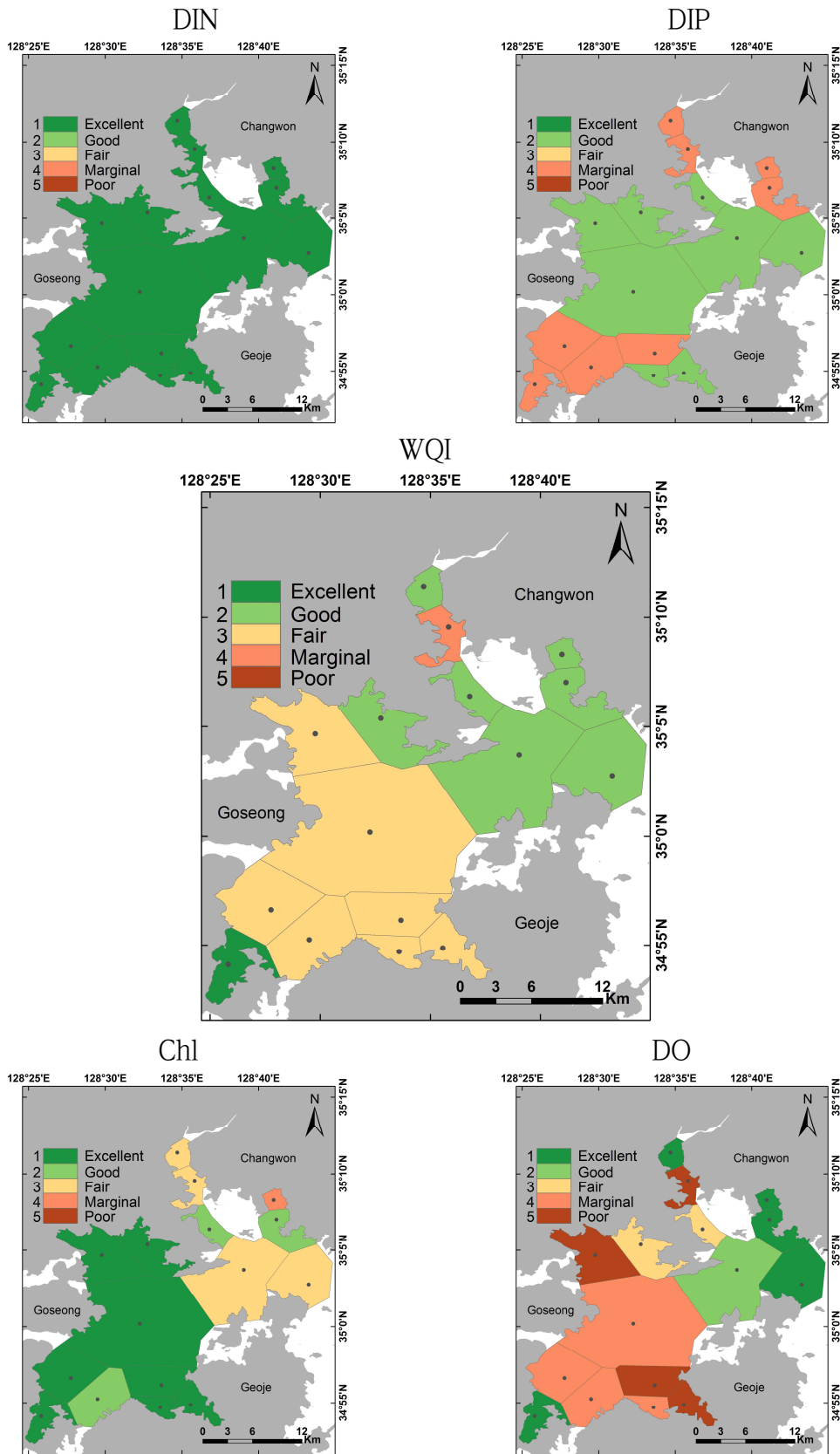


Figure 4-1-28. Water quality index (WQI) in Jinhae Bay during the summer of 2013.

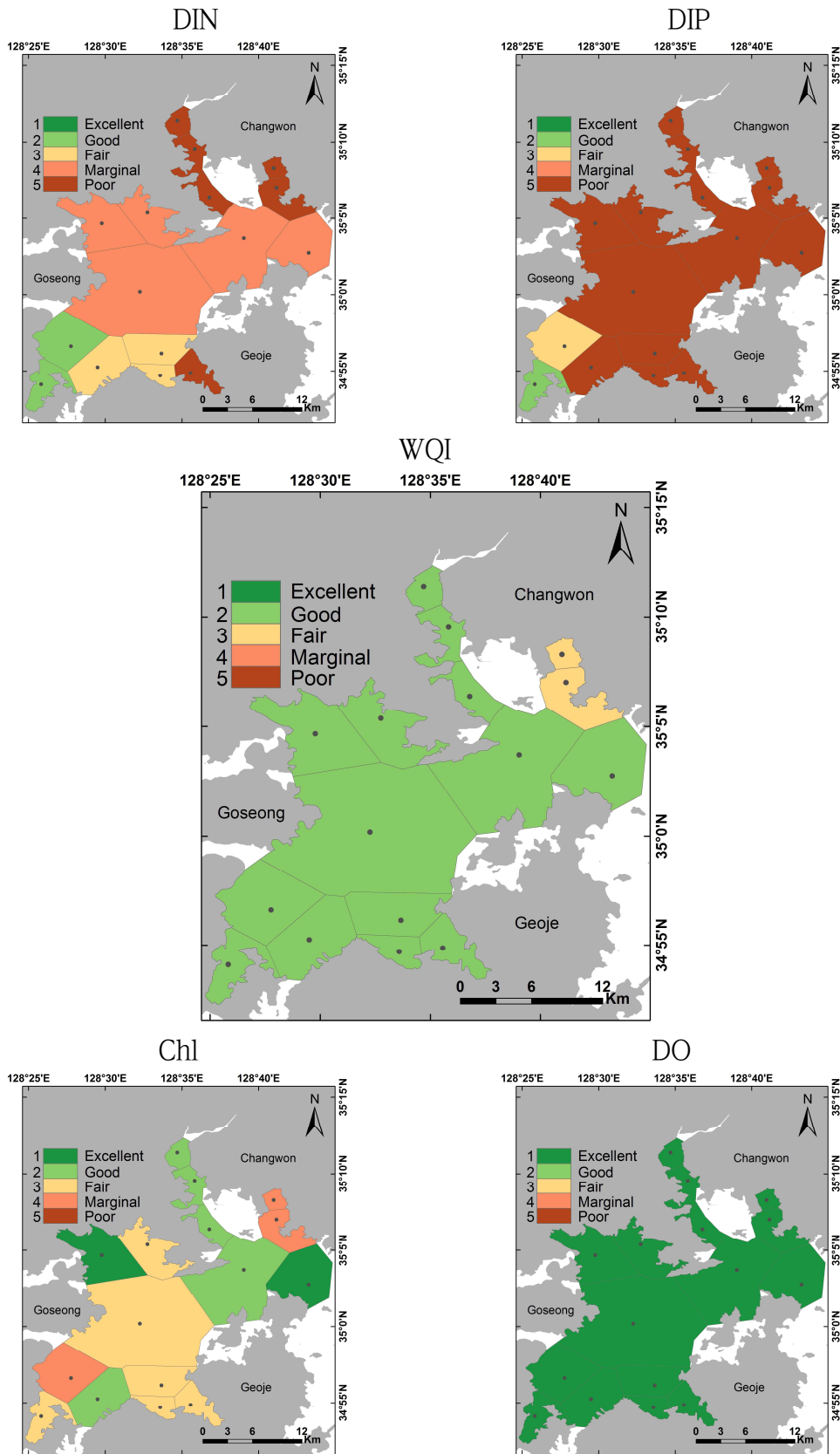


Figure 4-1-29. Water quality index (WQI) in Jinhae Bay during the winter of 2013.

2) 2014년 진해만 수질지수

2014년 겨울(2월)에는 용존산소가 모든 정점에서 1등급으로 매우 양호하였고 용존무기질소는 1~3등급으로 비교적 양호하였고 용존무기인과 엽록소는 1~5등급으로 보통이었으며, 수질지수는 1등급이 1개 정점, 2등급이 13개 정점, 3등급이 2개 정점으로, 양호(Good)하였다(Fig. 4-1-30).

2014년 봄(5월)에는 용존산소, 용존무기질소, 용존무기인 등이 1~2등급으로 양호하였고 엽록소는 1~4등급으로 보통이었으며, 수질지수는 1등급이 8개 정점, 2등급이 7개 정점, 3등급이 1개 정점으로, 양호(Good)하였다(Fig. 4-1-31).

2014년 여름(8월)에는 용존산소와 엽록소는 1~5등급으로 보통이었고 용존무기질소와 용존무기인은 3~5등급으로 불량이었으며, 수질지수는 2등급이 3개 정점, 3등급이 9개 정점, 4등급이 2개 정점으로, 전반적으로 보통(Fair)이었다(Fig. 4-1-32).

2014년 가을(11월)에는 용존산소가 모든 정점에서 1등급으로 매우 양호하였고 엽록소는 1~4등급으로 보통이었고 용존무기질소와 용존무기인은 3~5등급으로 불량하였으며, 수질지수는 2등급이 3개 정점이고 3등급이 13개 정점으로, 여름과 마찬가지로 전반적으로 보통(Fair)이었다(Fig. 4-1-33).

따라서 2014년 진해만 수질은 여름과 가을에는 보통(Fair)이었고 겨울과 봄에는 양호(Good)하였으며, 2013년에 비해 가을에 양호에서 보통으로 나빠졌다.

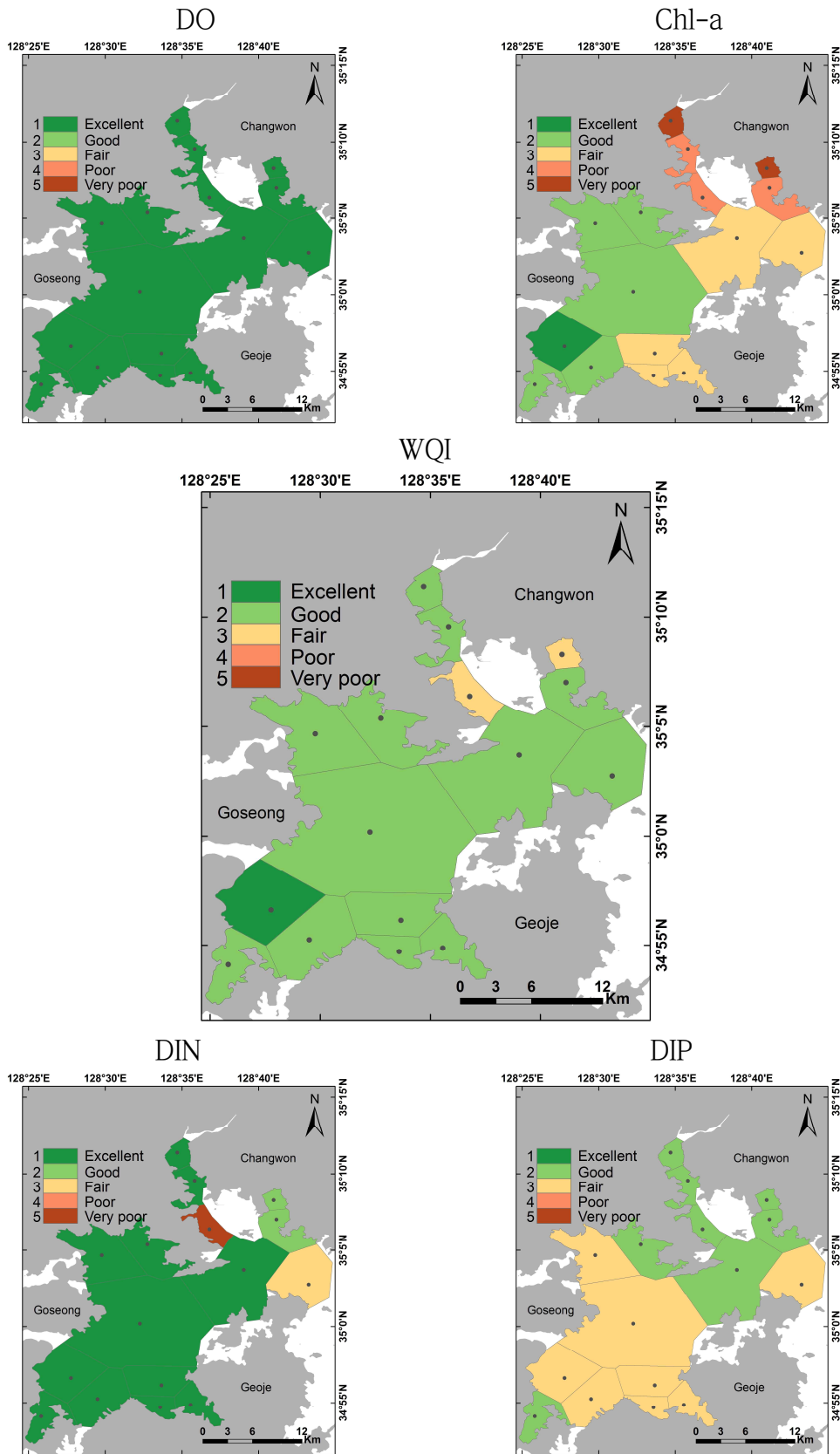


Figure 4-1-30. Water quality index (WQI) in Jinhae Bay during the winter of 2014.

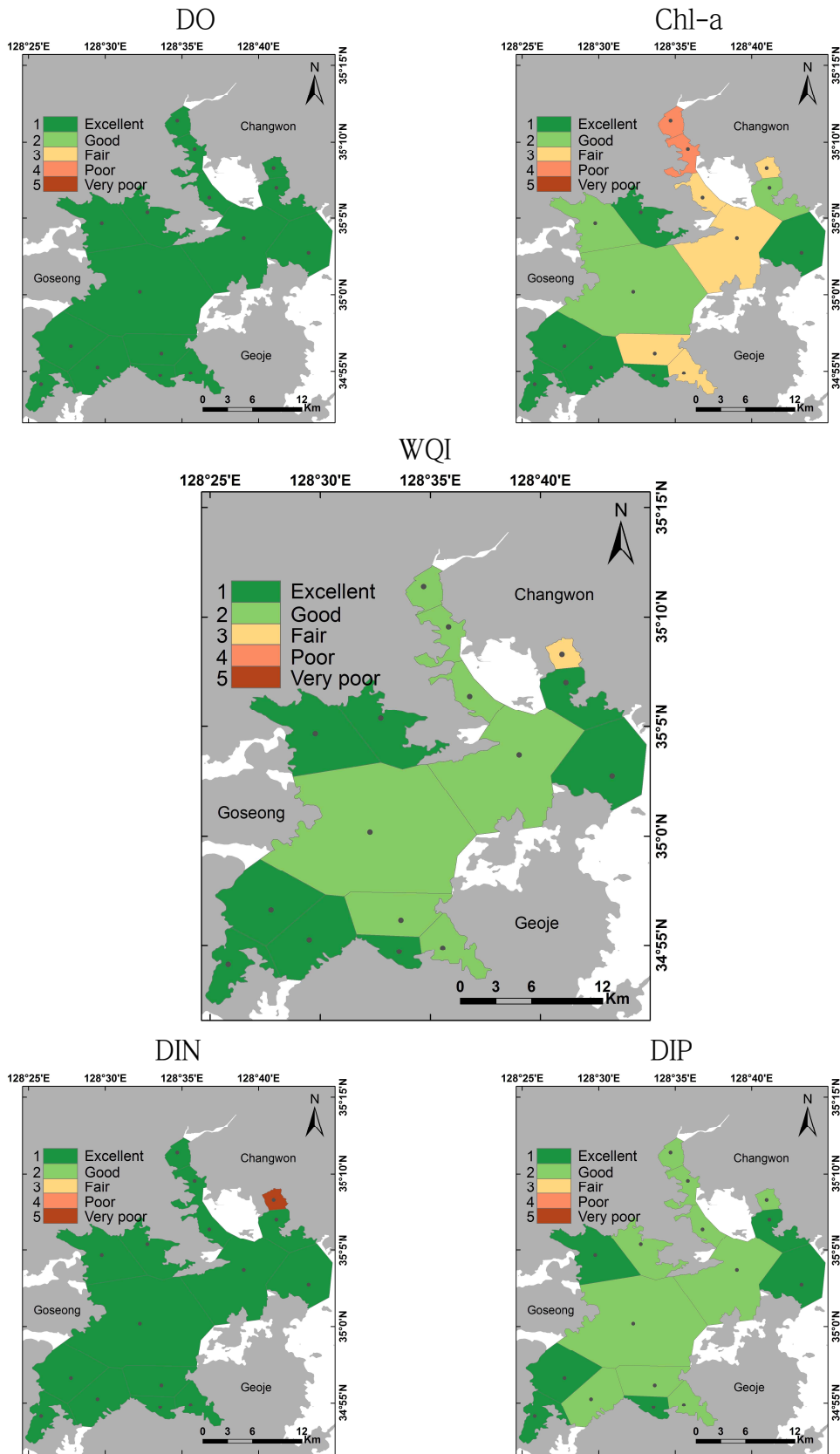


Figure 4-1-31. Water quality index (WQI) in Jinhae Bay during the spring of 2014.

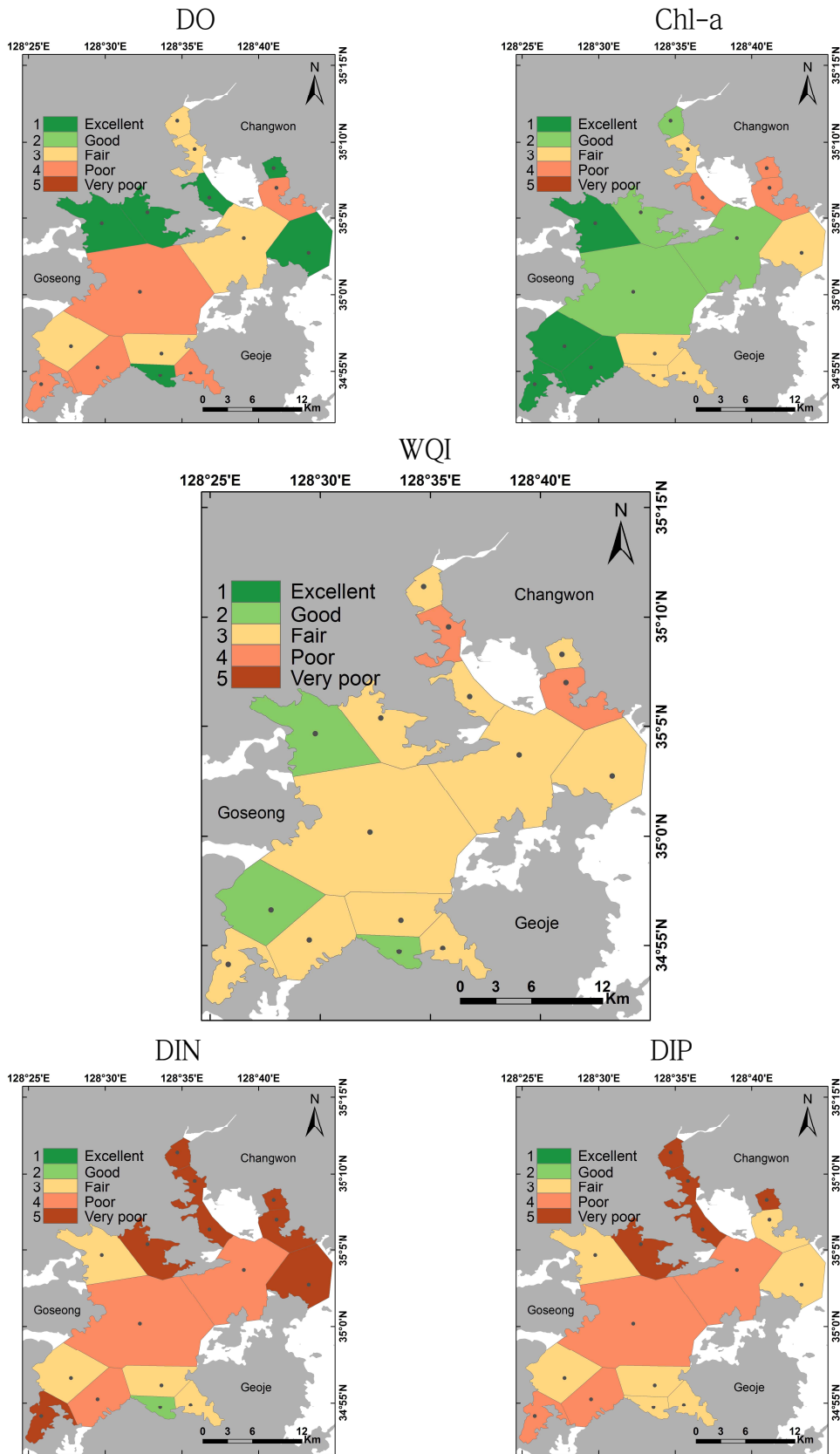


Figure 4-1-32. Water quality index (WQI) in Jinhae Bay during the summer of 2014.

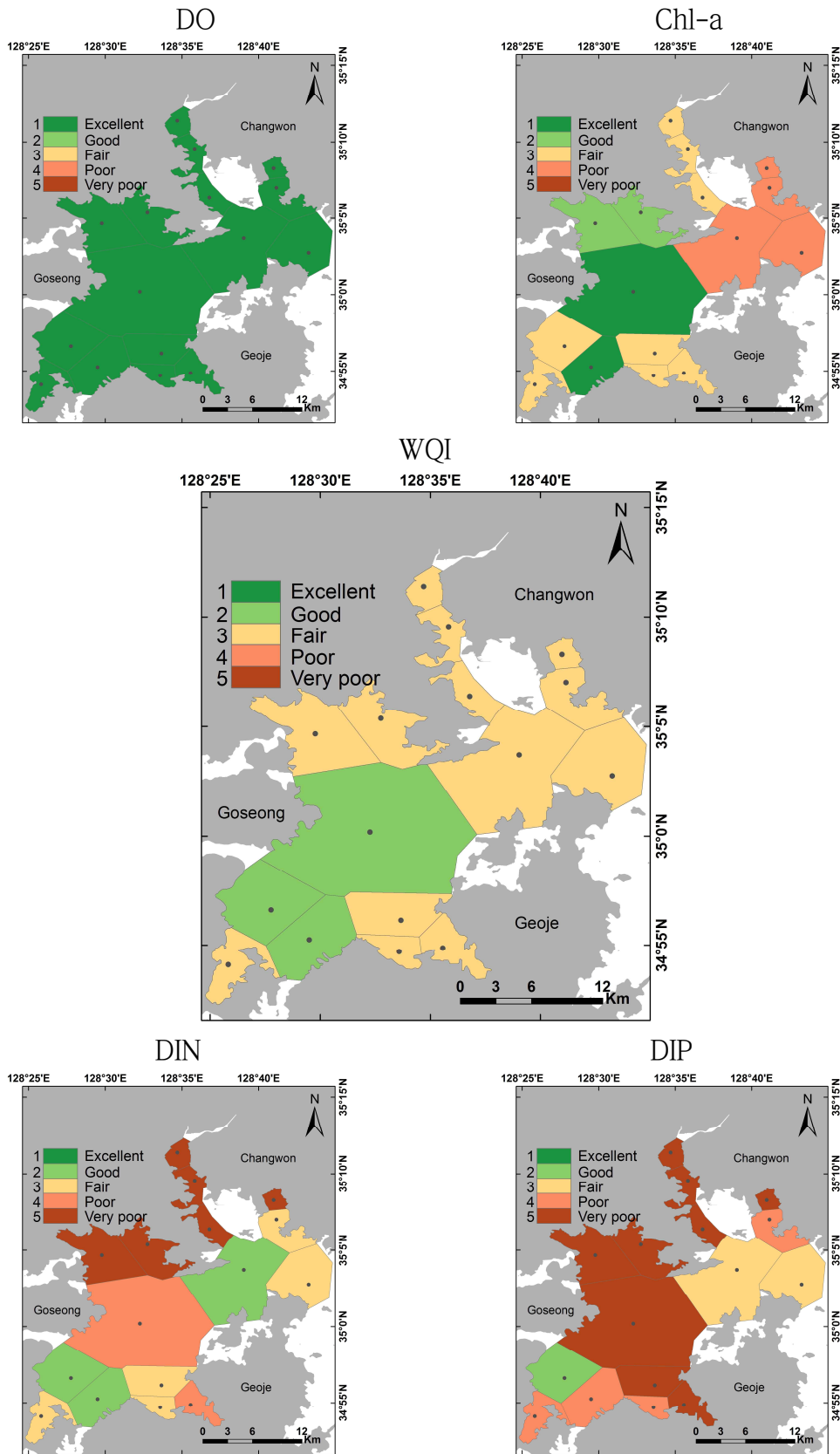


Figure 4-1-33. Water quality index (WQI) in Jinhae Bay during the autumn of 2014.

3) 2015년 진해만 수질지수

2015년 겨울(2월)에는 용존산소가 모든 정점에서 1등급으로 매우 양호하였고 용존무기질소는 덕동하수종말 처리장 인근 해역에서 5등급으로 매우 불량했으나 나머지 정점은 1-2등급으로 양호한 상태였다. 용존무기인은 덕동하수종말 처리장 인근 해역에서 3등급으로 상태적으로 타정점 보다 불량했으나 나머지 정점은 1-2등급을 보였다. 엽록소는 1~5등급으로 다양하게 분포하였고 마산만 중앙수역과 행암만에서 5등급을 보였다. 수질지수는 1등급이 4개 정점, 2등급이 11개 정점, 3등급이 1개 정점으로, 양호(Good)하였다(Fig. 4-1-30).

2015년 봄(5월)에는 용존산소는 4등급을 보인 진동만 인근 수역을 제외하고 모든 정점에서 1-2등급을 보였다. 용존무기질소, 용존무기인은 마산만과 행암만에서 4-5등급을 보였으나 나머지 정점은 1~2등급으로 양호하였고 엽록소는 남서부 수역 2개소를 제외한 모든 수역에서 3등급 이하를 보였다. 수질지수는 행암만에서 4등급으로 보였고 나머지 정점은 1-3등급으로 양호하였다 (Fig. 4-1-31).

2015년 여름(8월)에는 용존산소는 5등급이 증가하였으며 용존무기질소와 용존무기인은 마산만 내 정점에서만 5등급을 보였다. 엽록소는 마산만 외측 중앙수로에서 5등급을 보였고, 마산만내측과 행암만에서 4등급으로 상대적으로 불량하였다. 수질지수는 마산만 최 내측에서 만 5등급을 기록하였고. 나머지 수역은 2-3등급을 나타냈다(Fig. 4-1-32).

2015년 가을(11월)에는 용존산소가 1정점을 제외한 모든 정점에서 1등급으로 매우 양호하였고 용존무기질소와 용존무기인은 마산만, 행암만, 고현만에서 5등급을 보였으며, 엽록소는 대부분 정점에서 3-4등급을 기록하였고 행암만만 5등급을 보였다. 수질지수는 행암만에서 만 4등급이었고 나머지 정점은 3-4등급을 나타냈다(Fig. 4-1-33).

따라서 2015년 진해만 수질은 2014년과 마찬가지로, 여름과 가을에는 보통(Fair)이었고 겨울과 봄에는 양호(Good)하였다.

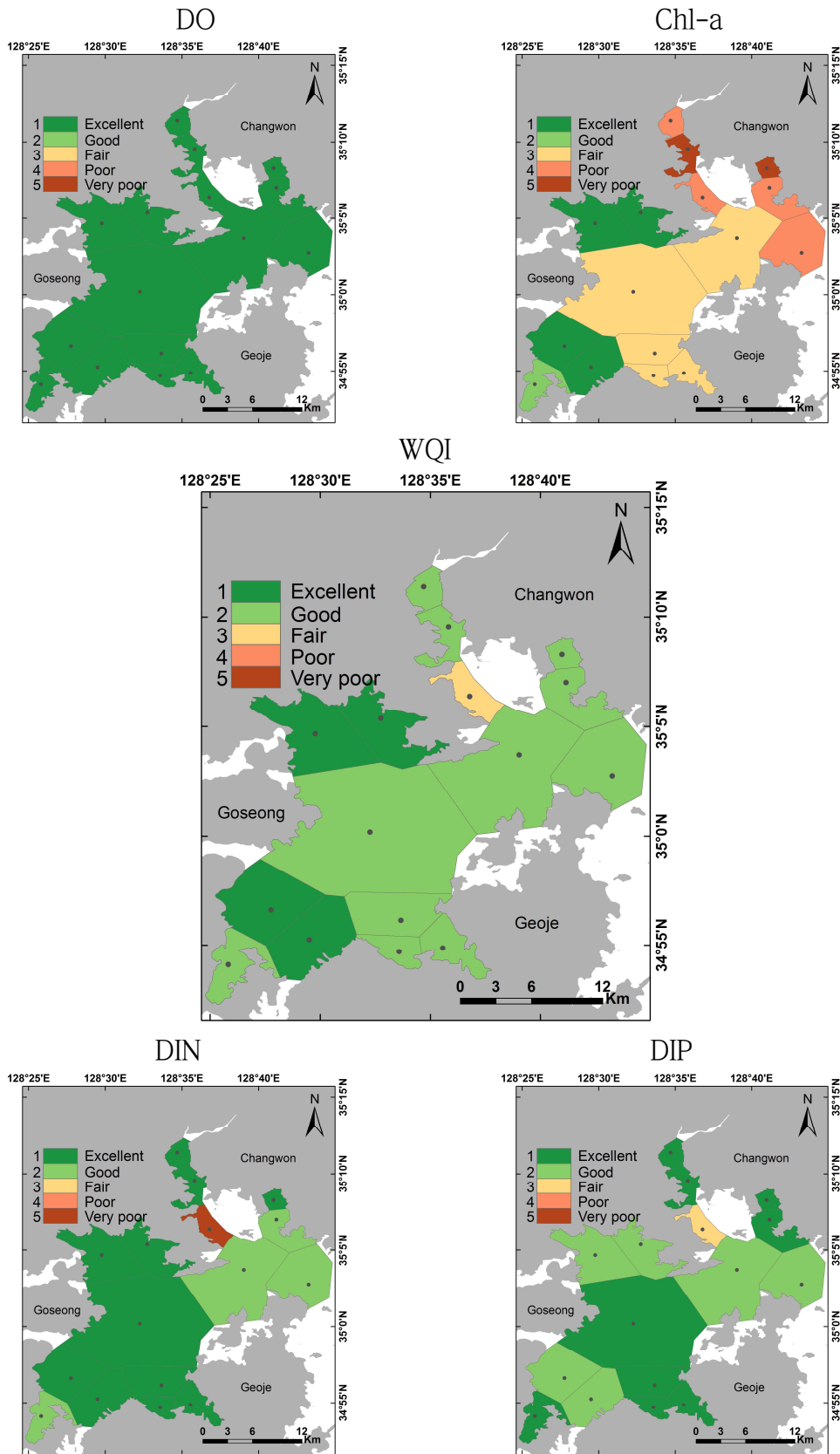


Figure 4-1-34. Water quality index (WQI) in Jinhae Bay during the winter of 2015.

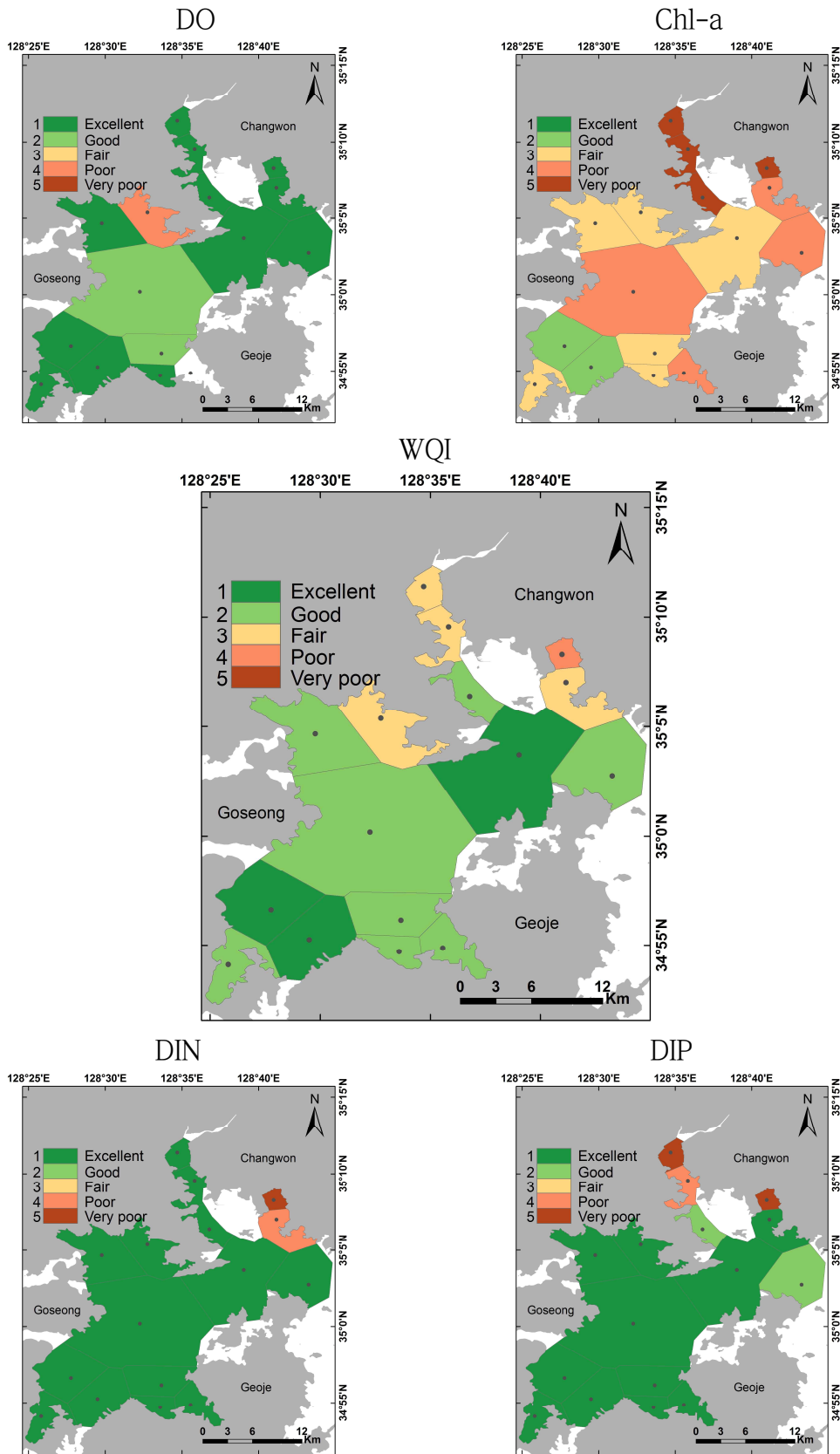


Figure 4-1-35. Water quality index (WQI) in Jinhae Bay during the spring of 2015.

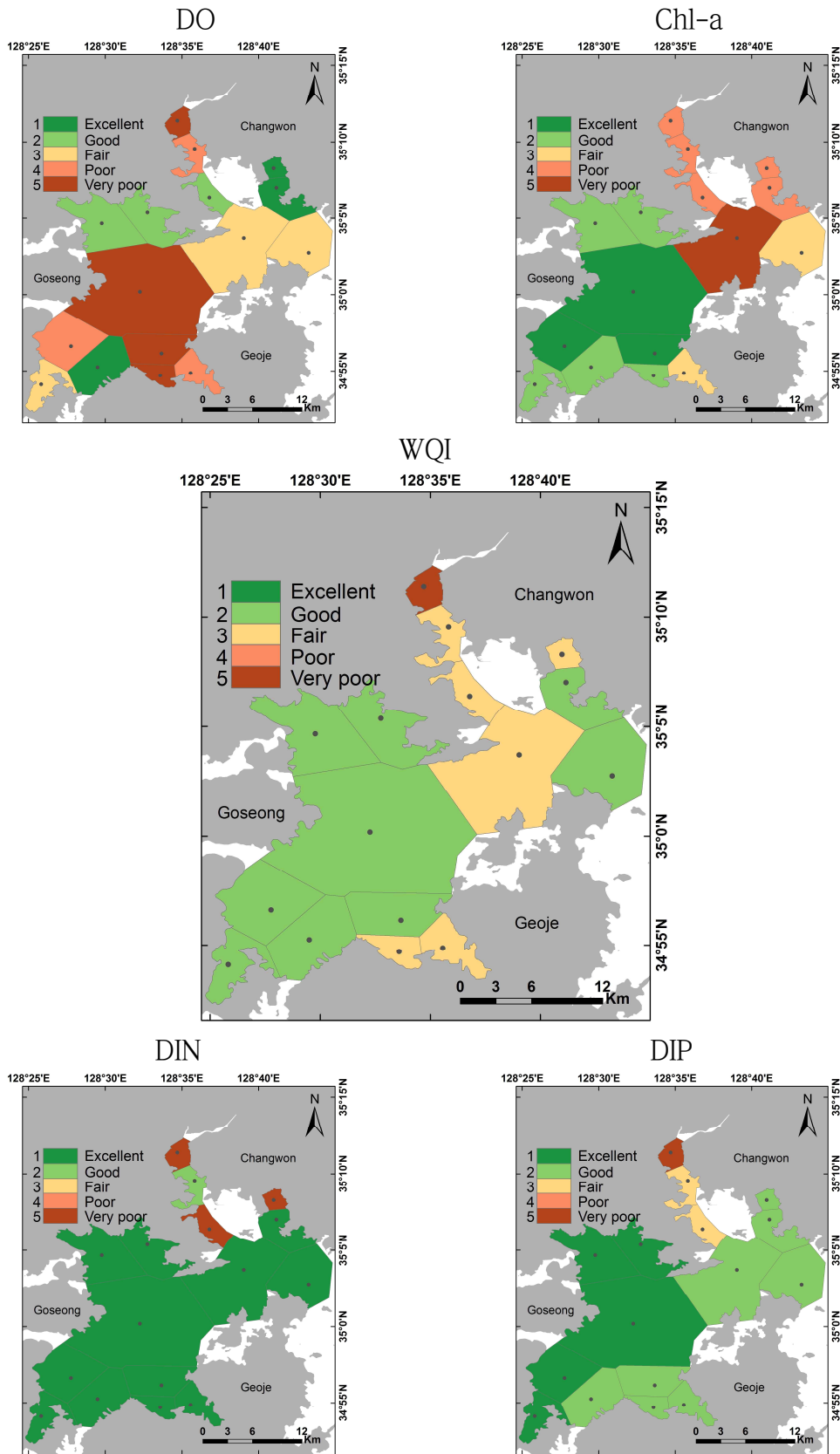


Figure 4-1-36. Water quality index (WQI) in Jinhae Bay during the summer of 2015.

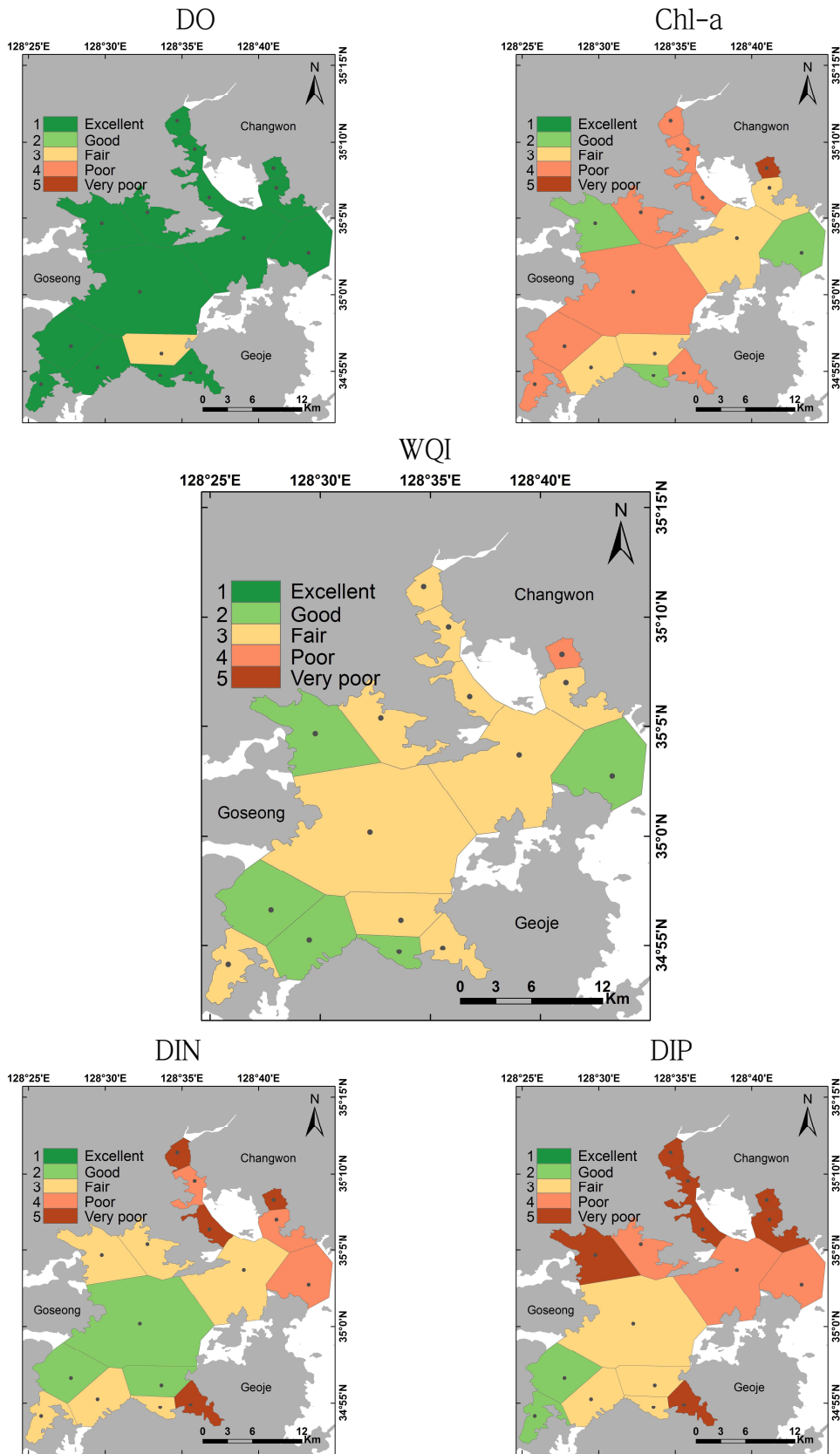


Figure 4-1-37. Water quality index (WQI) in Jinhae Bay during the autumn of 2015.

바. 수질지수 해역/연도별 비교

광양만은 대부분 수역에서 2010-2012년 3년 동안에 Fair의 수질 등급을 보였다 (Fig. 4-1-38). 진해만은 2010년과 2011년 마산만 내측에서 Poor등급으로 평가되었으나 이 후 3년 간(2013-2015년)에는 Fair이상의 양호한 수질상태를 나타냈다. 즉, 본 결과로 진해만의 마산만 내측 수질이 향상되고 있다고 판단된다. 부산해역은 최근 3년간 Fair 또는 Good등급의 양호한 수질상태를 기록하였으며 울산만은 2015년 울산항에서 Poor등급이 나타남으로 향후 울산항은 수질관리가 요구된다.

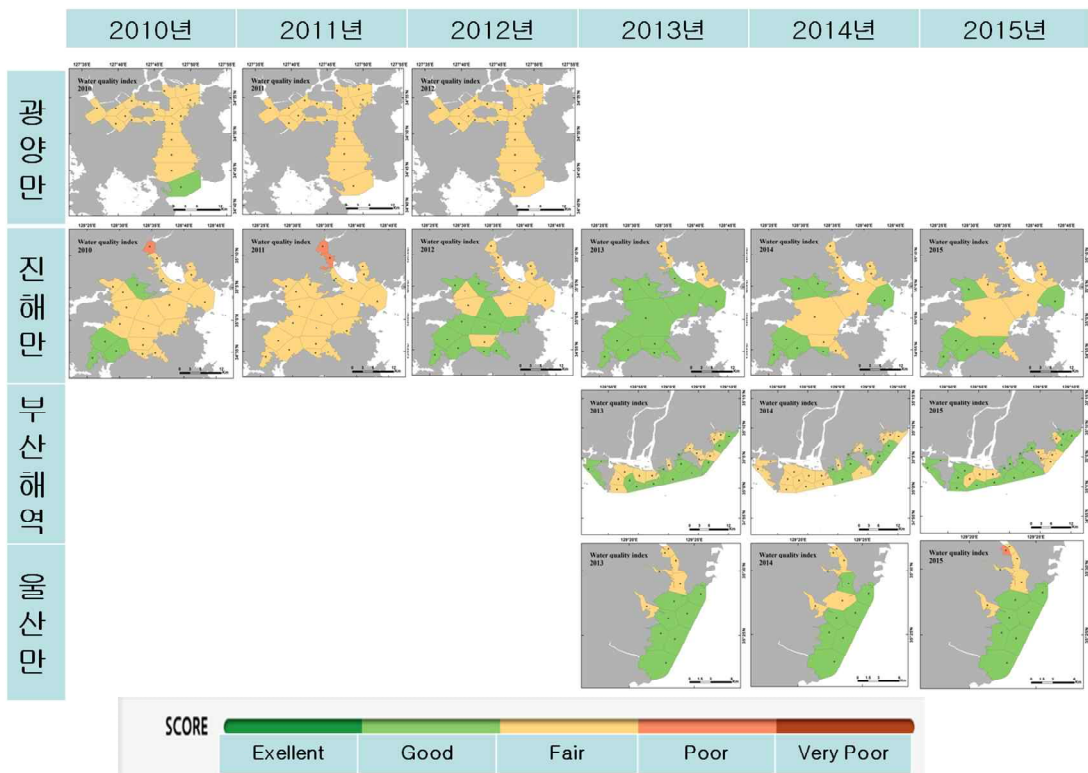


Figure 4-1-38. Annual change of water quality index (WQI) in the special management areas of the South Sea from 2010 to 2015.

제2절 부유생물

1. 연구배경

국내 해양오염은 화학적 산소요구량(COD)을 척도로 평가되어 왔으나, 이러한 일반적인 방법을 개선하기 위한 방법의 필요성과 중요성이 제안되어 왔다. 해양생태계 건강성 평가는 단편적인 해양오염의 문제점을 개선할 뿐만 아니라 해양생물의 구조, 기능 및 역할과 관련된 생태학적 관점에서 평가할 수 있다. 본 연구는 해양생태계 건강성에 영향을 미칠 수 있는 부유생물에 대한 다양한 오염원을 종합적으로 분석하여, 일반 국민들이 알기 쉽고, 이해하기 편하게 지수화하여 해양생태계 건강지수를 산출하고자 하였다. 1단계(2010-2012년) 연구에서 광양만과 진해만의 해양 부유생물에 대한 세부지표를 선정하고, 지표에 대한 기준치를 현장 실측자료를 기반으로 Z-score의 통계적 기법으로 설정하여, 최종적으로 조사자료를 지수화 및 등급화하여 해역의 건강지수를 산출하였다. 1단계 진해만과 광양만에서의 오염원 특성을 기반으로 한 부유생물의 지표를 선정한 결과, 무기오염원에 의한 평가는 식물플랑크톤 총 개체수와 유해유독성 식물플랑크톤 (HABs, harmful algal bloom species)으로, 유기오염원에 의한 평가는 종속영양박테리아 (HB, heterotrophic bacteria)와 대장균 (*E. coli*)이 선정되었다(Fig. 4-2-1). 선정된 4가지 지표의 기준치와 지수의 설정은 통계적 분석¹⁾과 기존에 고시된 기준치²⁾를 차용하여 등급화 하였다(1단계 최종보고서 참조). 2단계 연구 (2013-15)에서는 진해만을 포함하여, 부산해역과 울산만으로 조사해역을 확장하였다. 진해만에서 산출된 부유생물 지수는 지리/지형학적 공간분포, 계절, 연도별 차이를 보여, 지속적인 모니터링으로 연간보고(annual report)를 산출하기 위해서 계속 조사가 수행되었다. 부산해역과 울산만은 2000년도 이후 특별관리 해역으로 지정되어 해양환경개선을 위한 다양한 시도되었다. 특히, 두해역의 대표적인 낙동강(부산해역)과 태화강(울산해역)에서 유출되는 유·무기 오염물질 뿐만 아니라 주거지와 산업공단으로부터 유입되는 오염물질에 의해 연중 식물플랑크톤의 대발생 및 이상증식이 감지되고 있다. 따라서 진해만과 아울러 부산해역과 울산만에서 유·무기 오염물에 반응하는 부유생물 건강지수를 산출하여, 각 해역별 관리방안을 마련하는 것은 해양환경의

1) 1단계 자료를 지표별(식물플랑크톤 총 개체수, HABs, HB)로 통합하여 Z-score에 의한 확률 분포범위를 바탕으로 5등급으로 나누었고, Z-score의 0에 해당하는 값을 기준치로 설정하였고, 그 값의 전, 후 값을 등급화하였음; 1등급(<-1.3: 16%), 2등급 (-1.3 ~ -0.5: 15%), 3등급 (-0.5 ~ +0.5: 38%), 4등급 (+0.5 ~ +1.3: 15%), 5등급 (>+1.3: 15%)

2) 2) 대장균수(*E. coli*)의 자료가 정규성을 나타내지 않아, 미국의 EPA 기준(threshold value: 225 cfu/100mL)과 해양부고시(구 국토해양부) 제 2011-344호 해역별 수질등급기준의 기준치 및 등급

관리 및 보호하는 측면에서 매우 중요하다고 하겠다. 이에 본 연구의 2단계에서는 진해만, 부산해역, 울산만을 대상으로 1단계에서 선정된 지표에 근거하여, 기준치를 재정립하였다. 아울러, 그 기준치가 해역의 부유생물 건강성을 대표할 수 있는 신뢰성 있는 대표값인지를 파악하기 위해서 생물 검증을 통하여 재검토하였고, 최종적으로 부유생물 지수를 산출하여, 해양 생태계 건강지수에 통합하고자 하였다.



Figure 4-2-1. Summary of selected indicators based on the planktonic organisms and the process of 1st step (2010-12) and 2nd step (2013-15).

2. 연구방법

가. 기본지표 조사

부유생물 지표(식물플랑크톤 총 개체수, HABs, HB, 대장균수)의 현장조사는, 진해만에서 1단계(23개 정점)를 수정보완하여 각 해역을 대표할 수 있는 핵심 정점 16개를 재정립하여 연도별 추이를 파악하고자 하였다. 아울러, 신규로 부산해역에서 낙동강 하구 서쪽해역(부산신항)으로부터 해운대(수영만)까지 총 25개 정점, 울산만은 태화강을 기점으로 회야강 하류까지 총 13개 정점에서 동계, 춘계, 하계, 추계 조사를 수행하였다.

대장균은 각 정점의 표층수를 200 μm mesh로 동물플랑크톤을 여과한 후 1L의 멸균팩에 넣고 냉장조건을 유지하여 실험실로 운반하였다. 각 정점의 현장수를 멸균작업대에서 0.2 μm membrane filter로 40-100 mL의 해수를 여과한 후 3M Petrifilm(*E.coli* Coliform Count Plate)에 접종하였다. 그 후 35°C의 항

온배양기에 48시간 배양한 후 각각의 개체수를 계수함과 동시에 사진을 촬영하였다. 박테리아(HB)는 염산으로 세척한 50 mL의 Tube (Cornical tube, SPL, Korea)에 현장수를 45 mL 넣고, 글루타르알데하이드 (최종농도1%)로 고정한 후 실험실로 운반하였다. 박테리아의 생물량은 0.2 µm 검정색 여과지(Millipore)에 고정된 시료를 잘 혼합 희석하여 일정량(0.5-1 mL)을 취해 여과후 DAPI (4',6-diamidino-2-phenylindole)로 5분간 염색하여 형광현미경 (Axioplane, Zeiss)으로 1,000배 하에서 검경 및 계수하였다. 각 샘플은 임의의 field에서 총 세포수가 400개 이상 되도록 계수하였고, 그에 해당하는 field수가 전체에서 차지하는 부분으로 환산하여 총 박테리아의 생물량을 산출하였다 (Porter and Feig, 1980). Chl. a농도 측정을 위해서 표층 300-1000 mL(계절에 따라서 다름)를 선상에서 GF/F필터(47mm Whatman glass fiber filters)로 여과하였고, 그 필터는 15 mL 튜브에 넣어 일정기간 냉동 보관한 후 여과지를 90% acetone에 넣고 24시간 냉암소에서 엽록소를 추출한 후 형광측정기(Turner Designs 10-AU Fluorometer)로 분석하였다 (Parsons et al. 1984).

나. 해역의 등급화

부유생물의 지표로 선정된 총식물플랑크톤, HAB, HB, 대장균은 기준치에 근거하여 총 5단계 등급으로 나누어 평가하였다. 각 등급에 대한 명칭은 1등급(Excellent), 2등급(Good), 3등급(Fair), 4등급(Poor), 5등급(Very poor)으로 구분하였고, 진해만, 부산해역, 울산만의 정점별로 나타난 부유생물 지표별 등급을 도식화하여 일반인이 알기 쉽게 구분하였다. 최종적으로 진해만, 부산해역, 울산만의 연간 등급 분포는, 각 부유생물지표를 동등한 기준으로 평가하여, 각 지표별 등급을 아래와 같이 산출하여 1에서 5등급으로 나타내었다.

$$\begin{aligned} & (\text{식물플랑크톤 등급} + \text{HABs 등급} + \text{HB 등급} + \text{대장균 등급}) / 4 \\ & = 1,2,3,4,5 \text{ 등급(정수)} \end{aligned}$$

다. 부유생물 지표 지수의 변동성 조사

본 연구의 건강성지수의 기준치는 1단계(2010-12년) 진해만과 광양만에서 계절별로 조사된 누적결과를 Z-score 통계법을 이용하여 설정하였다. 이러한 방법은 현장자료를 바탕으로 수행되어 실질적인 기준치로서 활용될 수 있는 장점이 있으나, 현장 data가 누적됨에 따라 기준치가 일부 변경될 수 있는 단점도 있다. 이에 지속적인 현장자료의 관리를 통해 기준치의 변동성을 모니터링

하는 것은 반드시 필요하다. 따라서 1, 2단계를 통틀어 지속적으로 현장조사가 수행된 진해만을 대상으로 2013년과 2014년 현장조사결과가 누적되었을 때 부유생물 지표의 지수가 어떻게 변동되는지 그 추이를 파악하고, 기존 기준치의 적절성을 2단계 2차년도에 평가하여 제시하였다(2단계 2차년도 보고서 참조).

3. 연구결과 및 토의

가. 부유생물 등급

부유생물의 생태계 건강지수 산출을 위한 등급은 4대 핵심 지표를 바탕으로 각각 총 5등급으로 나누었다(Table 4-2-1). 4대 핵심지표는 총 식물플랑크톤 개체수(Total phytoplankton), 유해유독종의 개체수(Harmful Algal Blooms), 종속영양박테리아(Heterotrophic bacteria), 대장균(*E.coli*)으로 구분하였다. 각 지표에 대한 기준치 설정은 2010~2012년에 수행한 진해만(23정점)과 광양만(19정점)의 현장 실측자료와 더불어 2013~2015년에 수행한 부산주변해역(25정점), 울산만(13정점)을 각 핵심 지표별로 정규분포화시켜 Z-score 값으로 “0”을 기준치로 설정하였고, 이를 근거로 하여 5개의 등급으로 나누었다. 아울러, 2단계의 보고서에서는 진해만, 부산해역, 울산만 해역의 부유생물의 등급을 구체적으로 언급하고자 한다.

총식물플랑크톤(Total phytoplankton)의 기준치는 6.4×10^5 cells L⁻¹로 파악되었고, 이를 기준으로 1등급은 8.3×10^4 cells L⁻¹ 이하(Z-score 값이 -1.3 미만), 2등급은 $8.3 \times 10^4 \sim 2.9 \times 10^5$ cells L⁻¹ (Z-score 값이 -1.3~-0.5), 3등급은 $2.9 \times 10^5 \sim 1.4 \times 10^6$ cells L⁻¹ (Z-score 값이 -0.5~0.5), 4등급은 $1.4 \times 10^6 \sim 4.9 \times 10^6$ cells L⁻¹ (Z-score 값이 0.5~1.3), 5등급은 4.9×10^6 이상(Z-score 값이 1.3 초과)으로 정하였다(Table 4-2-1).

유해유독종의 개체수(Harmful Algal Blooms)의 기준치는 2.5×10^4 cells L⁻¹로 파악되었고, 이를 기준으로 1등급은 1.2×10^3 cells L⁻¹ 이하(Z-score 값이 -1.3 미만), 2등급은 $1.2 \times 10^3 \sim 8.1 \times 10^3$ cells L⁻¹ (Z-score 값이 -1.3~-0.5), 3등급은 $8.1 \times 10^3 \sim 7.6 \times 10^4$ cells L⁻¹ (Z-score 값이 -0.5~0.5), 4등급은 $7.6 \times 10^4 \sim 4.5 \times 10^5$ cells L⁻¹ (Z-score 값이 0.5~1.3), 5등급은 4.5×10^5 이상(Z-score 값이 1.3 초과)으로 정하였다(Table 4-2-1).

종속영양박테리아(Heterotrophic bacteria)의 기준치는 1.8×10^6 cells mL⁻¹로 파악되었고, 이를 기준으로 1등급은 8.5×10^5 cells mL⁻¹ 이하(Z-score 값이 -1.3 미만), 2등급은 $8.5 \times 10^5 \sim 1.3 \times 10^6$ cells mL⁻¹ (Z-score 값이 -1.3~-0.5), 3등급은 $1.3 \times 10^6 \sim 2.4 \times 10^6$ cells mL⁻¹ (Z-score 값이 -0.5~0.5), 4등

급은 $2.4 \times 10^6 \sim 3.8 \times 10^6$ cells mL⁻¹ (Z-score 값이 0.5~1.3), 5등급은 3.8×10^6 이상(Z-score 값이 1.3 초과)으로 정하였다(Table 4-2-1).

대장균(*E. coli*)의 기준치는 현장실측자료에서 정규분포를 나타내지 않아, 미국의 EPA 기준(threshold value: 225 cfu /100 mL)과 해양부고시(구 국토해양부) 제 2011-344호 해역별 수질등급기준을 참고하여 구분하였다(Table 4-2-1).

Table 4-2-1. Scoring criteria for plankton organism index (total phytoplankton, HABs, HB and *E.coli*) based on data of 1st survey period (2010 - 2012 in Jinhae and Gwangyang Bay) and 2nd survey period (2013 - 2015 in Ulsan and Busan coastal area).

통합 등급	Total Phytoplankton (cells L ⁻¹)	HABs (cells L ⁻¹)	HB (cells mL ⁻¹)	<i>E.coli</i> (colony L ⁻¹)
1	<8.3X10 ⁴	<1.2X10 ³	<8.5X10 ⁵	<2.0X10
2	>8.3X10 ⁴ , <2.9X10 ⁵	>1.2X10 ³ , <8.1X10 ³	>8.5X10 ⁵ , <1.3X10 ⁶	>2.0X10, <2.0X10 ²
3	>2.9X10 ⁵ , <1.4X10 ⁶	>8.1X10 ³ , <7.6X10 ⁴	>1.3X10 ⁶ , <2.4X10 ⁶	>2.0X10 ² , <1.0X10 ³
4	>1.4X10 ⁶ , <4.9X10 ⁶	>7.6X10 ⁴ , <4.5X10 ⁵	>2.4X10 ⁶ , <3.8X10 ⁶	>1.0X10 ³ , <2.0X10 ³
5	>4.9X10 ⁶	>4.5X10 ⁵	>3.8X10 ⁶	>2.0X10 ³

나. 진해만 부유생물등급평가

2013년 동계(2월) 총 식물플랑크톤과 HAB의 지수는 마산만 내측 정점에서 4-5등급으로 나쁘게 나타났다. 특히, HAB는 진해만 서부해역의 대부분의 정점에서 5등급으로 극히 나쁨으로 나타났는데, 이는 동계, 기억상실성 패독을 유발하는 *Pseudonitzschia* spp.의 개체수 밀도에 의한 것으로 판단되었다. 반면, 박테리아와 대장균은 대부분의 해역에서 1등급으로 아주 좋음으로 나타났지만, 마산만의 일부정점 3등급으로 나타났다(Fig. 4-2-2).

2013년 춘계(5월) 총 식물플랑크톤의 지수등급은 진해만 동북부해역에서는 4등급을, 진동만, 원문만, 고현만을 제외하면 대부분 3등급을 유지하였다. HAB와 종속영양박테리아는 대부분해역에서 4-5등급으로 나쁘게 나타났다. 반면 대장균은 마산만 정점을 제외하면 1등급으로 아주 좋게 나타났다 (Fig. 4-2-2).

2013년 하계(8월)는 춘계와 유사하게 총식물플랑크톤, HAB, 종속영양박테리

아의 등급이 지역에 따른 차이는 있었으나, 3~5등급으로 나쁘게 나타나는 특징을 보였다. 대장균은 마산만과 행암만에서 2등급을 보였고, 나머지 정점에서는 1등급으로 아주 양호하게 나타났다(Fig. 4-2-2).

2013년 추계(11월)에는 하계보다 전반적으로 개선되는 양상을 확인 하였다. 총식물플랑크톤의 등급은 2등급 4곳, 보통 9곳, 4등급의 나쁨 3곳으로 나타났고, HAB는 보통인 3등급이 8곳, 4등급 7곳으로 나타났다. 종속영양박테리아는 보통 10곳, 나쁨인 4등급 5곳으로 나타났다. 대장균은 계절적인 경향은 없고, 마산만 정점과 행암만 정점에서 3등급으로 보통으로 나타났고, 나머지는 1등급으로 극히 양호하게 나타났다(Fig. 4-2-2).

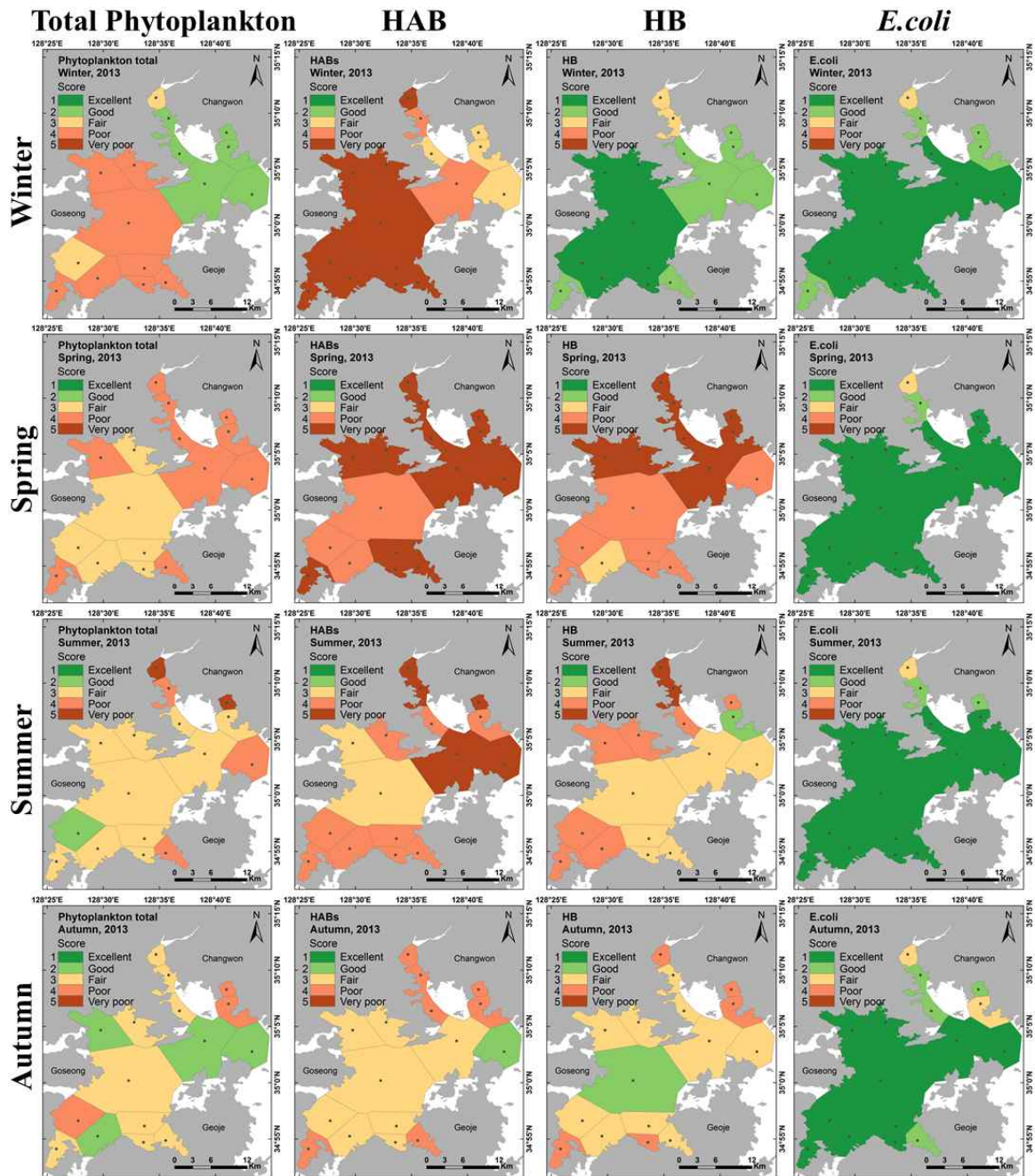


Figure 4-2-2. Results in scoring of total phytoplankton, HABs, HB, and *E.coli* in Jinhae Bay, 2013.

2014년 동계(2월)의 총 식물플랑크톤 등급은 2013년보다 전반적으로 개선되어 2등급의 정점이 많이 나타났다. HAB는 마산만 내측 정점에서 4~5등급으로 나쁘게 나타났고, 진해만 중앙 및 서부해역의 대부분의 정점에서 3등급으로, 2013년보다 전반적으로 개선되었다. 박테리아의 등급은 2013년보다 악화되어 3등급의 정점이 12곳으로 높게 나타났다. 대장균은 대부분의 해역에서 1등급

로 아주 좋음으로 나타났으나, 마산만의 일부정점에서는 3등급을 보였다(Fig. 4-2-3).

2014년 춘계(5월)조사에서 총식물플랑크톤의 등급은 전반적으로 2등급으로 양호하게 나타났고, 마산만 및 행암만에서 3~4등급으로 나타났다. HAB의 등급은 2013년과 유사하게 진해만 동북부해역에서는 4등급을 보였고, 일부 내만 정점에서는 3등급을 보였다. 종속영양박테리아는 대부분해역에서 4~5등급으로 나쁘게 나타났다. 대장균은 모든 진해만 해역에서 1~2등급으로 양호하게 나타났다(Fig. 4-2-3).

2014년 하계(8월)조사에서 총 식물플랑크톤의 등급은 진해만 서부 해역에서 2등급으로 양호하게 동북부에서는 3~4등급을 보였다. HAB의 등급은 전반적으로 3등급을 차지하였고, 내만의 일부 정점에서 4~5등급을 보였다. 박테리아의 등급은 HAB와 유사하게 3~5등급으로 나타났다. 대장균은 마산만과 행암만에서 3~5등급으로 불건강하게 나타났고, 다른 해역에서는 1~2등급으로 양호하게 나타났다(Fig. 4-2-3).

2014년 추계(11월)에서 총 식물플랑크톤의 등급은 2등급 5곳, 보통 7곳, 4등급의 나쁨 5곳으로 나타났다. HAB의 등급은 3등급 9곳, 4등급 5곳으로 나타났다. 종속영양박테리아는 3등급 8곳, 4등급 4곳, 5등급 2곳으로 나타났다. 대장균은 2~3등급 4곳과 나머지 정점은 1등급 “아주 좋음”으로 나타났다(Fig. 4-2-3).

2015년 동계 총 식물플랑크톤의 등급은 전반적으로 2등급이 많이 분포하였고, 내만 정점에서는 3~4등급을 보였다. HAB가 마산만 내측 정점에서 4등급으로 나쁘게 나타났고, 진해만 중앙 및 서부해역의 대부분의 정점에서 2~3등급으로, 2014년과 유사하게 나타났다. 박테리아는 진해만 중앙해역에서 1등급 정점이 높게 나타났고, 일부 내만 정점에서는 3~4등급을 보였다. 대장균은 대부분의 해역에서 1등급으로 아주 좋음으로 나타났다(Fig. 4-2-3).

2015년 춘계 총 식물플랑크톤의 등급은 전반적으로 4~5등급으로 나쁘게 나타났다. 아울러, HAB의 등급도 총 식물플랑크톤의 등급과 유사하게 나쁘게 나타났다. 반면, 종속영양박테리아는 중앙해역에서 2등급을 보였고, 마산만과 행암만에서 5등급을, 나머지 정점은 3등급으로 나타났다. 대장균은 행암만에서 5등급으로 보였고, 마산만에서 4등급, 그 외의 정점에서는 1~2등급으로 양호하게 나타났다(Fig. 4-2-3).

2015년 하계 총 식물플랑크톤의 등급은 진해만 대부분의 정점에서 3등급을 보였고, 일부 해역에서 2등급과 4등급을 보였다. 박테리아는 중앙해역과 마산만, 행암만에서 4~5등급으로 나쁘게 나타났다. 대장균은 대부분의 정점에서 1등급을 보였으나, 마산만과 행암만의 일부 정점에서 3등급을 보였다(Fig. 4-2-3).

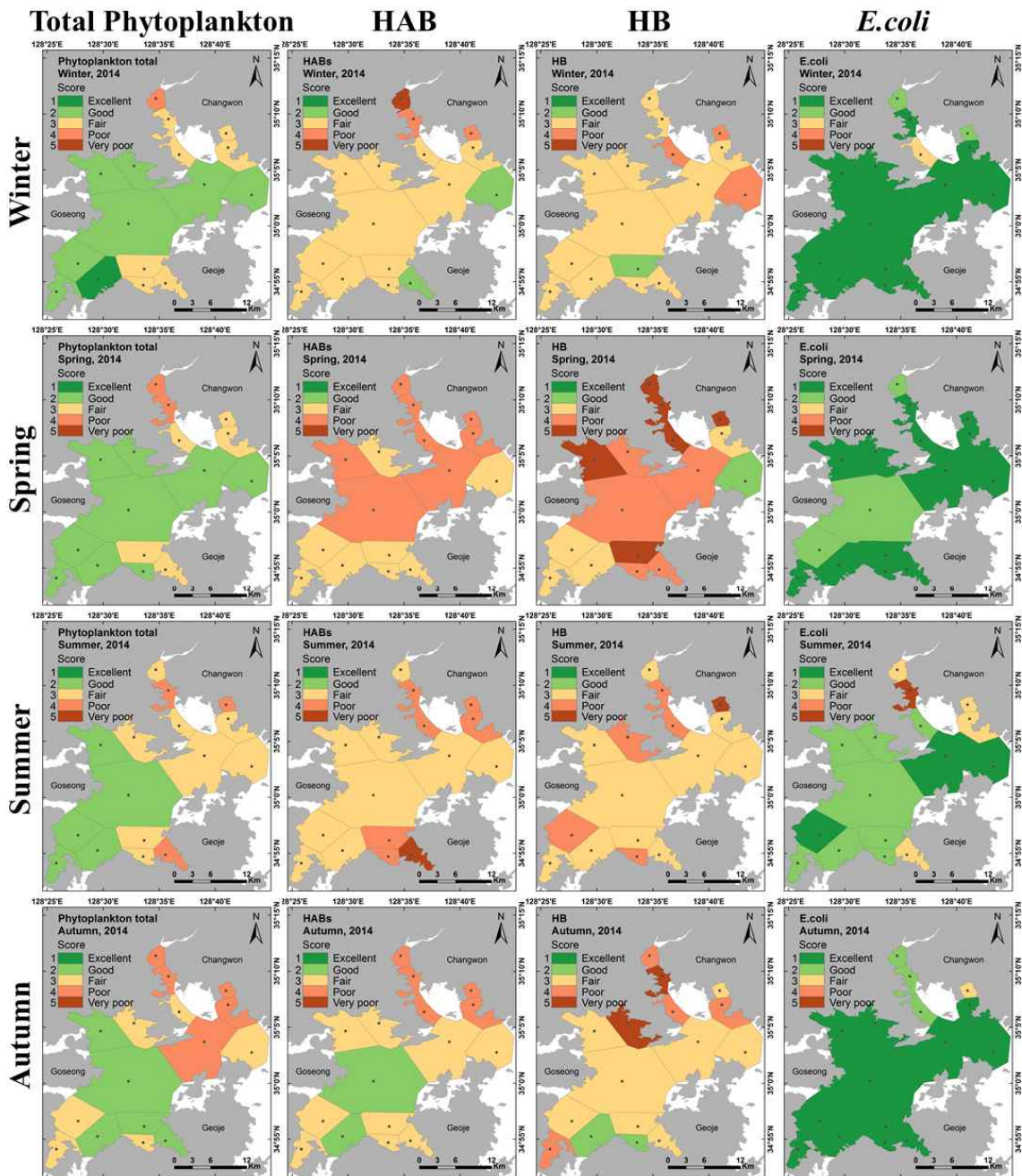


Figure 4-2-3. Results in scoring of total phytoplankton, HABs, HB, and *E.coli* in Jinhae Bay, 2014.

2015년 추계 총 식물플랑크톤의 등급은 2등급 2곳, 보통 7곳, 4등급의 나뭇 7곳으로 나타났다. HAB의 등급은 보통인 3등급 6곳, 4등급 5곳, 5등급 4곳으로 나타났다. 종속영양박테리아는 일부 정점을 제외하면 대부분 4등급을 차지하였다. 대장균은 1등급이 대부분을 차지하였고, 나머지 내만 정점에서 4~5등급을 보였다. 아울러, 대장균 등급의 계절적 분포의 차이는 명확하지 않았으나, 오염

원이 높은 마산만과 행암만에서 전반적으로 나쁘게 나타나는 특색을 보였다 (Fig. 4-2-4).

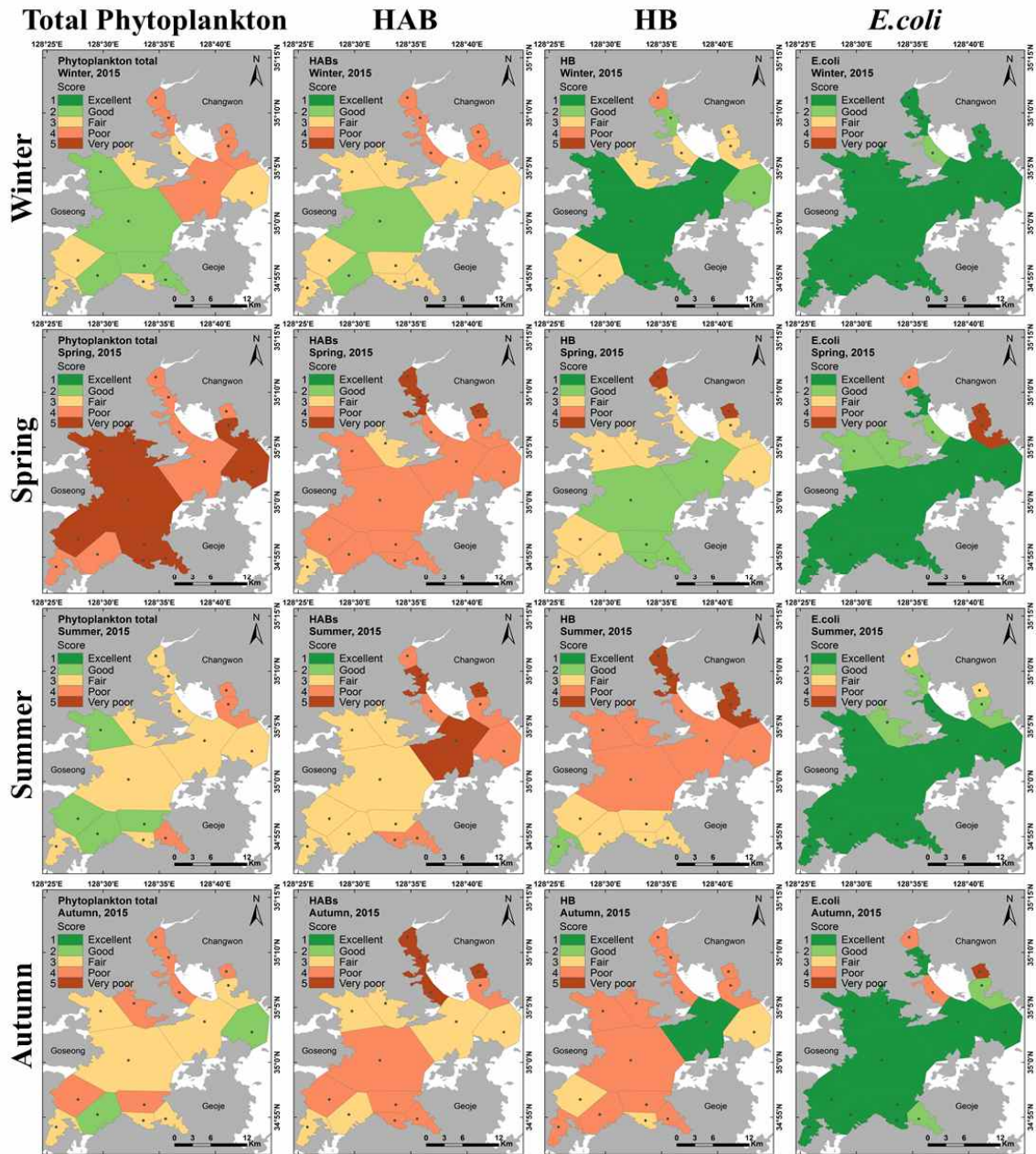


Figure 4-2-4. Results in scoring of total phytoplankton, HABs, HB, and *E.coli* in Jinhae Bay, 2015.

진해만에서 4대 지표를 통합한 부유생물 건강지수를 산출한 결과, 동계에는 2013년 진해만 서부해역에서 3등급을, 동부해역에서는 2등급을 보였다. 2014년 도에는 전반적으로 개선되어 2등급의 영역이 확대되었고, 2015년에도 2014년과

유사한 등급분포패턴을 보였다(Fig. 4-2-5).

춘계에는 2013년에 전반적으로 나빠져, 대부분 3~4등급으로 보였고, 2014년에는 일부 정점에서 약간 개선되는 양상을 보였으나, 2015년에는 다시 2013년과 유사한 등급의 분포특성을 보였다.

하계에는 계절적으로 부유생물의 통합건강지수가 가장 악화되는 시기였으며, 2013년 대부분 정점에서 3등급과 내만 정점에서는 4~5등급을 보였다. 2014년에도 2013년과 유사한 경향을 보였고, 2015년에는 대부분의 정점은 3~4등급이었지만, 일부 서부해역에서 2등급으로 개선되었다.

추계에는 계절적으로 부유생물 건강지수 등급이 개선되는 시기였으며, 2013년 진해만 중앙해역의 대부분의 정점에서 2등급으로 개선되는 특징을 보였고, 2014년에는 2013년과 유사하게 나타났다. 하지만, 2015년에는 진해만 서부해역에서 3등급의 범위가 확장되는 양상을 파악하였다. 계절적으로 개선되는 추계에도 불구하고 마산만, 행암만과 같은 내만의 부영양화된 해역에서는 4~5등급으로 나쁘게 나타나는 것을 파악하였다(Fig. 4-2-5).

진해만에서 2013년, 2014년, 2015년의 연도별 부유생물 지수의 등급을 비교한 결과, 2013년에는 마산만, 행암만에서 4등급을 보였고, 나머지 해역에서는 3등급으로 보통을 보였다. 이와 같은 양상은 2014년과 2015년에도 계속적으로 나타나, 진해만의 부유생물의 건강성 평가는 3등급 “보통”으로 판단할 수 있었다. 특히, 일부 마산만, 행암만과 같은 일부 내만의 부영양화된 해역에서는 4등급으로 등급이 떨어지는 양상을 파악하였다(Fig. 4-2-6).

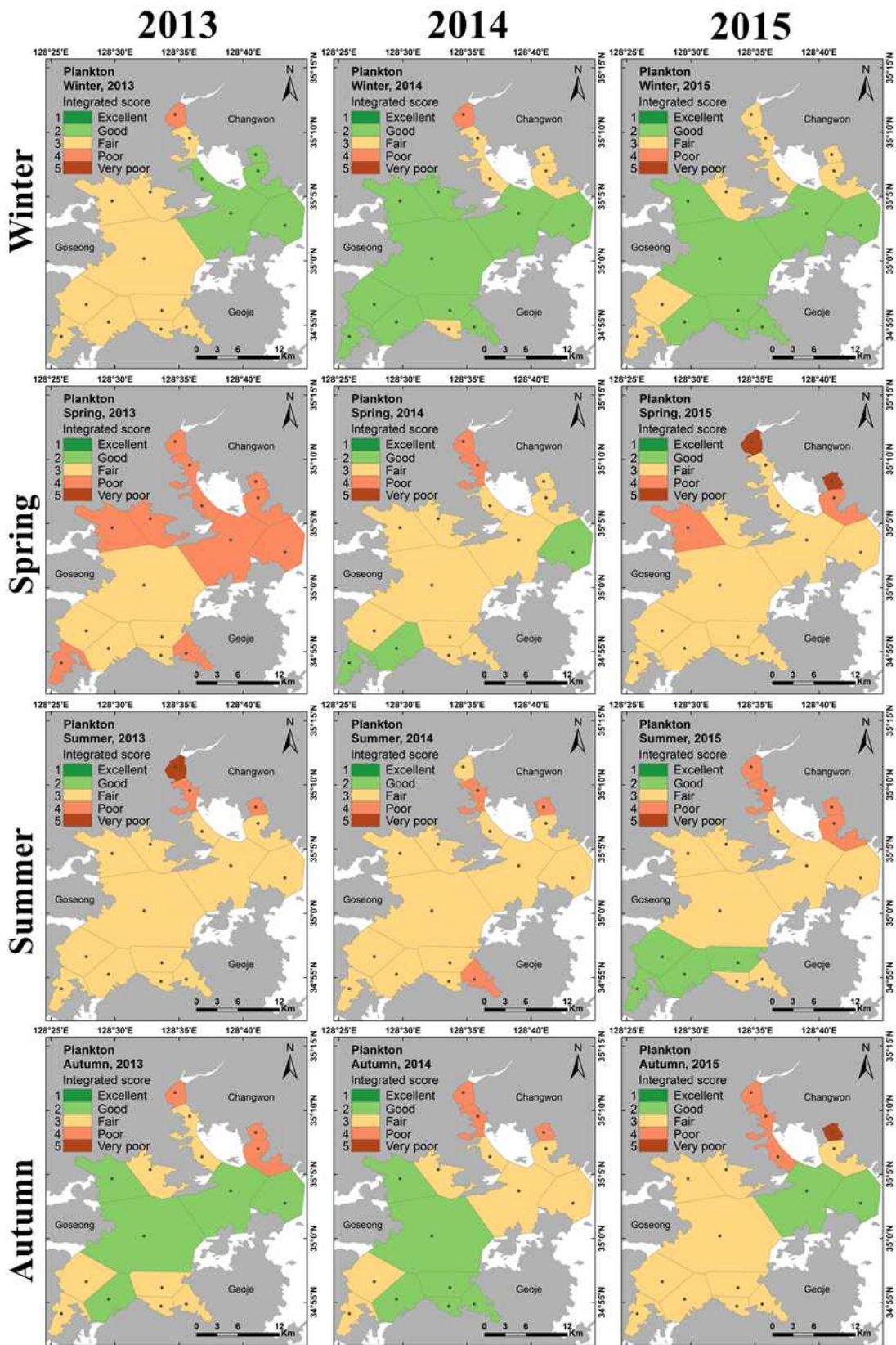


Figure 4-2-5. Results in integrated scoring for total phytoplankton, HABs, HB, and *E.coli* in Jinhae Bay.

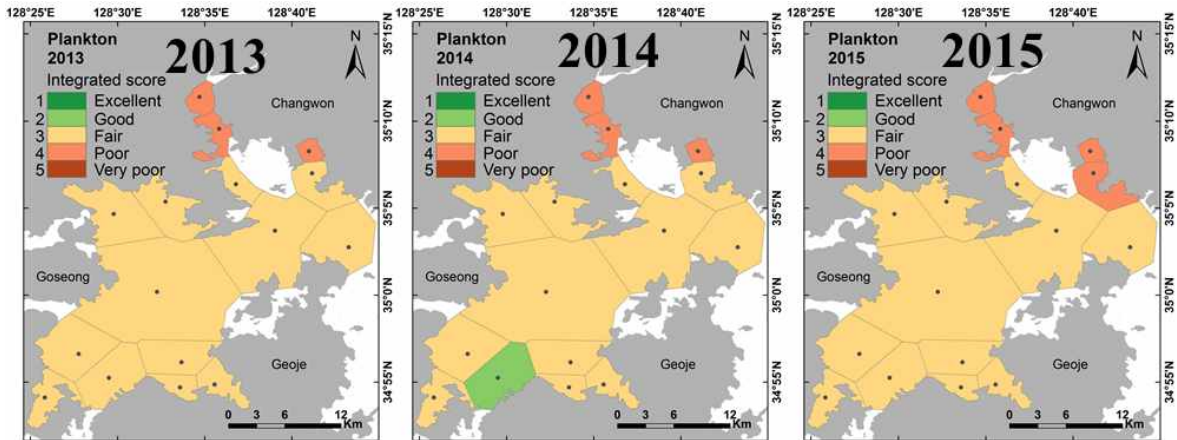


Figure 4-2-6. Integrated plankton health index (PHI) in Jinhae Bay from 2013 to 2015.

다. 부산해역의 부유생물 등급평가

2013년 부산해역의 무기오염 지표인 총 식물플랑크톤의 건강지수는 동계, 낙동강 주변 정점에서 3~4등급을 보였고, 이를 제외한 나머지 정점은 1~2등급으로 양호하게 나타났다. 추계와 하계에는 대부분의 정점에서 3~4등급으로 등급이 하락하였고, 추계 대부분 정점에서 2등급으로 개선되는 양상을 파악하였다 (Fig. 4-2-7). 유해유독 생물 (HABs)은 동계 총식물플랑크톤과 유사하게 대부분 1~2등급으로 나타났으나, 춘계에는 등급이 떨어져 3~4등급을 유지하였다. 하계에는 낙동강 하구 주변, 주요 항만(부산항, 감천항)에서는 5등급으로 극히 나쁘게 평가되었다. 추계에는 다시 회복되어 2~3등급으로 유지되는 경향을 관찰하였다. 유기오염원에 반응하는 종속영양박테리아의 계절적인 등급의 경향은 총 식물플랑크톤과 HAB의 계절적 등급과 유사하게 나타났고, 동계에는 양호하게, 춘계와 하계에는 나쁘게, 추계에는 개선되는 양상을 파악하였다. *E. coli*의 건강성지수는 일부 항만 정점에서 2~3등급이 관찰되었고, 그 이외의 정점은 1등급으로 아주 좋게 나타났다(Fig. 4-2-7).

2014년 부산해역에서 무기오염지표인 총식물플랑크톤의 건강성지수는 동계, 춘계에 1~2등급으로 나타났으나, 하계에 낙동강 하구 인근해역에서 3~4등급으로 상대적으로 나쁘게 평가되었다(Fig. 4-2-8). 유해유독성 생물 (HABs)은 동계, 춘계에 총 식물플랑크톤과 마찬가지로 대부분 1~2등급으로 나타났으나, 주요 항만(부산항, 감천항)에서는 3~4등급으로 평가되었다. 반면, 하계에는 대부분 3

등급으로 평가되었다. 추계에는 2~3등급으로 나타났고, 특히 3등급이 20곳으로 평가되었다 (Fig. 4-2-8). 유기오염 지표인 종속영양 박테리아 (HB)의 건강성지수는 동계에 비해, 춘계와 하계에 3~4등급으로 나타나, 다른 지표보다 불건강하다는 것을 파악하였다(Fig. 4-2-8). *E. coli*의 건강성지수는 하계 강하구 정점(낙동강, 수영강)과 부산항에서 상대적으로 3등급으로 보였으나, 전반적으로 1~2등급으로 양호하게 나타났다.

2015년 총 식물플랑크톤 지표의 건강성지수는 동계에 대부분 1~2등급으로 양호하게 관찰되었으나, 춘계와 하계에는 3~4등급으로 보통과 나쁜 등급의 해역이 많이 관찰되었다. 특히, 춘계에는 상대적으로 외해와의 교환이 원활한 해역에서 4등급의 낮은 특징을 보였으나, 하계에는 만 내측에서 낮은 특징을 보였다(Fig. 4-2-9). 유해유독성 생물 (HABs)은 동계에 부산항 일대를 제외하고 1~2등급으로 양호하게 나타났고, 춘계에는 3~4등급으로 보통과 나쁜 지수가 관찰되었고, 계속해서 하계에도 전체적으로 4등급의 해역이 많았고, 5등급 7곳이 관찰되었다. 악화된 HAB의 건강지수는 추계에 2~3등급으로 개선되는 양상을 보였다(Fig. 3-2-9). 종속영양 박테리아 (HB)의 건강성 지수는 동계 전체해역에서 1~2등급으로 양호하게 나타났으나, 춘계, 하계에는 낙동강 인근해역에서 3~4 등급으로 보통과 나쁨으로 나타났고, 추계에도 3등급의 정점이 21곳으로 보통으로 나타났다(Fig. 3-2-9). *E. coli*의 건강성지수는 동계, 춘계, 하계 추계 대부분 1~2등급으로 양호하게 나타났다. 하지만, 내만의 국부적인 정점에서 때때로 등급이 나쁘게 나타나는 특징을 확인하였다(Fig. 3-2-9).

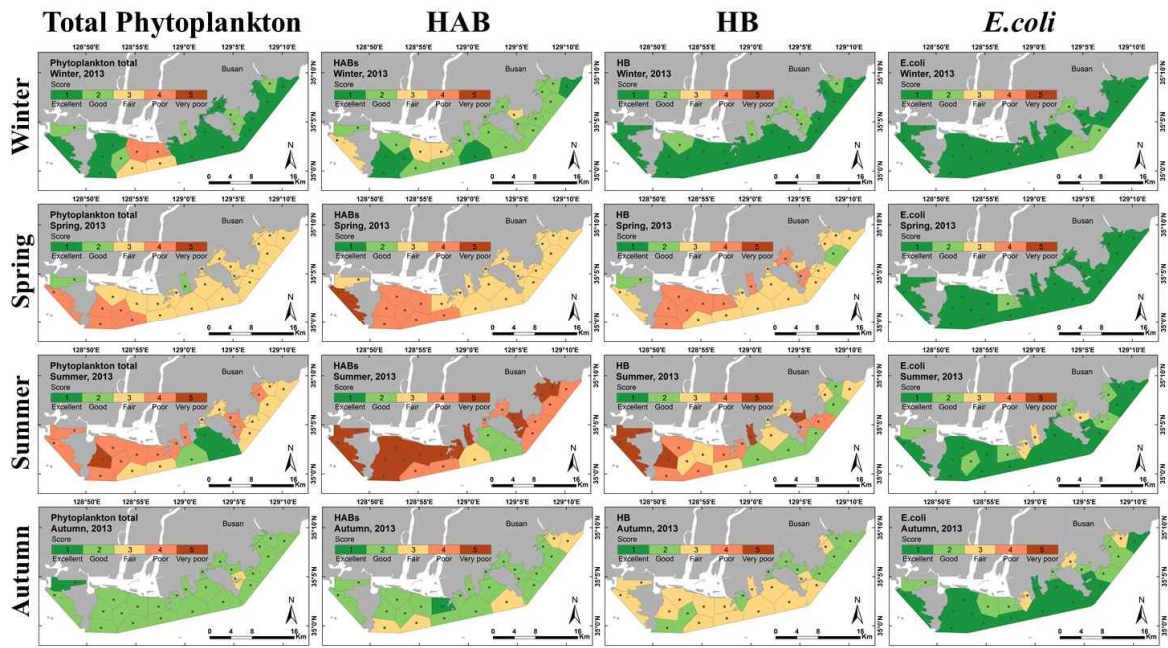


Figure 4-2-7. Results in scoring of total phytoplankton, HABs, HB, and *E.coli* in Busan coastal area, 2013.

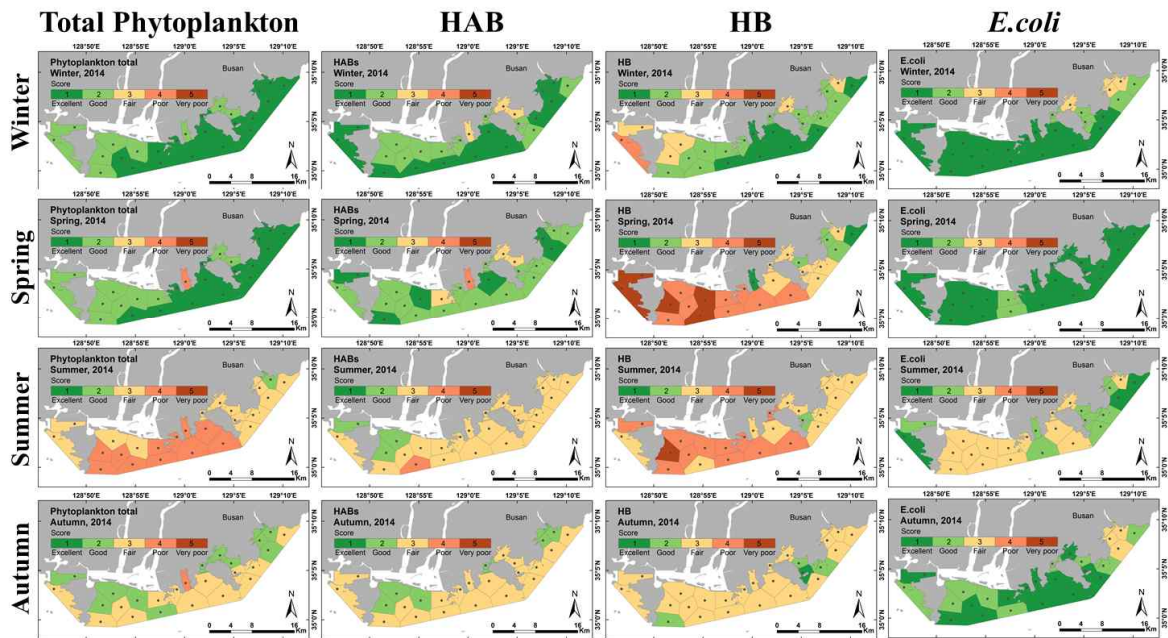


Figure 4-2-8. Results in scoring of total phytoplankton, HABs, HB, and *E.coli* in Busan Bay, 2014.

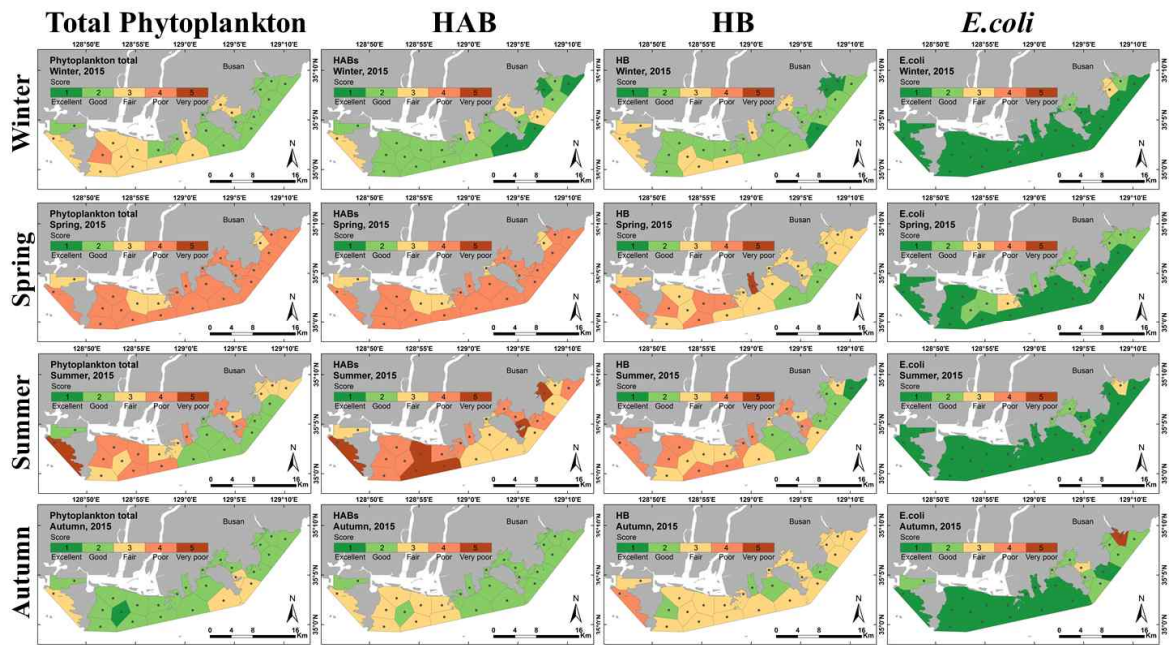


Figure 4-2-9. Results in scoring of total phytoplankton, HABs, HB, and *E.coli* in Busan coastal area, 2015.

부산해역의 부유생물 건강지수는 동계> 추계> 춘계> 하계 순으로 양호하게 나타났고, 하계에는 낙동강 인근해역과 항만에서 4등급으로 나쁘게 나타났다(Fig. 3-2-10). 부산해역의 년도별 추이를 살펴보면, 2013년에는 3등급 19곳, 2등급 6곳으로 나타났고, 2014년에는 3등급 12곳, 2등급 13곳으로, 2015년에는 3등급 18곳, 2등급 7곳으로 나타났다. 특히, 2013년에는 낙동강을 중심으로 서부해역과 부산항, 수영만, 감천항, 다대포항에서 3등급을 보였고, 외해역에 접한 정점에서는 2등급으로 양호하게 나타났다. 2014년에는 일부 낙동강 주변과 항만 내측의 일부 정점에서 3등급으로 평가되었고, 아울러 2등급의 범위가 확장되는 경향이 강하게 나타났다. 2015년에는 2013년과 유사하게 외양과 접한 해역에서 2등급으로 양호하게 나타났다(Fig. 3-2-11). 결과적으로 부산해역의 년도에 따른 부유생물지수는 낙동강, 수영만, 내측의 항만에서 하계를 중심으로 등급이 나쁘게(Poor) 나타나, 전체 등급을 크게 떨어뜨리는 것으로 판단되었고, 그 이외의 정점에서는 전반적으로 2~3등급으로 부유생물 건강상태가 양호한 것으로 판단되었다.

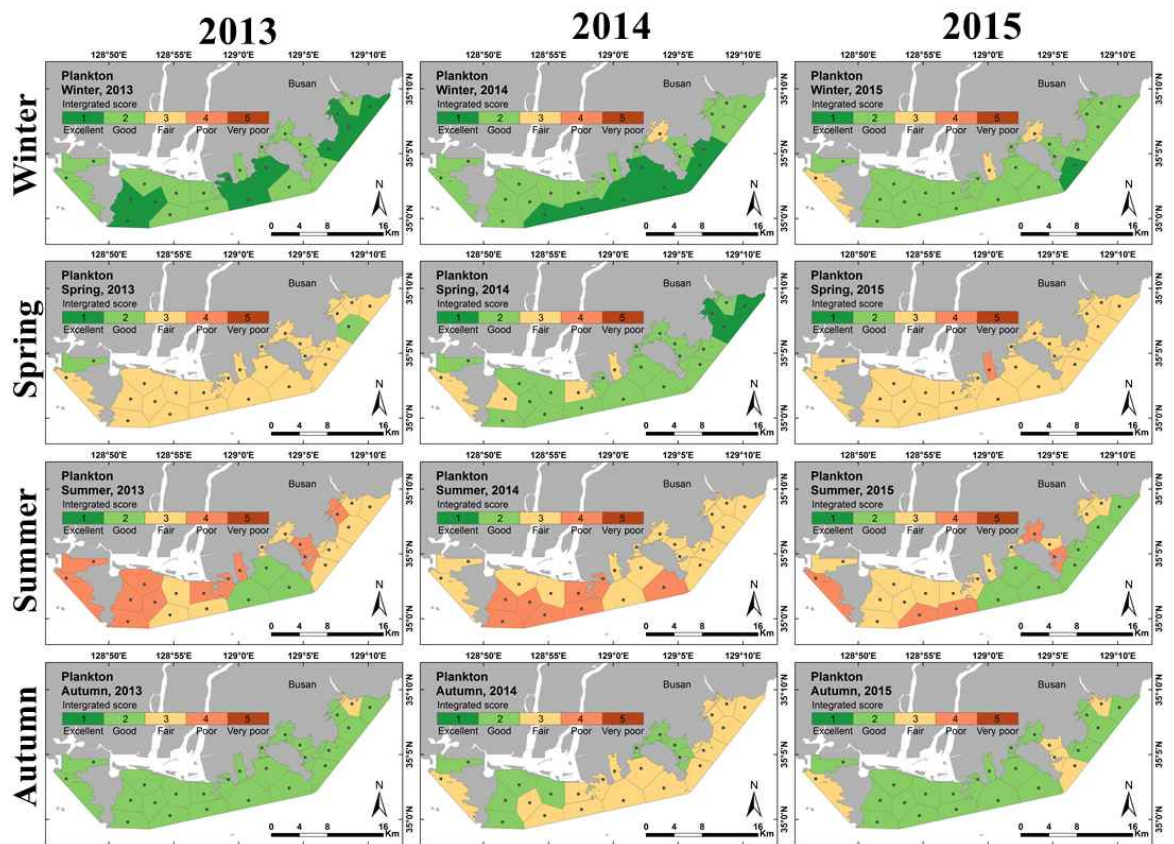


Figure 4-2-10. Results in integrated scoring for total phytoplankton, HABs, HB, and *E.coli* in Busan coastal area.

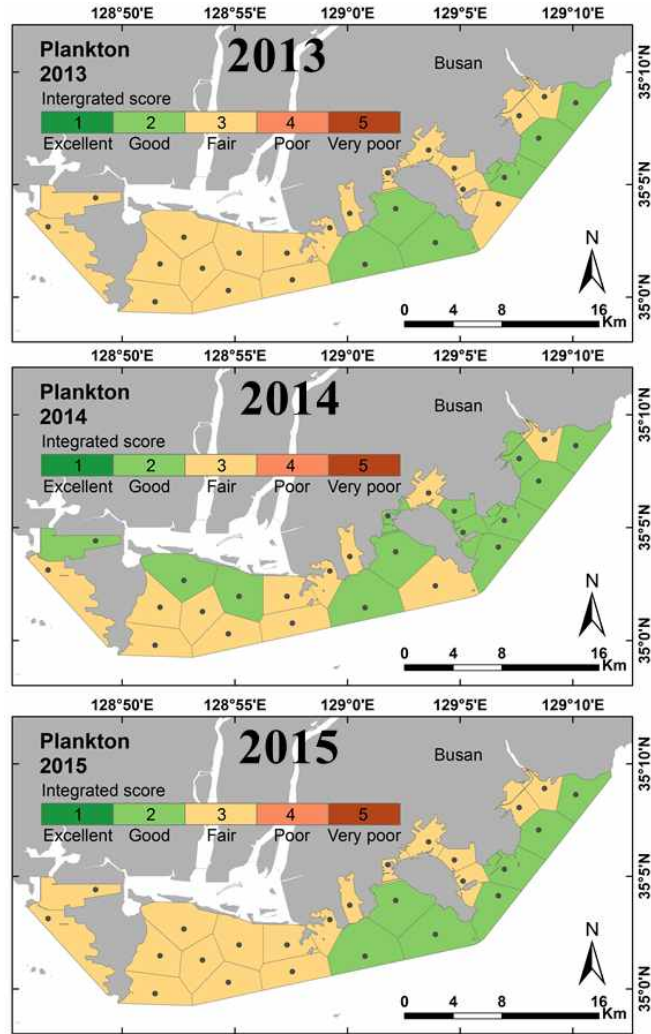


Figure 4-2-11. Integrated plankton health index (PHI) in Busan coastal area from 2013 to 2015.

라. 울산만 부유생물 등급평가

2013년 울산만의 무기오염 지표인 식물플랑크톤의 등급은 동계 1~2등급으로 양호하게 나타났으나, 춘계 및 하계 태화강 인근해역에서 3~4등급을 보였다. 추계에는 개선되어 모든 정점에서 2등급으로 평가되었다(Fig. 4-2-12). 유해유독성 생물 (HABs)의 건강지수 등급은 총 식물플랑크톤의 등급과 유사한 계절 경향을 보였으나, 하계에 4~5등급의 범위가 확장되는 특색을 보였다(Fig. 4-2-12). 유기오염 지표인 종속영양 박테리아 (HB)의 건강성지수등급은 태화강 주변해역에서 동계 3등급을 보였고, 나머지 외측 정점은 1~2등급으로 양호하게 나타났다. 춘계에도 태화강 하구정점에서 극히 나쁜 4~5등급을, 나머지 정점은 2~3등급으로

나타났다. 하계에는 전반적으로 악화되어 3~5등급으로 나타났고, 추계에는 회복되어 2~3등급으로 양호하게 나타나는 계절 경향을 보였다. 대장균(*E. coli*) 등급의 계절경향은 관찰할 수 없었고, 태화강 하구부근의 정점에는 3~4등급으로 약간 좋지 않게 나타났으나, 태화강 하구 이외의 정점은 전반적으로 1~2등급으로 양호하게 나타나는 것을 확인할 수 있었다(Fig. 4-2-12).

2014년 식물플랑크톤의 등급은 2013년보다 전반적으로 개선되어, 동계 및 춘계에 1~2등급으로 양호하게 나타났다. 하계 태화강 인근해역에서 3등급을 보였으나 추계에는 반대로 태화강 주변에서 1등급으로 나타났고, 외측해역으로 갈수록 2등급, 3등급으로 등급이 떨어지는 것을 확인할 수 있었다(Fig. 4-2-13). 유해유독성 생물 (HABs)의 건강지수는 동계에는 1~2등급으로 양호하게 나타났으나, 춘계와 하계 해수의 교환이 원활한 외해역에서 3등급으로 나타났다. 이는 춘계에 *Pseudonitzschia* spp.의 우점한 결과로 판단되고, 하계에는 적조생물 *Cochlodinium polykrikoides*의 광역화 현상에 의하여 등급이 나쁘게 나타난 것으로 파악되었다(Fig. 4-2-13). 종속영양 박테리아 (HB)의 건강성지수는 태화강 주변해역에서 3~4 등급으로 보였고, 하계에는 전 해역의 69%가 3~5 등급으로 평가되었다. 아울러, 추계에도 태화강 하구 정점에서는 4등급으로 나타났고, 외측 정점에서는 3등급을 보였다(Fig. 4-2-13). 대장균 *E. coli*는 다른 지표와 반대로 동계에 태화강에 인접한 해역에서 3~4등급으로 나쁘게 나타났고, 춘계에는 개선되어 대부분 1~2등급을 보였다. 반면, 하계에는 화강 하구에 3등급으로 떨어졌고, 추계에도 지속적으로 3등급을 유지하였다(Fig. 4-2-13). 특히, 동계에도 불구하고 유기오염원의 지표 (HB, 대장균수)의 등급이 상대적으로 나쁘게 나타났는데, 이는 태화강으로부터 유출되는 오염물은 주로 유기물이며, 유기오염물이 울산만내 확산되는 정도에 따라 유기오염원 지표 (HB, 대장균수)의 개체수 밀도에 영향을 줄 수 있다는 것을 시사 하였다.

2015년 울산만 총 식물플랑크톤 건강지수 등급은 동계(1-2등급)보다 춘계, 하계, 추계에 3~4등급으로 상대적으로 나쁘게 나타났다(Fig. 3-2-14). 유해유독성 생물 (HABs)의 건강성 지수는 동계에는 모든 해역이 1등급이었고, 춘계에는 대부분 3~4등급으로 나타났다. 하계에도 외해역에서 *Cochlodinium polykrikoides* 적조가 남해역에서 동해로 확산되면서 울산만의 외측 정점에 영향을 미쳐, HAB등급이 낮게 나타났다(Fig. 3-2-14). 추계에는 2~3등급으로 점차적으로 개선되는 양상을 보였다. 종속영양 박테리아 (HB)의 건강성지수는 모든 계절 태화강 인근해역(정점1-5)에서 상대적으로 바쁜 등급을 보였고, 이외 외측정점에서는 2~3등급으로 양호하게 나타났다(Fig. 3-2-14). *E. coli*의 건강성지수는 태화강 인근해역에서 상대적으로 나쁜 등급으로 보였고, 진해만과 부산해역과 비교하여 상대적으로 높은 대장균수가 관측되었다. 즉 태화강으로부터 공급되는 유기

오염물질이 울산만의 내만에 크게 영향을 미치는 것으로 파악되었다(Fig. 3-2-14).

울산만의 부유생물 종합등급의 계절별 추이를 살펴보면, 동계에는 1~2등급으로 양호하게 나타났으나, 춘계부터 악화되어 2~5등급이 빈번하게 관찰되어, 건강지수의 등급을 점차적으로 악화시키는 경향을 관찰하였다. 하계에는 연도별 차이는 있지만, 춘계와 유사한 특성을 보였고, 추계에는 개선되어 2~3등급으로 양호하게 나타났다(Fig. 3-2-15).

울산만의 부유생물 건강지수의 연도별 추이를 살펴보면, 2013년에는 4등급 1곳, 3등급 12곳으로, 2014년에는 3등급 8곳, 2등급 5곳으로, 2015년에는 4등급 2곳, 3등급 9곳, 2등급 2곳으로 나타났다. 결과적으로 울산만의 부유생물 건강지수는 2014년 > 2015년 > 2013년 순으로 양호하게 나타났다(Fig. 3-2-16). 특히 울산만에서는 태화강으로부터 유출되는 오염원은 유기물이 대량 포함되어 있어, 유기오염물에 민감하게 반응하는 종속영양박테리아와 대장균의 등급이 태화강 하구 정점을 중심으로 나쁘게 나타나는 것이 특이적 이었다.

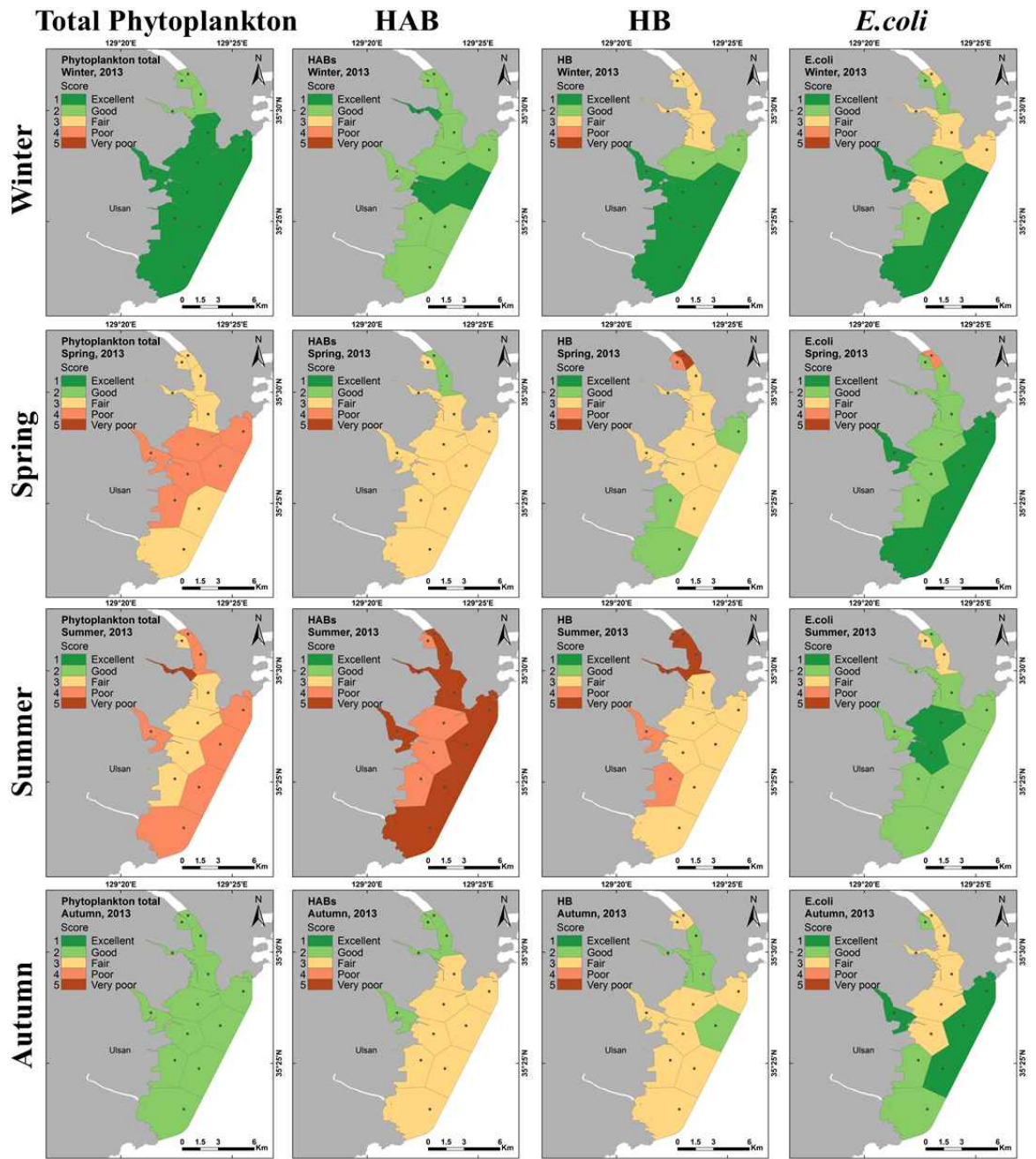


Figure 4-2-12. Results in scoring of total phytoplankton, HABs, HB, and *E.coli* in Ulsan Bay, 2013.

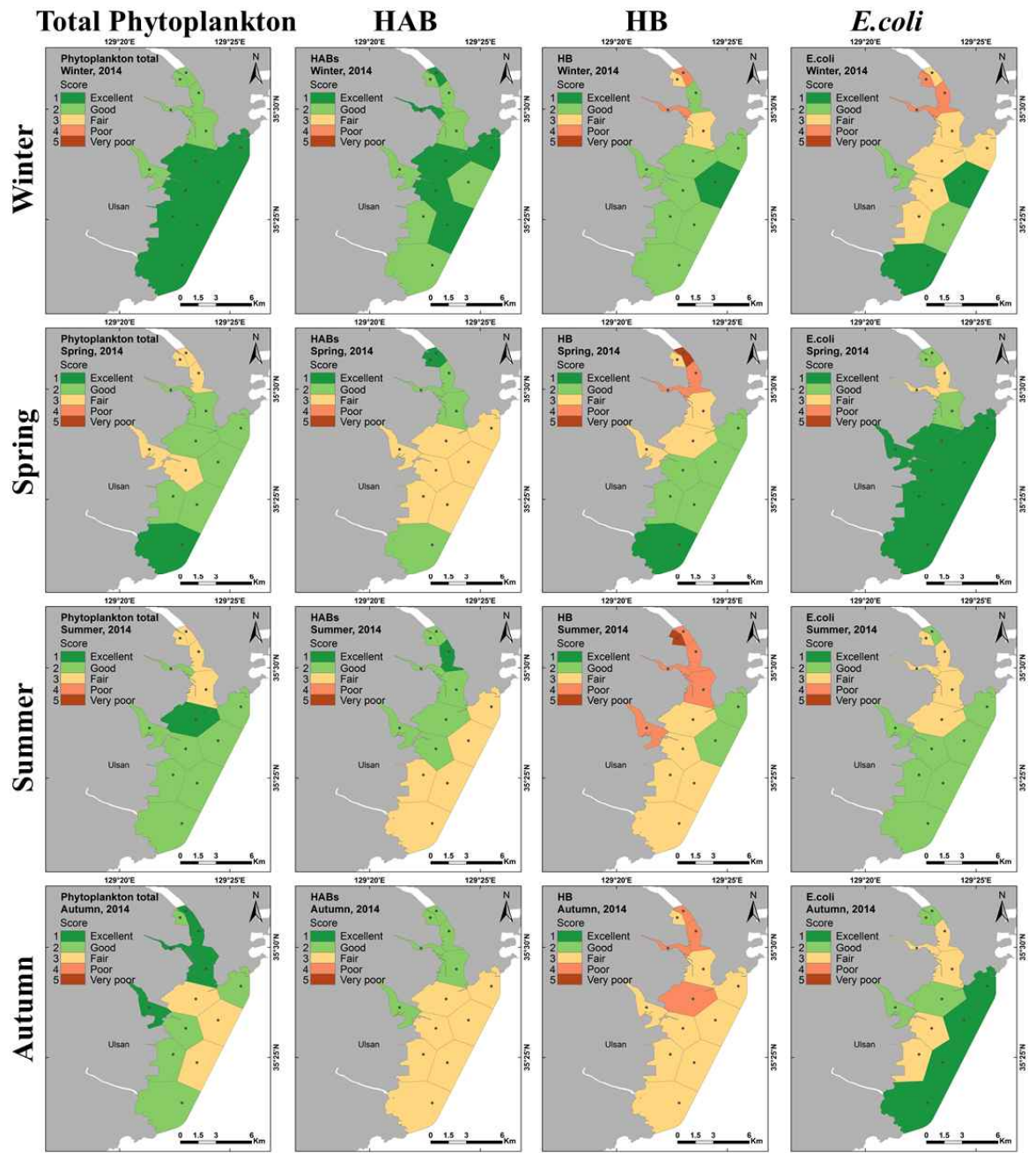


Figure 4-2-13. Results in scoring of total phytoplankton, HABs, HB, and *E.coli* in Ulsan Bay, 2014.

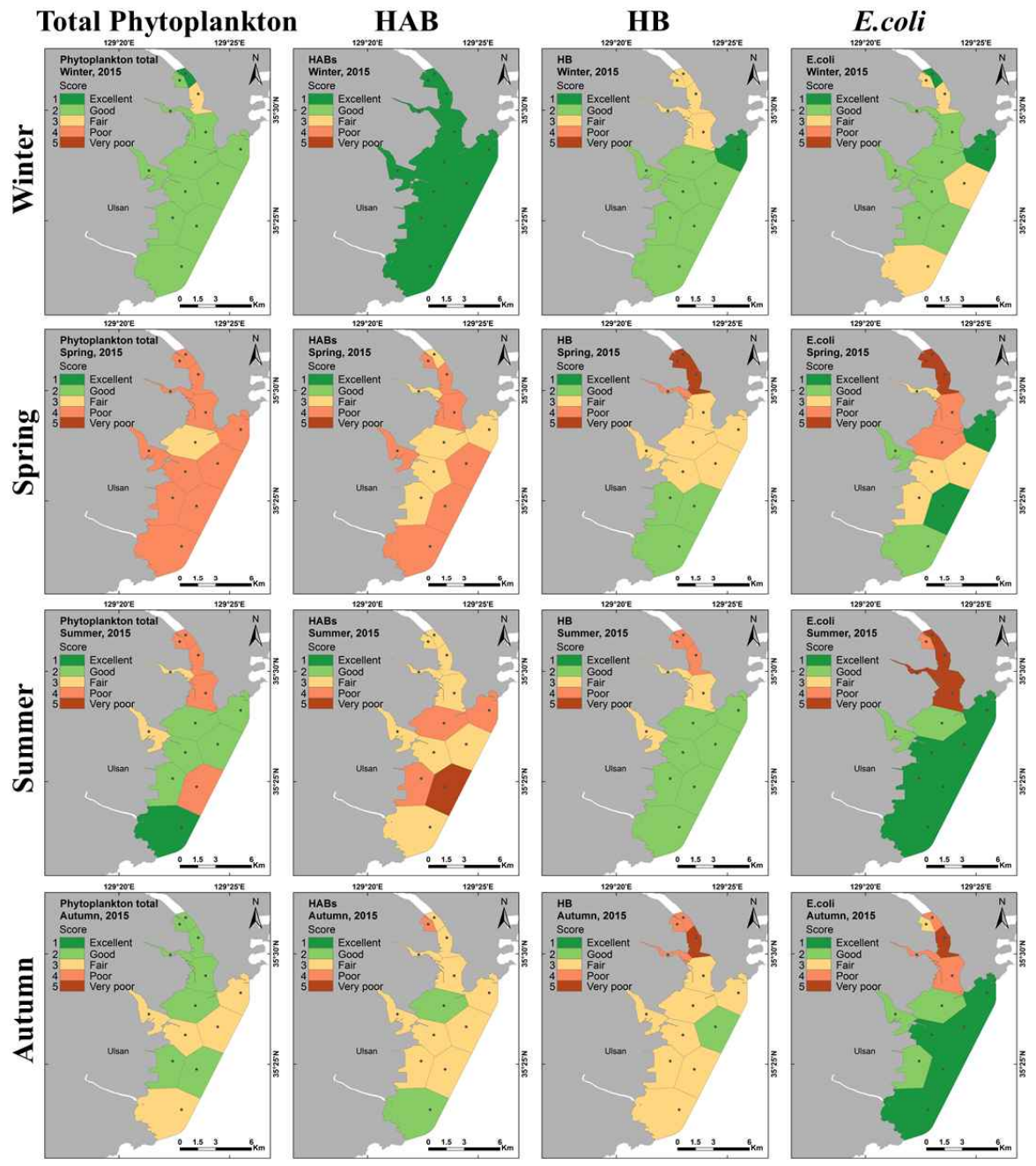


Figure 4-2-14. Results in scoring of total phytoplankton, HABs, HB, and *E.coli* in Ulsan Bay, 2015.

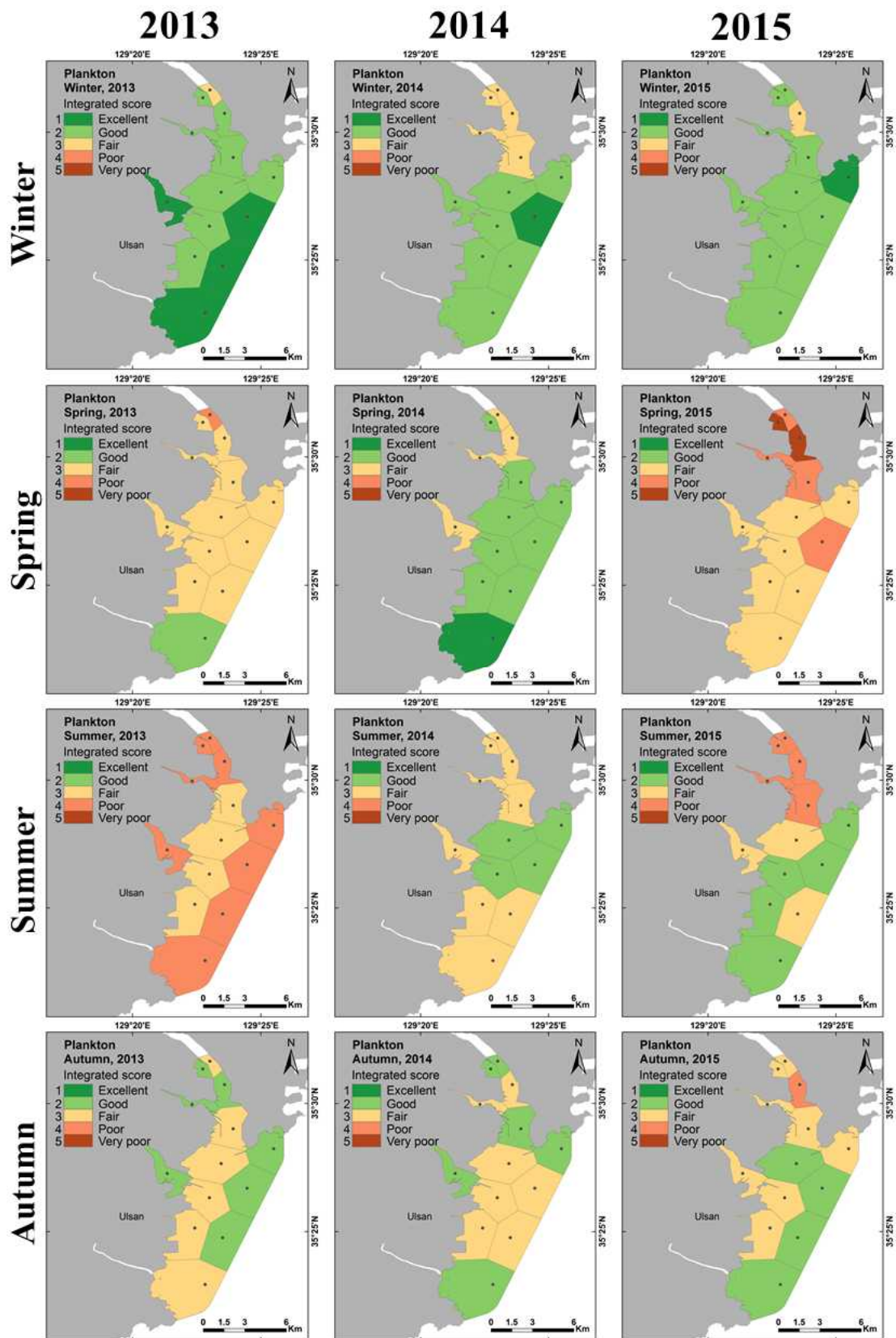


Figure 4-2-15. Results in integrated scoring for total phytoplankton, HABs, HB, and *E.coli* in Ulsan Bay, 2013 (upper) and 2014 (lower).

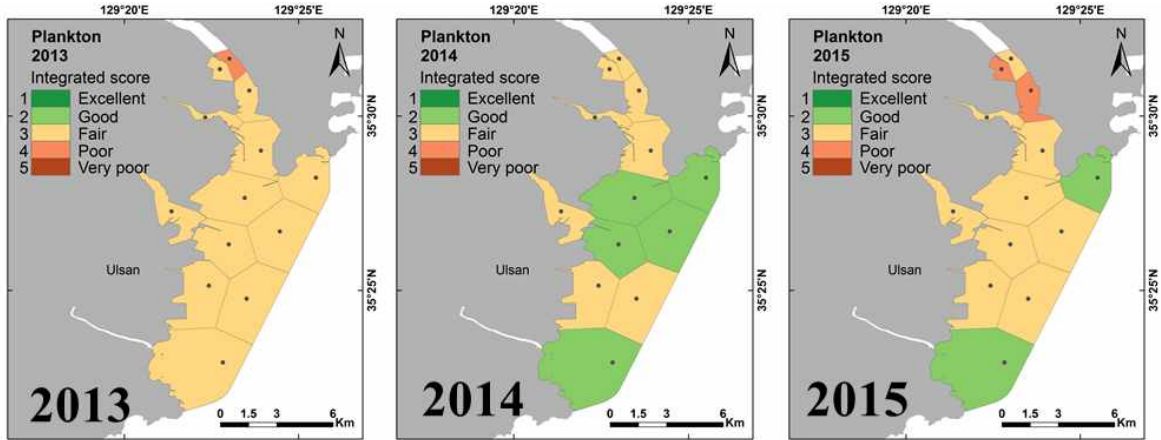


Figure 4-2-16. Integrated plankton health index (PHI) in Ulsan Bay from 2013 to 2015.

마. 2013-2015년 부유생물 건강성 평가 종합

진해만의 부유생물 건강성 평가는 2013년, 2014년, 2015년 해역별 약간의 차이는 있으나 전반적으로 3등급 “보통”으로 판단되었다. 특히, 마산만, 행암만의 부영양화된 해역에서 부유생물 건강지수가 나쁘게 나타났다.

부산해역의 부유생물 건강지수는 동계> 추계> 춘계> 하계 순으로 양호하게 나타났고, 하계에는 낙동강 인근해역과 항만에서 4등급으로 나쁘게 나타났다. 전반적으로 내측의 항만과 낙동강 하구 정점에서 3등급을 보였고, 그 이외의 정점은 2등급으로 양호하게 나타났다. 결과적으로 부산에서는 년도에 따른 부유생물 종합등급의 차이는 크지 않았고, 낙동강, 수영만, 내측의 항만에서 하계를 중심으로 등급이 나쁘게(Poor) 나타나, 전체 등급을 크게 떨어뜨리는 요인으로 작용되었고, 그 이외의 정점에서는 전반적으로 양호하였다.

울산만의 부유생물 건강지수는 태화강 하구 정점에서 등급이 나쁘게 나타났고, 외측으로 갈수록 개선되는 양상을 파악하였다. 계절적으로는 동계에 양호하고, 춘계와 하계에 등급이 떨어져 나쁘게 나타나지만, 추계에 개선되는 양상을 확인하였다. 특히 울산만에서는 태화강으로부터 유출되는 오염원은 유기물이 대량 포함되어 있어, 유기오염물에 민감하게 반응하는 종속영양박테리아와 대장균의 등급이 태화강 하구 정점을 중심으로 나쁘게 나타나는 것이 특이적으로 나타났다. 결과적으로 진해만은 내만형, 울산만은 하구형, 부산해역은 내만형과 하구형을 동시에 갖고 있는 지리적 특징을 갖고 있으며, 이러한 특징은 무기오염원과 유기오염원에 대한 부유생물지표의 건강지수의 등급의 차별성을 파악할 수 있었다. 따라서, 상기 언급된 해역의 특성을 고려하여 특별관리해역의 관리체계를 갖추는 것이 필요할 것으로 생각된다.

제3절 퇴적물

1. 연구배경

퇴적물은 육상으로부터 유입된 오염물질이 흡착되고 축적되는 오염물질의 주요 저장소이며 저서생물이 오염물질에 노출되는 주요 경로가 된다. 저서생물에 축적된 오염물질은 먹이사슬을 통해 상위단계 생물로 전달된다. 따라서 퇴적물질을 평가하고 관리하는 것은 수서생태계를 보호하고 나아가 사람의 건강을 보호하는데 유용하게 이용될 수 있다.

퇴적물의 질을 종합적으로 진단하고 관리하기 위해 퇴적물 환경지수를 개발하고 이를 환경정책에 활용하려는 시도가 선진국을 중심으로 진행되어 왔다. 퇴적물 환경지수는 수서퇴적물의 오염상태를 단순화시키고 종합된 형태로 제시하기 위해 제안되어 적용되어온 방법으로, 잔류성이 높고, 생물에 축적되며, 독성이 있는 유기오염물질과 중금속이 주요 대상물질로 고려되고 있다. 퇴적물 환경지수가 산출되기 위해서는 대상물질 각각에 대한 퇴적물 환경기준이 우선적으로 마련되어야 한다. 또한, 이들 변수의 자료를 지수화하기 위한 프로토콜 역시 필요하다. 우리나라의 해양환경기준은 2012년, 2013년에 중금속에 대해 고시되었고 유기오염물질에 대해서는 아직 준비 중에 있다.

퇴적물 환경기준을 설정하기 위해서는 방대한 화학자료 및 이와 연동하는 독성자료가 구축되어야 하고, 모든 자료에 대해 그 적합성이 평가·선별되어야 하며 환경기준 설정에 적용될 접근법 역시 검토되어야 한다. 무엇보다도 오염실측자료가 충분히 확보되고 검토되어, 우리나라 실정에 맞는 퇴적물 환경기준이 설정되어야 한다. 우리나라의 경우 일부 중금속을 제외한 대부분의 유기오염물질 자료는 극히 제한적이고, 관련된 생물영향 자료 역시 제한적이기 때문에 환경기준을 설정하는데 어려움이 있는 실정이다. 본 연구에서는 진해만, 부산과 울산 연안해역의 화합물별 오염수준을 평가하고, 퇴적물 단각류 독성자료를 동시에 확보하여 퇴적물 내의 독성물질 농도와 생물독성 간의 상관관계를 비교 하였다. 2013~2014년에 걸쳐 부산해역과 울산만의 공통정점과 정밀 조사정점을 포함한 각각 38개, 32개 정점에서 퇴적물을 채집하였고, 2015년의 경우 오염원 평가와 오염추세 평가를 위해 울산만 육상유역 하천퇴적물 14개와 주상퇴적물 2개를 채취하였다. 더불어 진해만 퇴적물지수의 변화 추세를 평가하기 위해 16개 공통정점에 대한 연구를 추진하였다. 퇴적물의 오염수준과 생물독성자료로부터 지수 산출에 필요한 퇴적물 지표를 검토하였고 최종적으로 퇴적물 예비지수를 산출하였다.

2. 연구방법

가. 남해안 특별관리해역 표층퇴적물 연구정점

1) 부산, 울산해역 및 진해만 퇴적물 연구정점

퇴적물의 경우 물과 달리 이동성이 없고 시간에 따른 변화폭이 크지 않는 반면, 오염원과 거리 따라 또는 정점간 농도변화 폭이 큰 특성을 지닌다. 따라서 퇴적물 연구에서는 월별, 계절적 변화에 집중하기 보다는 전체 공통정점 모니터링과 더불어 오염우심해역에 집중한 정밀조사를 계획하였다. 공통정점과 정밀조사 정점에서 채집된 퇴적물에 대해서는 화학분석과 단각류 독성시험을 동시에 시행하였으며, 이를 통해 오염물질의 농도와 생물독성간의 현장데이터를 구축하고 상관관계를 분석하여 퇴적물 지표선정의 적합성을 검증하고자 하였다.

2013년도 공통정점 부산해역 25개 정점과 울산해역 13개 정점에 이어, 2014년에는 정밀조사정점 부산해역 12개 정점과 울산해역 19개 정점에서 표층퇴적물 시료를 추가로 확보 하였다. 2015년에는 시간의 경과에 따른 진해만 퇴적물 지수의 변화 추세를 평가하기 위해 16개 정점에서 표층퇴적물 시료를 확보하였으며, 그 결과를 2010-2012년 조사 결과와 비교하였다. 부산해역과 울산만의 조사정점 대한 상세정보를 Figure 4-3-1, Figure 4-3-2, Table 4-3-1, Table 4-3-2에 나타내었고, 정밀 조사정점은 빨간색으로 표시하였다. 진해만은 Figure 4-3-3, Table 4-3-3에 제시하였다.

2) 울산만 오염원 조사 정점

당해연도(2015년)에는 오염원 평가와 오염추세 평가를 위해 울산만 하천 14개 정점(C1-C14)과 울산해역 정점 U4와 U10-1에서 주상퇴적물 시료 채취하였다. 중금속은 U4와 U10-1 시료 모두에 대해 분석하였으며, 유기오염물질의 경우 U10-1 시료를 분석에 활용하였다(Figure 4-3-4, Table 4-3-4).

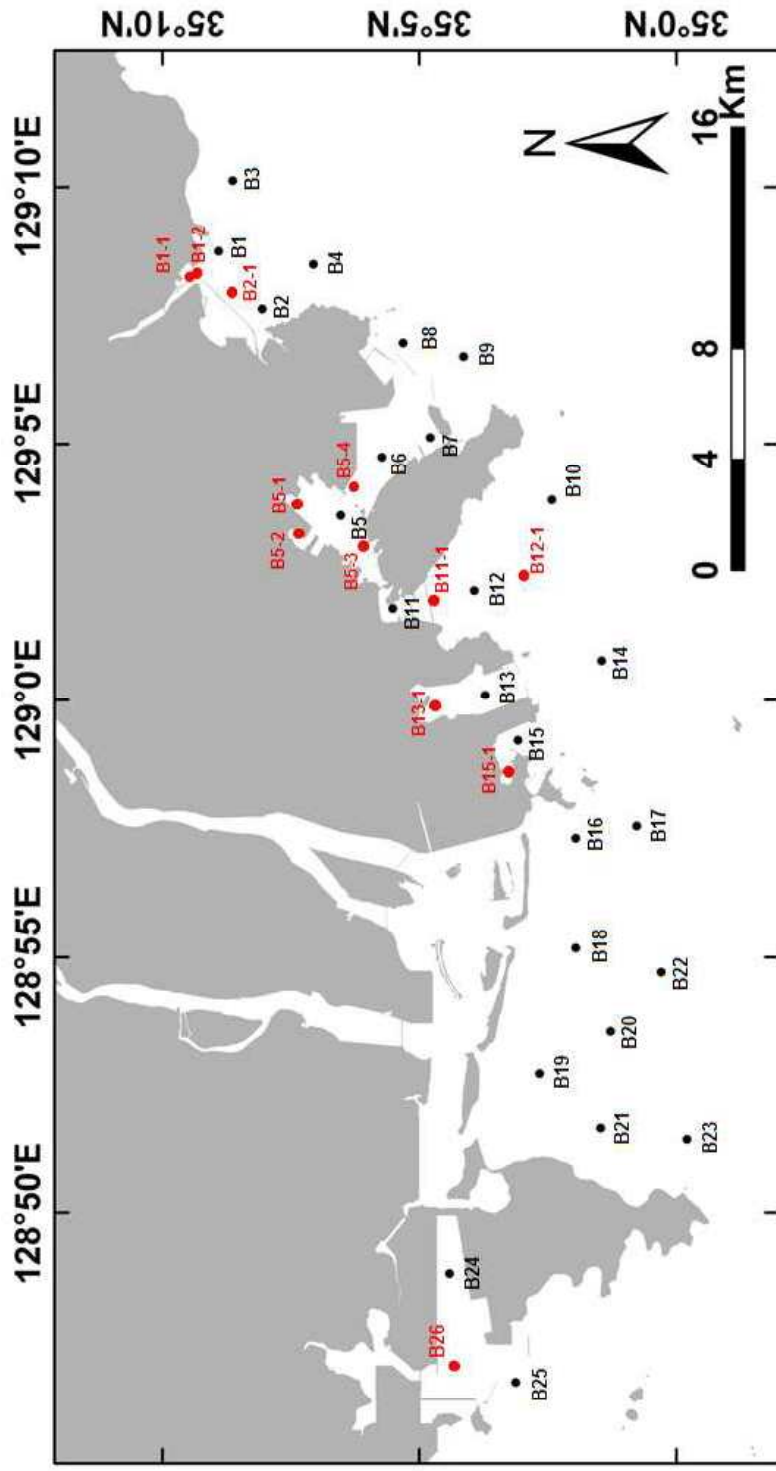


Figure 4-3-1. Survey locations for surface sediment in Busan coastal area. Red and black dots represent sampling stations in 2014 and 2013, respectively.

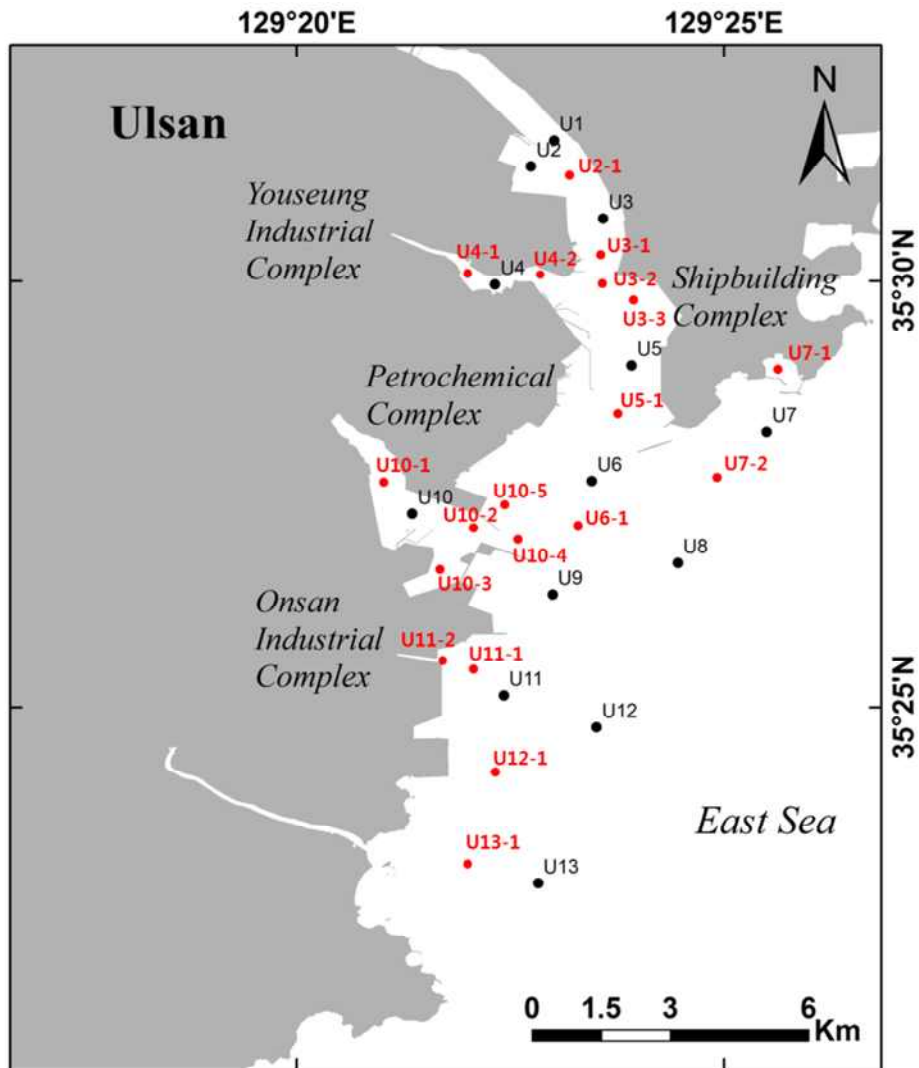


Figure 4-3-2. Survey locations for surface sediment in Ulsan Bay. Red and black dots represent sampling stations in 2014 and 2013, respectively.

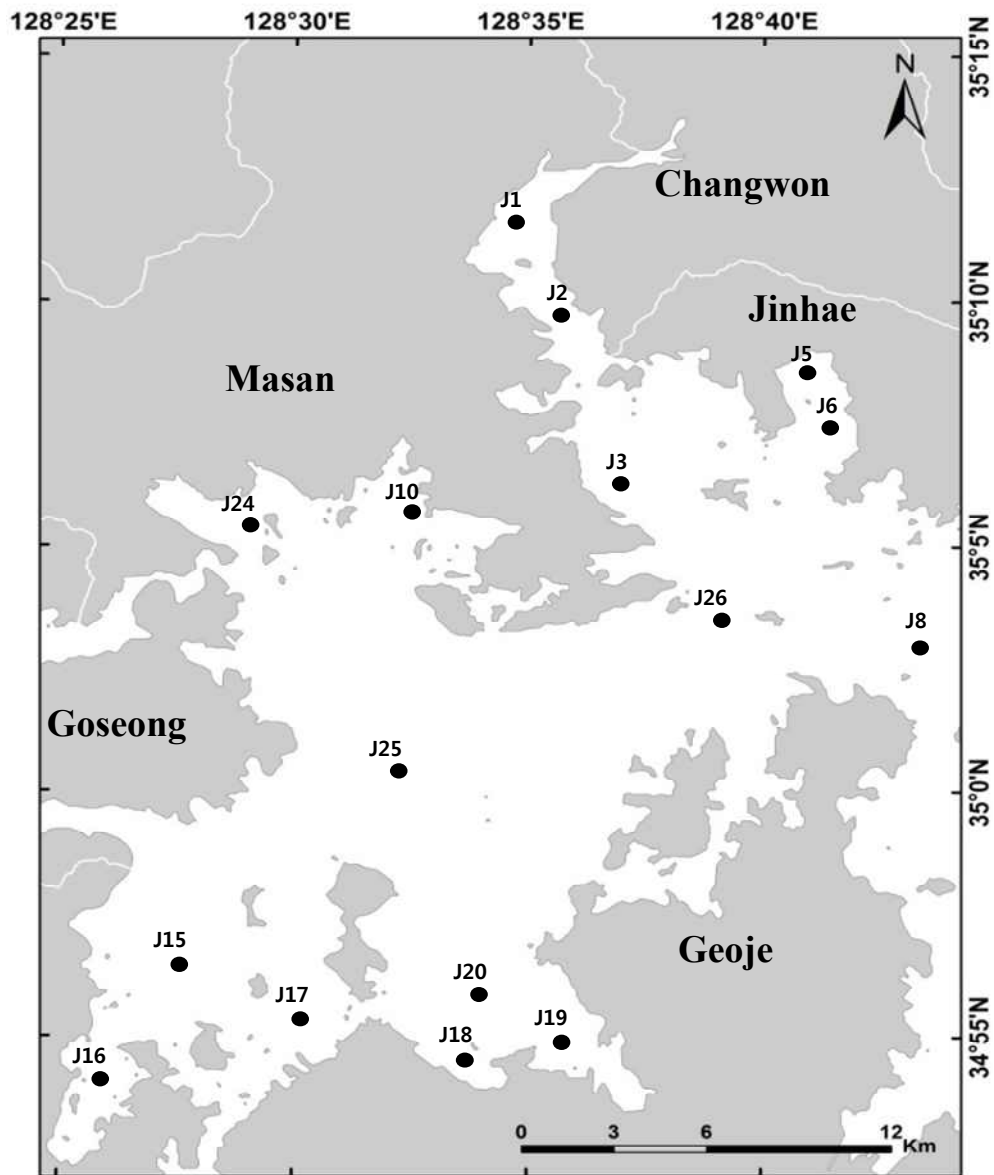


Figure 4-3-3. Survey locations for surface sediment in Jinhae Bay.

Table 4-3-1. Sampling locations and information of surface sediment in Busan coastal area.

정점		주변항만	경도 (Longitude, E)			위도 (Latitude, N)		
			°	'	"	°	'	"
B 1	부산연안	수영만	129°	8'	44.8"	35°	8'	54.8"
B 1-1	부산연안	수영만	129°	8'	15.0"	35°	9'	28.8"
B 1-2	부산연안	수영만	129°	8'	19.6"	35°	9'	19.2"
B 2	부산연안	수영만	129°	7'	37.7"	35°	8'	3.9"
B 2-1	부산연안	수영만	129°	10'	8.5"	35°	8'	38.8"
B 3	부산연안	수영만	129°	7'	56.5"	35°	8'	39.5"
B 4	부산연안	수영만	129°	8'	29.6"	35°	7'	4.1"
B 5	부산연안	부산항; 북항	129°	3'	36.1"	35°	6'	32.3"
B 5-1	부산연안	부산항; 북항	129°	3'	48.5"	35°	7'	23.9"
B 5-2	부산연안	부산항; 북항	129°	3'	14.9"	35°	7'	22.5"
B 5-3	부산연안	부산항; 북항	129°	3'	0.4"	35°	6'	4.9"
B 5-4	부산연안	부산항; 북항	129°	4'	8.3"	35°	6'	17.3"
B 6	부산연안	부산항; 북항	129°	4'	44.5"	35°	5'	44.3"
B 7	부산연안	부산항; 북항	129°	5'	7.8"	35°	4'	47.5"
B 8	부산연안	부산항	129°	6'	57.9"	35°	5'	19.6"
B 9	부산연안	부산항	129°	6'	42.3"	35°	4'	8.9"
B 10	부산연안	부산항	129°	3'	54.1"	35°	2'	25.8"
B 11	부산연안	부산항; 남항	129°	1'	47.4"	35°	5'	31.6"
B 11-1	부산연안	부산항; 남항	129°	1'	56.8"	35°	4'	44.6"
B 12	부산연안	부산항; 남항	129°	2'	8.4"	35°	3'	55.9"
B 12-1	부산연안	부산항; 남항	129°	2'	25.8"	35°	2'	59.3"
B 13	부산연안	감천항	129°	0'	6.3"	35°	3'	43.6"
B 13-1	부산연안	감천항	128°	59'	53.6"	35°	4'	43.3"
B 14	부산연안		129°	0'	46.5"	35°	1'	27.7"
B 15	부산연안	다대포항	128°	59'	12.8"	35°	3'	5.0"
B 15-1	부산연안	다대포항	128°	58'	34.9"	35°	3'	15.8"
B 16	낙동강 하구		128°	57'	18.7"	35°	1'	57.8"
B 17	낙동강 하구		128°	57'	33.4"	35°	0'	46.1"
B 18	낙동강 하구		128°	55'	11.2"	35°	1'	57.8"
B 19	낙동강 하구		128°	52'	44.3"	35°	2'	40.0"
B 20	낙동강 하구		128°	53'	33.4"	35°	1'	16.9"
B 21	낙동강 하구		128°	51'	40.1"	35°	1'	28.4"
B 22	낙동강 하구		128°	54'	42.4"	35°	0'	17.5"
B 23	낙동강 하구		128°	51'	27.2"	34°	59'	47.8"
B 24	낙동강 하구	부산신항	128°	48'	48.7"	35°	4'	24.9"
B 25	낙동강 하구	부산신항	128°	46'	42.0"	35°	3'	8.0"
B 26	낙동강 하구	부산신항	128°	47'	2.1"	35°	4'	20.2"

Table 4-3-2. Sampling locations and information of surface sediment in Ulsan Bay.

정점		주변항만	경도 (Longitude, E)			위도 (Latitude, N)		
			°	'	"	°	'	"
U 1	울산연안	울산항	129°	23'	1.0"	35°	31'	38.8"
U 2	울산연안	울산항	129°	22'	44.7"	35°	31'	20.5"
U 2-1	울산연안	울산항	129°	23'	13.7"	35°	31'	9.5"
U 3	울산연안	울산항	129°	23'	35.4"	35°	30'	43.9"
U 3-1	울산연안	울산항	129°	23'	33.0"	35°	30'	13.1"
U 3-2	울산연안	울산항	129°	23'	34.6"	35°	29'	52.7"
U 3-3	울산연안	울산항	129°	23'	57.6"	35°	29'	48.4"
U 4	울산연안	장생포항	129°	22'	19.4"	35°	29'	57.4"
U 4-1	울산연안	장생포항	129°	21'	57.4"	35°	30'	8.3"
U 4-2	울산연안	장생포항	129°	22'	50.5"	35°	30'	1.7"
U 5	울산연안	울산만	129°	23'	55.4"	35°	29'	0.6"
U 5-1	울산연안	울산만	129°	23'	40.0"	35°	28'	28.7"
U 6	울산연안	울산만	129°	23'	27.4"	35°	27'	39.0"
U 6-1	울산연안	울산만	129°	23'	10.5"	35°	27'	7.6"
U 7	울산연안	방어진항	129°	25'	30.2"	35°	28'	13.8"
U 7-1	울산연안	방어진항	129°	25'	40.1"	35°	28'	57.2"
U 7-2	울산연안	울산만	129°	24'	49.9"	35°	27'	39.5"
U 8	울산연안	울산만	129°	24'	27.8"	35°	26'	41.6"
U 9	온산연안	온산항	129°	22'	59.9"	35°	26'	19.4"
U 10	온산연안	울산 신항	129°	21'	21.3"	35°	27'	16.0"
U 10-1	온산연안	울산 신항	129°	21'	3.4"	35°	27'	35.5"
U 10-2	온산연안	울산 신항	129°	22'	4.4"	35°	27'	4.7"
U 10-3	온산연안	울산 신항	129°	21'	38.8"	35°	26'	32.0"
U 10-4	온산연안	울산 신항	129°	22'	31.6"	35°	26'	58.2"
U 10-5	온산연안	울산 신항	129°	22'	25.2"	35°	27'	22.8"
U 11	온산연안	울산 신항	129°	22'	25.6"	35°	25'	8.5"
U 11-1	온산연안	울산 신항	129°	22'	2.0"	35°	25'	26.9"
U 11-2	온산연안	울산 신항	129°	21'	42.2"	35°	25'	32.2"
U 12	온산연안		129°	23'	30.7"	35°	24'	45.8"
U 12-1	온산연안	울산 신항	129°	22'	8.2"	35°	24'	11.0"
U 13	온산연안		129°	22'	49.6"	35°	22'	56.2"
U 13-1	온산연안	울산 신항	129°	21'	56.1"	35°	23'	5.2"

Table 4-3-3. Sampling locations and information of surface sediment in Jinhae Bay.

정점		경도 (Longitude, E)			위도 (Latitude, N)		
J 1	진해만	128°	34 ′	42.0 ″	35°	11 ′	23.1 ″
J 2	진해만	128°	35 ′	50.0 ″	35°	9 ′	33.0 ″
J 3	진해만	128°	36 ′	47.8 ″	35°	6 ′	22.2 ″
J 5	진해만	128°	40 ′	59.0 ″	35°	8 ′	16.0 ″
J 6	진해만	128°	41 ′	10.0 ″	35°	7 ′	0.0 ″
J 8	진해만	128°	43 ′	16.0 ″	35°	2 ′	45.0 ″
J 10	진해만	128°	32 ′	45.0 ″	35°	5 ′	22.0 ″
J 15	진해만	128°	27 ′	46.0 ″	34°	56 ′	37.0 ″
J 16	진해만	128°	25 ′	49.0 ″	34°	54 ′	7.0 ″
J 17	진해만	128°	29 ′	30.0 ″	34°	55 ′	15.0 ″
J 18	진해만	128°	33 ′	35.0 ″	34°	54 ′	42.0 ″
J 19	진해만	128°	35 ′	34.0 ″	34°	54 ′	52.0 ″
J 20	진해만	128°	33 ′	40.0 ″	34°	56 ′	9.0 ″
J 24	진해만	128°	29 ′	46.3 ″	35°	4 ′	39.7 ″
J 25	진해만	128°	32 ′	15.5 ″	35°	0 ′	11.1 ″
J 26	진해만	128°	39 ′	2.3 ″	35°	3 ′	42.3 ″

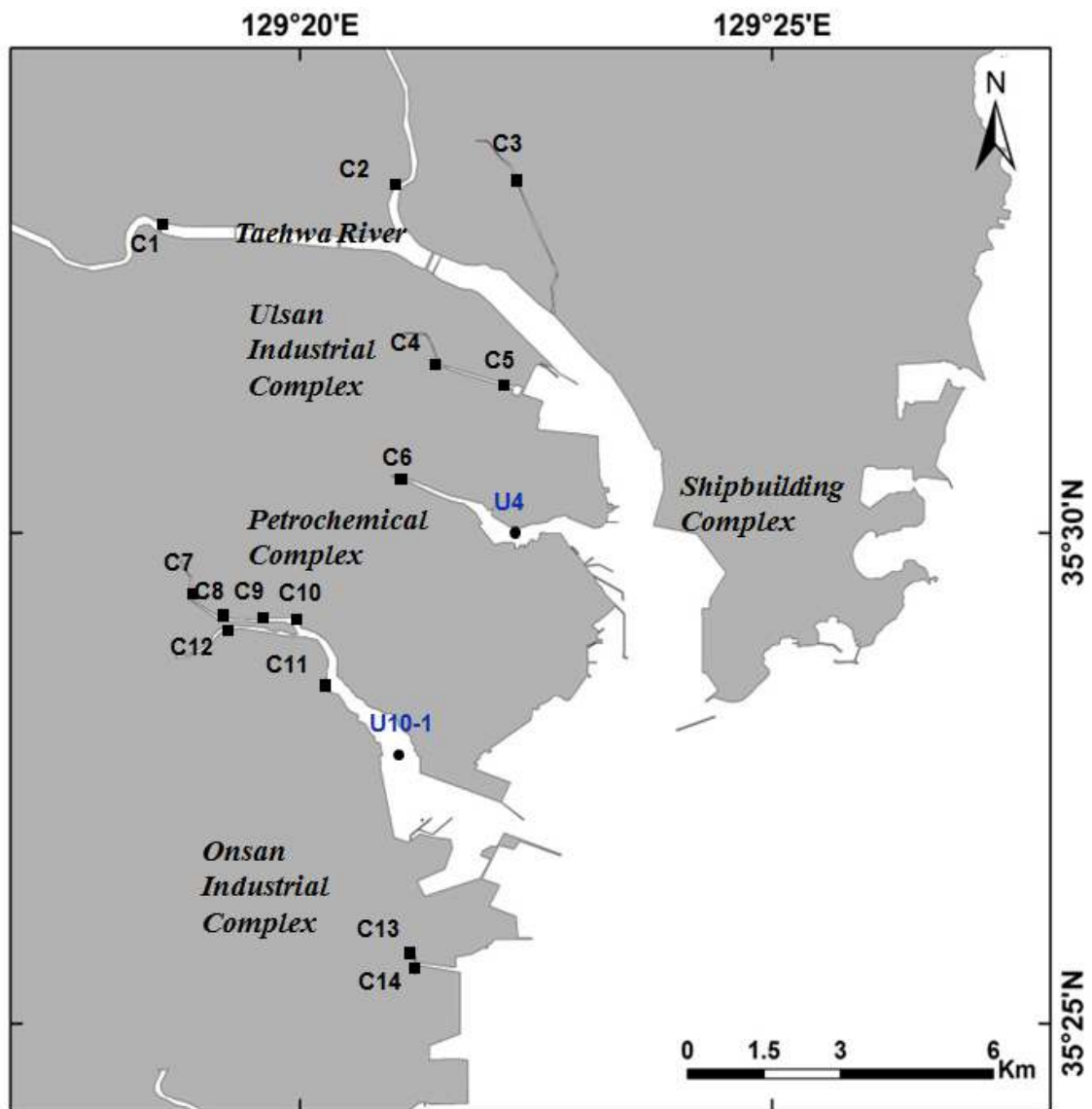


Figure 4-3-4. Survey locations for creek sediment and core sample for the contamination assessment of Ulsan Bay. Blue dots represent core sediment sampling stations.

Table 4-3-4. Sampling locations and information of surface sediment in Ulsan creek.

정점	정점명	경도 (Longitude, E)			위도 (Latitude, N)		
		°	'	"	°	'	"
C 1	태화강	129°	18'	30.06"	35°	33'	4.74"
C 2	동천강	129°	20'	58.86"	35°	33'	30.06"
C 3	명춘천	129°	22'	17.58"	35°	33'	37.14"
C 4	울산공단-1	129°	21'	25.68"	35°	31'	41.88"
C 5	울산공단-2	129°	22'	8.64"	35°	31'	30.18"
C 6	울산공단-3	129°	21'	7.8"	35°	30'	33.36"
C 7	석화단지-1	129°	18'	50.52"	35°	29'	28.56"
C 8	석화단지-2	129°	19'	10.08"	35°	29'	7.5"
C 9	석화단지-3	129°	19'	36.96"	35°	29'	7.68"
C 10	석화단지-4	129°	19'	56.16"	35°	29'	7.98"
C 11	석화단지-5	129°	20'	21.66"	35°	28'	18.9"
C 12	청량천	129°	19'	14.22"	35°	29'	1.14"
C 13	온산단지-1	129°	21'	6.18"	35°	25'	42.18"
C 14	온산단지-2	129°	21'	12.78"	35°	25'	35.64"

나. 유기오염물질 분석법

1) 다환방향족탄화수소(PAHs) 분석방법

퇴적물 내 존재하는 PAH를 측정하기 위해 이용된 분석과정은 크게 시료추출, 정제, 기기분석의 3단계로 이루어진다. 분석방법에 대한 모식도는 Figure 4-3-5에 나타내었다. 현장에서 영하 20 °C 이하의 냉동상태로 보관된 퇴적물 시료는 실험실에서 해동시킨 후 균질화하여 분석에 이용하였다. 퇴적물 시료 약 3 g을 무게접시에 담아 건중량 측정에 이용하였고, 약 20 g은 막자사발에 담아 450°C에서 4 시간 동안 활성화시킨 무수황산나트륨 50 g과 함께 혼합하여 수분을 제거한 뒤 200 mL의 디클로르메탄으로 16 시간 동안 속실렛(SoXHlet) 추출하였다. 추출 전 분석 화합물에 대한 내부표준물질(surrogate standards, Table 4-3-5)을 첨가하여 회수율을 구하는데 사용하였다.

속실렛(SoXHlet)을 이용하여 추출된 추출액은 쿠데르나데니쉬 농축기(Kuderna-Danish concentrator, K.D. 농축기)를 사용하여 1-2 mL 수준으로 농축하였다. 추출액에 포함된 무기 황은 활성화된 구리를 사용하여 제거하였다. 무기황이 제거된 추출액은 비활성화된 실리카/알루미나 컬럼을 사용하여 1단계 정제를 거쳤다. 실리카/알루미나 컬럼에는 10 g 알루미나(1% 수분함량)와 20 g 실리카겔(5% 수분함량)을 차례로 충전하며, 100 mL 디클로르메탄으로 시료 추출액을 용출시킨다. 용출액은 회전 농축기로 농축한 후 고순도 액체크로마토그래피(HPLC; Phenomenex사의 Phenogel 100 Å이 충전된 250 x 22.5 mm i.d. size-exclusion column)에 통과시켜 분취 및 추가 정제단계를 밟는다. 고순도액체크로마토그래피 정제과정을 거친 분액은 회전용매농축기를 사용하여 1-2 mL 수준으로 농축 후 노말헥산 15 mL로 치환하였다. 노말헥산으로 용매 치환된 시료는 고순도 질소가스(N₂, 99.999%)를 이용하여 0.5 mL로 농축시켰다. 농축된 시료는 기체크로마토그래프 내부표준용액(GC internal standard)을 첨가한 후 GC-vial에 에 옮겼다. 시료분석은 가스크로마토그래피-질량분석기를 이용하여 기기분석을 하였다. PAHs 분석에 사용된 가스크로마토그래피-질량분석기의 조건과 정성·정량 이온은 Table 4-3-6와 Table 4-3-7에 기술하였다.

Table 4-3-5. Surrogate internal standards for the analysis of PAHs.

Surrogate standard	GC Internal standard
naphthalene- d_8	<i>p</i> -terphenyl- d_{14}
acenaphthene- d_{10}	
phenanthrene- d_{12}	
chrysene- d_{10}	
perylene- d_{12}	

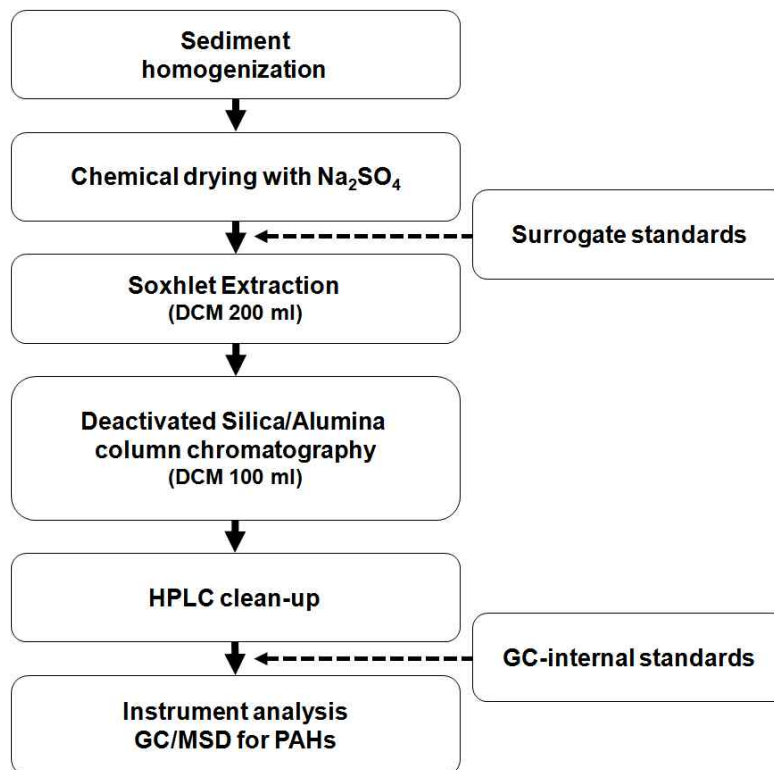


Figure 4-3-5. Schematic diagram for the analysis of PAHs in sediment.

Table 4-3-6. Analytical conditions of gas chromatograph and detector for PAHs.

<i>GC condition (HP GC 5890)</i>	
Column	DB-5MS (30m × 0.25 mm × 0.25 μm Film)
Temperature program	60°C (2 min) → 6°C/min to 300°C → 300°C (13 min)
Carrier gas	He 1.0 mL/min
Injection port Temp	300°C
Injection mode	splitless
Injection volume	2 μl
<i>MS condition (HP MS 5972)</i>	
Interface Temp	280°C
Ionization Voltage	70 eV
Monitoring method	Selected Ion Monitoring

Table 4-3-7. List of quantification and confirmation ions for mass selective detection of PAHs.

Approximate time window	Compounds	Abbreviation	Target m/z	Confirmation m/z
8 to 23 min	Naphthalene- d_8		136	
	Naphthalene	Naph	128	127
	2-Methyl naphthalene	2mN	142	141
	1-Methyl naphthalene	1mN	142	141
	Biphenyl		154	152
	2,6-Dimethyl naphthalene	2,6mN	156	154
	Acenaphthene- d_{10}		164	162
	Acenaphthylene	Acnl	152	151
	Acenaphthene	Acnt	154	153, 152
	2,3,5-Trimethyl naphthalene	2,3,5mN	170	
	Fluorene	Flu	166	164
23 to 32 min	Phenanthrene- d_{10}		188	
	Phenanthrene	Phen	178	176
	Anthracene	Anth	178	176
	1-Methylphenanthrene	1mP	192	191
	Fluoranthene	Flrt	202	101
	Pyrene	Pyr	202	101
	Terphenyl- d_{14}		244	
32 to 52 min	Chrysene- d_{12}		240	
	Benz[a]anthracene	BaA	228	226
	Chrysene	Chr	228	226
	Benzo[b]fluoranthene	BbF	252	250
	Benzo[k]fluoranthene	BkF	252	250
	Benzo[e]pyrene	BeP	252	250
	Benzo[a]pyrene	BaP	252	250
	Perylene- d_{12}		264	
	Perylene	Per	252	250
	Indeno[1,2,3-cd]pyrene	IcdP	276	138
	Dibenz[a,h]anthracene	DahA	278	139
	Benzo[ghi]perylene	BghiP	276	138

2) 유기염소계화합물 분석방법

퇴적물 시료중의 유기염소계화합물(PCBs 및 유기염소계 농약류)의 잔류농도 분석은 Hong et al., (2003)에 기초하여 분석하였다. 기기분석을 제외한 시료 전처리 방법은 앞서 서술한 PAHs의 분석방법과 동일하다(Fig. 4-3-6). 각 단계는 추출, 실리카/알루미나 칼럼 크로마토그래피 그리고 HPLC 분취 과정을 거친 뒤 가스크로마토그래피/고분해능 질량분석기(GC/HRMS)를 사용하여 분석하였다. 유기염소계화합물 분석에 이용한 표준물질과 기기분석에 사용된 GC/HRMS 조건은 Table 4-3-8과 Table 4-3-9에 기술하였다.

분석대상 유기염소계화합물은 25종 유기염소계 농약과 22종 PCBs로 구성된다. 유기염소계 농약은 3종의 클로르벤젠 화합물, 4종 헥사클로르사이클로hexan 화합물(HCHs), 7종 클로르단 화합물(CHLs), 6종 DDT 화합물과 기타 시클로디엔(cyclodiene) 화합물로 구성된다(Table 4-3-10).

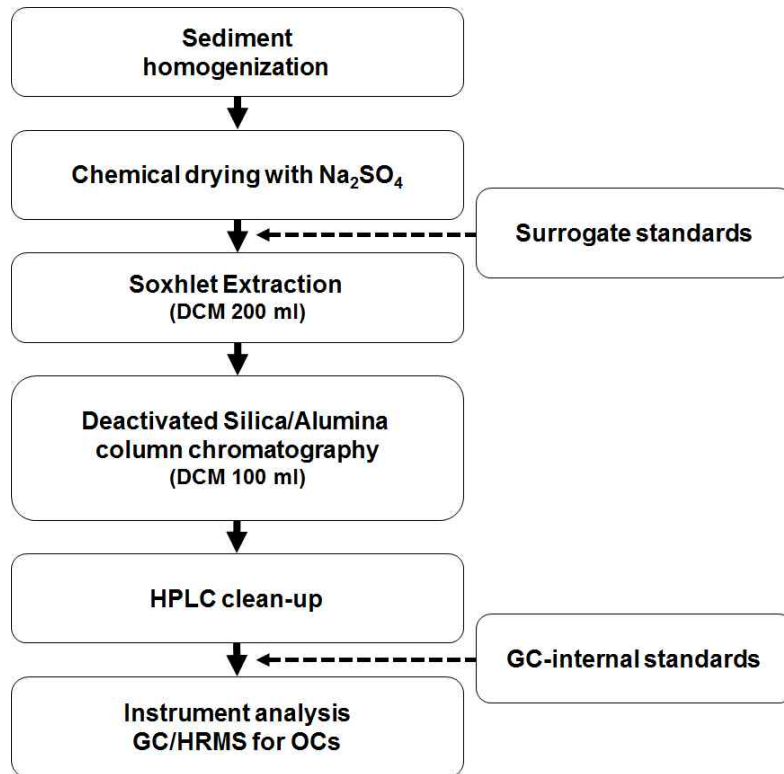


Figure 4-3-6. Schematic diagram for the analysis of PCBs and organochlorine pesticides in sediment.

Table 4-3-8. Surrogate internal standards for the analysis of PCBs and organochlorine pesticides.

Surrogate standard	GC Internal standard
DBOFB	TCMX
PCB103	
PCB198	

Table 4-3-9. Analytical conditions of gas chromatograph and detector for PCBs and organochlorine pesticides.

<i>GC condition (Thermo Trace GC Ultra)</i>	
Column	DB-5 (30m × 0.25 mm × 0.25 μm Film)
Temperature Program	100°C [5°C/min, 1min] → 140°C [1.5°C/min, 1min] → 250°C [10°C/min, 1min] → 300°C [5min]
Carrier gas	He 1.0 ml/min
Injection port Temp	260°C
Injection mode	splitless
Injection volume	1 μl
<i>MS condition (Thermo DFS)</i>	
Interface Temp	280°C
Ionization Voltage	35 eV
Monitoring method	Selected Ion Monitoring

Table 4-3-10. Target chemicals of organochlorine group.

Chlorinated pesticides	Chlorinated biphenyls
<i>DDT compounds (DDTs)</i>	
o,p'-DDE p,p'-DDE	IUPAC No. 8, 18, 28, 29, 44, 52, 66,
o,p'-DDD p,p'-DDD	87, 101, 105, 110, 118, 128, 138, 153,
o,p'-DDT p,p'-DDT	170, 180, 187, 195, 200, 206, 209
HCHs (α-, β-, γ-, δ-HCH)	
<i>Chlordane compounds (CHLs)</i>	
α-Chlordane γ-Chlordane	
cis-Nonachlor trans-Nonachlor	
Pentachlorobenzene	
Hexachlorobenzene	
Aldrin, Dieldrin	
Endrin	
Endosulfan II	
Mirex	

3) Polybrominated diphenyl ethers(PBDEs) 분석방법

퇴적물 시료중의 PBDEs의 분석은 Hong et al., (2010)에 기초하여 분석하였다. 시료 전처리방법은 앞서 제시한 PAHs, PCBs, OPCs 분석방법과 동일하고 정제과정을 밟은 뒤 추가로 산/염기 실리카 칼럼 크로마토그래피를 거친다. 산/염기 실리카 칼럼크로마토그래피는 염기성 실리카 2 g, 중성 실리카 1 g, 산성 실리카 4 g 그리고 중성 실리카 1 g 순으로 1 cm 직경 유리 칼럼에 충전시키고 혼합유기용매 60 mL (DCM:Hexane, 1:1 v/v)을 이용하여 용출시킨다. 용출액은 회전용매농축기를 이용하여 1-2 mL수준으로 농축 후 헥산 20 mL을 이용하여 용매 치환한다. 용매 치환된 시료는 고순도 질소가스 이용하여 최종 0.2 mL로 농축시킨 후 기체크로마토그래프 내부표준용액(GC internal standard)을 첨가하여 GC-vial에 옮겼다. 기기분석은 가스크로마토그래피-질량분석기를 사용하였다(Fig. 4-3-7). PBDEs 분석에 이용한 내부표준물질과 기기분석에 이용된 가스크로마토그래피, 질량분석기 조건은 각각 Table 4-3-11와 Table 4-3-12에 기술하였다. 분석에 사용된 정성·정량 이온 값은 Table 4-3-13에 나타내었다.

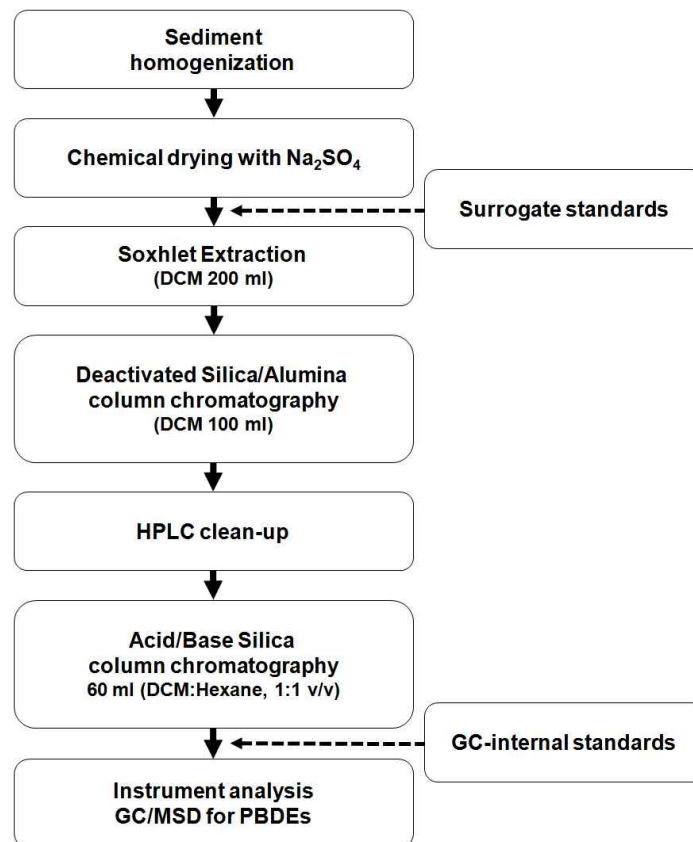


Figure 4-3-7. Schematic diagram for the analysis of PBDEs in sediment.

Table 4-3-11. Surrogate internal standards for the analysis of PBDEs.

BDEs Surrogate standard	BDEs GC Internal standard
¹³ C ₁₂ -BDE 139	PCB 189
¹³ C ₁₂ -BDE 209	

Table 4-3-12. Analytical conditions of gas chromatograph and detector for PBDEs.

Polybrominated Diphenyl Ethers	
<i>GC condition (Agilent GC 6890)</i>	
Column	DB-1 (15m × 0.25 mm × 0.25 μm Film)
Temperature program	50°C (2 min) → 20°C/min to 200°C → 10°C/min to 320°C (5 min)
Carrier gas	He 1.0 mL/min
Injection port Temp	50 °C → 700 °C/min to 700 °C
Injection mode	splitless
Injection volume	1 μl (purge time of 2.0 min)
<i>MS condition (Agilent MS 5975)</i>	
Interface Temp	280°C
Ionization Voltage	70 eV
Ion source Temp	150°C
Monitoring method	Electron capture negative ionization mode(ECNI)

Table 4-3-13. List of quantification and confirmation ions for mass selective detection for PBDEs.

Brominated diphenyl ethers	Target ion (m/z)	
	quantification	confirmation
BDE- 17, 28, 47, 66, 99, 100, 138, 153, 154, 183	71	81
BDE- 196, 197, 201, 202, 203	409	407
BDE- 203	642	640
BDE- 206, 207, 208	487	489
BDE- 209	487	484

4) 알킬 페놀류 분석방법

퇴적물 시료 5 g에 0.1 N 염산을 5 mL 첨가하여 30 분간 방치한다. 산처리가 된 시료는 디클로로메탄 5 mL을 넣어 2 분간 진탕 추출한다. 추출된 시료는 원심분리기를 이용하여 6,000 rpm에서 15 분간 원심분리 하여 하층에 있는 디클로르메탄층을 취한다. 한 시료에 대하여 위의 추출과정을 3 회 반복한다. 디클로르메탄으로 추출된 시료를 회전식 증발 농축기를 이용하여 0.5 mL까지 농축한다. 농축된 퇴적물 추출액에 함유된 무기황은 활성화된 구리를 이용하여 제거하며, 황이 제거된 추출액은 아세톤 1.5 mL을 첨가하여 용매 치환한다. 용매 치환된 추출액은 고순도 질소농축기를 이용하여 농축 후 유도체화과정과 정제과정을 동시에 진행할 수 있는 전처리 kit를 이용하여 페놀 추출물을 유도체화 하고 정제한다(Li et al., 2001). 질소 가스로 0.5 mL이하로 농축한 뒤 일정량의 가스크로마토그래프 내부표준물질을 첨가한 다음 1.5 mL의 노말헥산으로 용매치환 후 농축과정을 통해 최종 부피가 0.5 mL되게 한다. 분석액은 GC/MS/SIM 기법을 이용하여 정성 및 정량분석을 진행한다(Fig. 4-3-8). 분석방법 및 기기조건·대상화합물을 각각 Table 4-3-14, Table 4-3-15에 기술하였다.

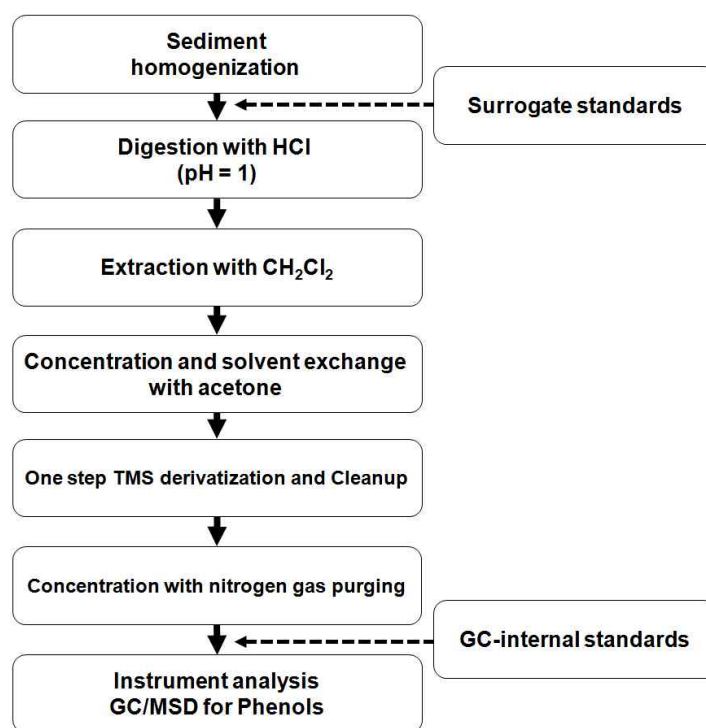


Figure 4-3-8. Schematic diagram for the analysis of alkylphenols in sediment.

Table 4-3-14. Analytical conditions of gas chromatograph and detector for alkylphenols.

GC condition

Column	DB-5MS (30 m × 0.25 mm × 0.25 μm Film)
Temperature program	50°C (2 min) → 100°C (20°C/min) → 200°C (10°C/min) → 290°C (20°C/min, 3 min)
Carrier gas	He 40 kPa 50 mL
Injection port temp	280°C
Injection mode	splitless
Injection volume	2 μl

MS condition

Interface temp	280 °C
Scanning range	m/z 35 ~ 400
Ionization voltage	70 eV
Monitoring method	selected ion monitoring(SIM)

Table 4-3-15. List of quantification and confirmation ions for mass selective detection of alkylphenols.

Target analytes	Retention time (min)	Quantification ion (abundance)	Confirmation ion (abundance)	Internal standard
4-t-Butylphenol(t-BP)	8.94	222(12)	207(100)	IS ₁ ^a
2,4-Dichlorophenol(DCP)	9.13	234(16)	93(100), 219(51)	IS ₁
4-n-Butylphenol(n-BP)	9.92	222(17)	179(100)	IS ₁
4-n-Pentylphenol(n-PP)	11.20	236(14)	179(100)	IS ₁
4-n-Hexylphenol(n-HexP)	12.47	250(12)	179(100)	IS ₂
4-t-Octylphenol(t-OP)	12.72	278(3)	207(100)	IS ₂
4-n-Heptylphenol(n-HepP)	13.65	264(10)	179(100)	IS ₂
Nonylphenol(NP)	13.80	221(32)	207(100), 193(13)	IS ₂
4-n-Octylphenol(n-OP)	14.62	278(20)	179(100)	IS ₂
Pentachlorophenol(PCP)	15.05	323(43)	93(100), 321(24)	IS ₂
Bisphenol A(BPA)	17.37	372(10)	357(100)	IS ₃
Bisphenol A-d14(BPA-d14)	17.31	386(9)	368(100)	IS ₃
Naphthalene- <i>d</i> 8(IS ₁)	6.72	136(100)		
Phenanthrene- <i>d</i> 10(IS ₂)	14.47	188(100)		
Pyrene- <i>d</i> 10(IS ₃)	17.06	212(100)		

^a IS: internal standard.

5) 유기주석화합물(Butyltins) 분석방법

표층퇴적물 중 부틸주석화합물의 분석과정은 Shim et al.(2002)의 방법을 이용하였다. 분석과정은 6단계 과정으로 1) 시료동결건조 및 분쇄, 2) 시료의 산처리 (acid digestion), 3) 용매추출 (solvent extraction), 4) 유도체화 (derivatization), 5) 정제 (clean-up), 6) 기기분석 (Gas Chromatograph Flame Photometric Detector:GC-FPD)이다(Fig. 4-3-9). 모든 실험 유리초자기구는 초음파 세척기로 세척하여 450°C 고온 오븐 (muffle furnace)에 5시간 이상 가열한 후, 실험 전에 유기용매인 디클로로메탄(DCM; dichloromethane)으로 세척하여 사용하였다.

퇴적물은 동결건조기로 건조 한 후 패각의 조각 및 이물질을 모두 제거한 다음, 막자사발에 분쇄하여 체질(Sieve: 200 µm mesh)하였다. 분쇄한 퇴적물 약 5.0 g을 50 mL 폴리프로필렌 원심분리튜브에 넣고 이후 전처리 과정에서 일어날 수 있는 손실오차를 보정하기 위해 내부표준물질(Tripentyltin chloride)을 시료에 첨가한 후 50%(v/v)의 염산을 10 mL 넣어서 30분간 방치하였다.

이후, 0.1 % tropolone이 함유된 디클로르메탄을 20 mL 넣어 교반기에서 3시간 흔들어주었다. 추출된 시료는 4,000 rpm에서 10분간 원심분리 시킨 후 4 mL의 유기용매 층을 15 mL 유리 시험관에 옮겨 담아 질소가스에서 추출용매를 수 μ L 정도로 농축하고, n-헥산 2 mL를 넣어 용매 치환하였다. 프로필마그네슘 브로마이드(n-Propylmagnesium Bromide, 27 % in Tetrahydrofuran, ca. 2 mol/L, Tokyo kaseikogyo co., Japan)를 250 μ L 넣고 혼합기로 섞어서 20분간 방치하였다. 0.4 N 황산을 4 mL 첨가하여 중성화 시킨 후 3,500 rpm에서 10분간 원심 분리 후 노말 헥산을 이용하여 활성화시킨 프로리실(Supelco) 컬럼(SPE tube 8 mL, polypropylene, frit polyethylene 20 μ m)에 정제하였다. 정제된 시료는 고순도 질소가스로 수 μ L 정도로 농축 시킨 후 GC 내부표준물질로서 테트라부틸틴(TeBT: tetrabutyltin, Aldrich, 93 %)를 넣었다. 그리고 기기분석기인 가스크로마토그래피/불꽃광학검출기로 분석하였다(Table 4-3-16).

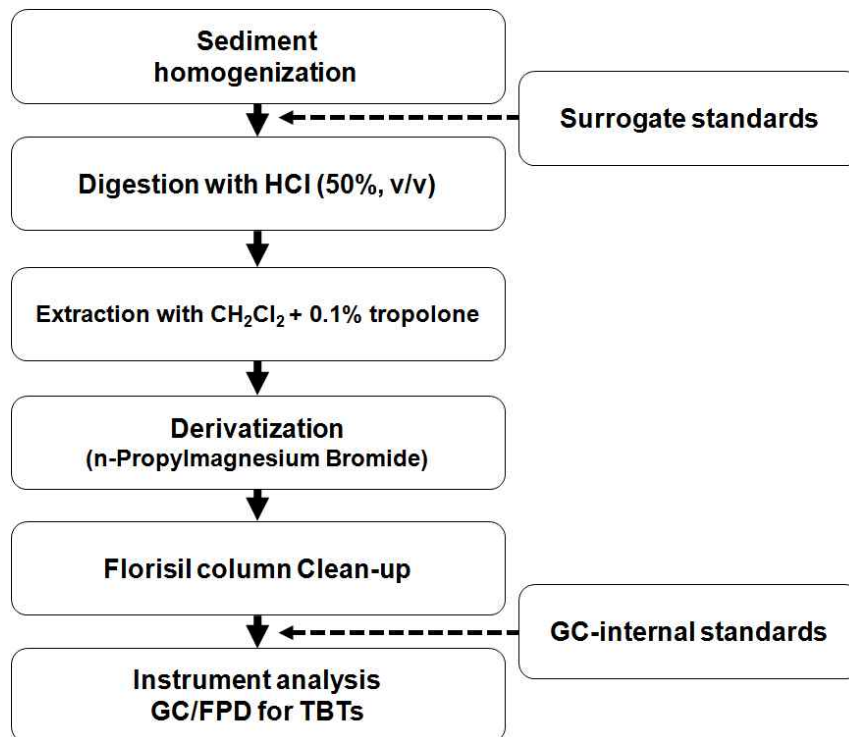


Figure 4-3-9. Schematic diagram for the analysis of butyltins in sediment.

Table 4-3-16. Analytical conditions of gas chromatograph and detector for butyltins.

GC condition

GC	Hewlett Packard 5890 Series II
Detector	FPD tin mode filter for 610 nm
Column	DB-5 (30 m × 0.25 mm × 0.25 μm Film)
Carrier gas	35 mL/min for He ₂
Make-up gas	170 mL/min for H ₂ , 100 mL/min for Air
Injection port temp	250°C
Detector temp.	225°C
Injection mode	Splitless
Injection volume	2 μl
Temperature program	50°C (2 min) → 150°C (10°C/min, 2 min) → 280°C (10°C/min, 3min)

6) 신규 브롬계난연제 분석방법

퇴적물 시료중의 브롬계난연제화합물(HBCDs, TBBPA, BTBPE)의 분석과정은 Al-Odaini et al.(2013)을 기초로 하였다. 분석방법에 대한 모식도는 Figure 4-3-10에 나타내었다. 퇴적물은 동결건조기로 건조한 후 분석에 사용하였다. 건조된 퇴적물 10 g을 팀블에 넣고 디클로로메탄 240 ml와 함께 16시간 속 실텍 추출하였다. 추출 전 분석 화합물에 대한 내부표준물질 (Surrogate standard : 13C-TBBPA, 13C-HBCD, 13C-BTBPE)을 첨가하여 회수율을 구하는데 사용하였다. 추출된 추출액은 농축기를 사용하여 1-2 ml로 농축후 실리카 컬럼을 사용하여 정제하였다. 용출액을 회전용매농축기와 고순도 질소가스를 이용하여 0.2 ml로 농축시켰다. 농축된 시료는 내부표준용액(GC Interanal standard :13C-BDE139)을 첨가한 후 GC-vial에 옮겼다. 시료 분석은 High performance liquid chromatography-atmospheric pressure chemical ionization-tandem mass spectrometry (HPLC-APCI-MS/MS)를 이용하여 기기 분석하였다. 브롬계 난연제 분석에 사용된 HPLC-APCI-MS/MS의 최적화 조건과 정성, 정량 이온을 Table 4-3-17과 Table 4-3-18에 나타내었다.

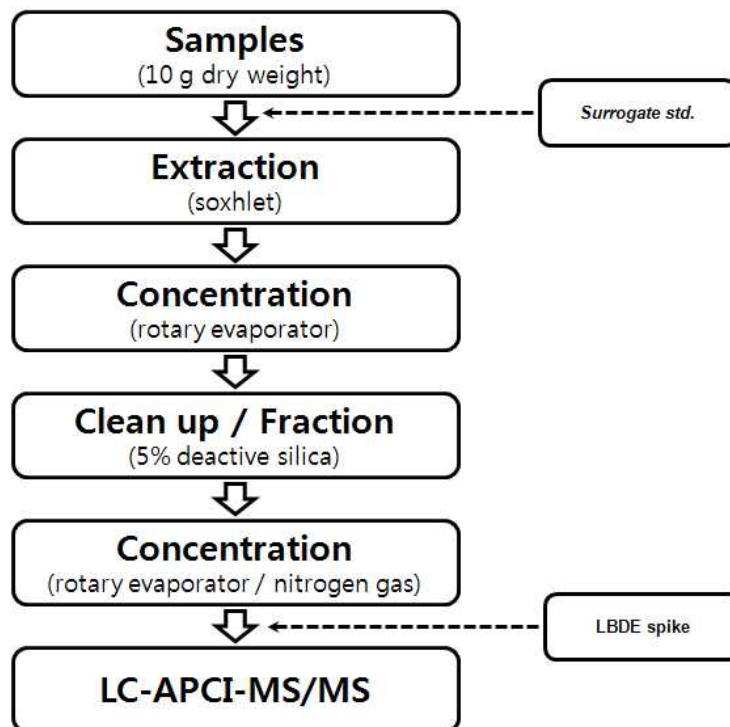


Figure 4-3-10. Schematic diagram for the analysis of TBBPA, HBCDs, and BTBPE in sediment.

Table 4-3-17. MS/MS optimization data.

Analyte	Precursor Ion	Product Ions	DP	EP	CEP	CE	CXP
HBCDs	639.8	78.9	-10	-10	-40	-40	-10
		80.8	-10	-8	-40	-40	-10
TBBPA	543.2	78.8	-80	-10	-40	-40	-10
		80.8	-80	-8	-40	-130	-10
BTBPE	328.9	78.9	-50	-10	-30	-65	-8
		80.8	-50	-10	-30	-65	-8
¹³ C_HBCD	652.1	78.8	-20	-3	-40	-60	-10
¹³ C_BTBPPE	334.9	78.9	-80	-10	-20	-52	-8
¹³ C_TBBPA	555.0	78.9	-50	-10	-30	-90	-8
¹³ C_BDE139	590.7	78.7	-50	-7	-32	-70	-10

DP: Declustering potential; EP: Entrance potential; CEP: Collision cell entrance potential; CE: Collision energy; CXP: Collision cell exit potential

Table 4-3-18. Source parameter for optimization.

Curtain Gas(CUR)	20
Collision gas(CAD)	6
Nebulizer current(NC)	-5
Temperature(TEM)	320
Ion source gas 1(GS1)	40
Ion source gas 2(GS2)	0
Interface heater(ihe)	on

다. 총유기탄소, 입도 및 중금속 분석법

표층퇴적물은 van Veen Grab 또는 Smith-McIntyre Grab을 이용하여 채취하였고 그랩의 뚜껑과 접촉되지 않은 퇴적물 상층부를 미리 산 세척된 플라스틱 스푼을 이용하여 지퍼백에 담아 냉동시킨 후 실험실로 운반하였다. 하천퇴적물은 대형 plastic spoon을 이용하여 표층이 교란되거나 오염되지 않게 샘플링 하였으며, 코어 시료는 현장에서 SCUBA를 이용하여 아크릴 코어로 시료를 채취한 뒤 2~3cm 간격으로 절단하여 지퍼백에 냉동보관 하였다. 퇴

적물은 동결건조(Labconco Freeze Dry System) 후 균일하게 섞었으며, 분쇄기(Pulverisette 6, Fritsch Co., Deutschland)로 분쇄한 후 200 mesh 체를 통과하여 분석시까지 산 세척된 폴리에틸렌 병에 넣어 보관하였다. 퇴적물 내 중금속(Hg 제외)은 분쇄된 시료 약 0.1 g을 Teflon 용기에 넣고 고순도(Merck, suprapur-grade)의 HF와 HNO₃를 각각 가하여 2시간 이상 실온에 둔 다음 HClO₄를 가한 후 테플론 뚜껑을 덮고 가열판에서 180°C로 24시간 가열하여 용기내의 시료를 완전분해 하였다(Windom et al., 1989). 이 후 혼합산을 증발 건조 시킨 뒤 1 % HNO₃를 가해 테플론 용기 내의 잔사를 녹여 10 mL로 맞추어 ICP-MS(Thermo, Elemental-X7)로 측정하였다. 수은(Hg) 분석은 분쇄된 시료를 오븐(60°C)에서 완전히 건조시켜 수분을 제거한 뒤 US EPA method 7473에 의하여 열분해 및 금포집 방식을 이용한 Hydra-C(Teledyne Technologies Co., USA)를 이용하여 분석하였다. 퇴적물의 중금속분석 정확도를 검증하기 위하여 NRC(National Research Council, Canada)의 해양퇴적물 표준물질인 MESS-3도 시료와 동일한 방법으로 처리하여 측정하였으며, 95.9%(Co)~101.7%(Hg)의 매우 좋은 회수율을 보였다.

퇴적물 입도는 1N 염산과 과산화수소를 이용하여 무기탄소 및 유기물을 제거한 뒤 입도분석기(Masterizer 2000., Malvern Instrument)를 이용하여 분석하였다. 퇴적물의 총유기탄소(Total Organic Carbon) 함량은 분쇄된 시료를 1N 염산으로 무기탄소를 제거하였으며 총질소(Total Nitrogen) 함량은 분쇄된 시료를 각각 Tin capsule에 넣은 뒤 원소분석기(Flash 2000 series, Thermo Scientific)로 측정하였다.

라. 퇴적물 단각류 독성 시험법

1) 시료의 채취 및 보관

퇴적물 독성 실험에는 오염물질 분석에 사용된 시료와 동일한 퇴적물 시료를 사용하였다. 정점별로 채취된 퇴적물을 비닐봉지에 담았고, 채취 즉시 냉장상태로 실험실로 운반하였다. 시료는 실험이 실시되기 전까지 냉장상태로 보관되었고, 모든 실험과 시료처리는 시료채취 후 2주 이내에 실시하였다.

2) 단각류를 이용한 퇴적물 독성 평가

단각류 퇴적물 독성 평가는 실험생물인 저서 단각류를 10일간 현장 퇴적물에서 배양한 이후 각 실험구와 대조구에서 생존율 또는 사망률을 비교하

여 생물영향을 평가하는 시험법이다(USEPA, 1994).

가) 실험생물

퇴적물 독성 평가를 위한 실험생물로는 저서성 단각류인 *Monocorophium acherusicum*을 이용하였다(이 등, 2008)(Fig. 4-3-11). 이 종은 우리나라 연안의 조간대와 조하대에 있는 니사질 퇴적물에 서식하는 대표적인 저서생물로서 우리나라 연안의 퇴적물 특성에 아주 적합한 시험종이다(서해수산연구소, 2006). 실험실에서 계대배양 중인 단각류 중 망목 500- μm 인 표준체는 통과하고 350- μm 표준체는 통과하지 않는 어린 개체 중, 해부현미경 관찰 시 외관상 상처나 부속지의 손상이 없고 움직임이 활발한 개체만을 선별하여 실험에 이용하였다.

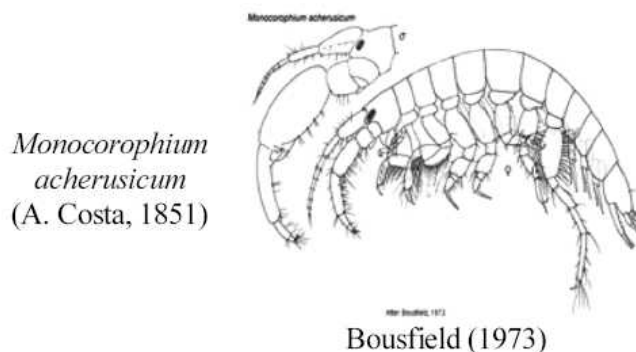


Figure 4-3-11. Benthic amphipod (*Monocorophium acherusicum*), test species for the sediment toxicity test.

나) 시료의 준비

각 정점에서 채취된 퇴적물은 수차례에 걸쳐 채취된 것으로, 채취된 시료 간의 퇴적물 특성의 차이를 최소화할 필요가 있다. 따라서 동일 정점에서 채취된 모든 시료를 모아서 균일하게 혼합하였다. 균질화된 각 정점의 퇴적물은 300- μm 의 표준체를 통과시켜 굵은 입자와 내서 생물을 제거한 후 실험에 사용하였다. 대조구에 사용된 퇴적물은 오염되지 않은 서해안 영종도에서 채취한 퇴적물을 같은 방법으로 준비하였다.

실험용기로는 1 L 유리 비커를 이용하였다. 퇴적물 시료를 실험용기 바닥에서부터 약 2 cm 정도(약 200 g) 두께로 잘 퍼지도록 주입하였다. 이와 같은 시료를 각 정점당 4개씩 준비하였다. 여기에 여과해수(1 μm 필터 통과, 30 psu)를 퇴적물이 재부유하지 않도록 조심스럽게 부어 최종 부피를 1 L로 맞추었다.

퇴적물로부터 상층해수로 확산되어 나오는 황화수소 혹은 암모니아의 영향을 제거하기 위하여 각각의 실험 용기에 공기 주입 장치를 설치하여 하루 이상 폭기하였다. 생물을 투입하기 전에 해수의 염분, pH 그리고 암모니아 농도를 측정하였다. 표준지침서(USEPA, 1994)에 의하면 실험 초기 암모니아 농도가 2 mM 미만일 때만 실험을 시작하도록 되어 있으므로, 암모니아 농도가 2 mM 이하인지 확인한 후 생물을 투입하였다.

다) 노출실험

단각류를 이용한 퇴적물 독성실험 수행조건은 Table 4-3-19와 같다. 퇴적물이 담긴 실험 용기에 시험용 단각류를 20 마리씩 주입하였다. 생물 주입 후 독성실험용 배양장치에 넣고 10일 동안 노출 실험을 실시하였다(Fig. 4-3-12). 배양이 끝난 후 시험에 사용된 개체는 모두 회수하였다. 이를 위해 퇴적물을 300- μm 의 표준체로 걸러서 체에 남은 개체들을 모아서 현미경으로 생존한 개체와 사망한 개체를 관찰하여 각각을 계수 하였다. 생존율 혹은 사망률은 다음과 같은 식을 이용하여 계산하였다.

$$S (\%) = (N_f / N_0) \times 100, M (\%) = 100 - S$$

[S: 생존율; N_f = 최종 생존개체수; N_0 : 초기투입 개체수, M: 사망률]

각 정점별 생존율이 대조구와 통계적 차이가 있는지 여부를 알아보기 위하여 Student's t-test를 실시하여 독성의 유무를 판단하였다.

Table 4-3-19. Experimental conditions for sediment toxicity test with amphipod, *Monocorophium acherusicum*.

항목	실험 조건
노출 시간	10일
수온	20° C
광조건	24 시간 연속조명
실험 용기	1-L 유리 비이커
퇴적물	부피 200 mL (입자크기 300- μ m 미만)
해수	800 mL (염분: 30 psu)
반복수	정점당 4 회
단각류 개체수	용기당 20 마리
폭기	있음
먹이 급이	없음
관찰 항목	사망률 (생존율)

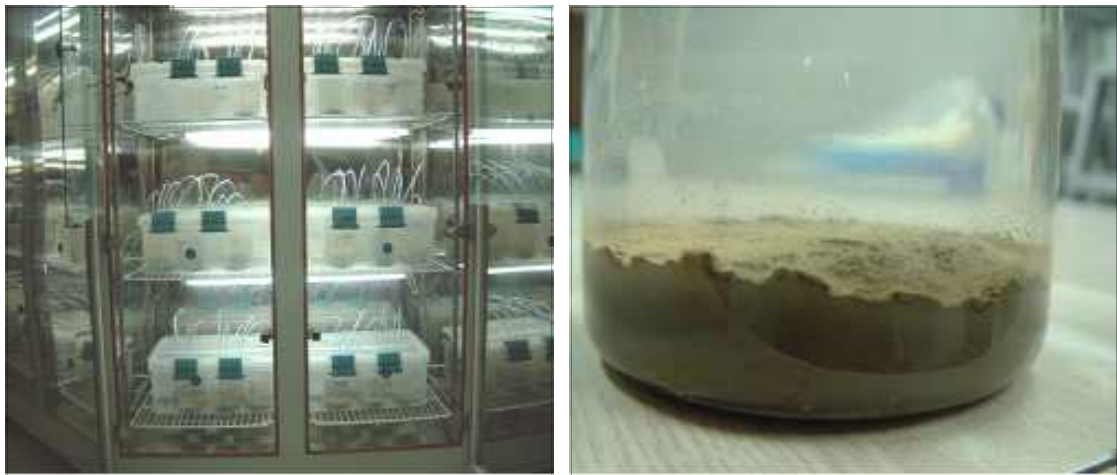


Figure 4-3-12. Photographs of 10-day sediment toxicity test with amphipod *Monocorophium acherusicum*, in a laboratory.

3. 연구결과 및 토의

부산해역 37개 정점 표층퇴적물 중 유기독성물질 PBDEs, PCBs, DDTs, HCHs, CHLs, PAHs, BTs의 농도(건중량 기준)는 각각 0.34~126 ng/g, 0.02~63.3 ng/g, 미검출~133 ng/g, 미검출~3.74 ng/g, 미검출~0.23 ng/g, 3.88~5346 ng/g, 미검출~3919 ng Sn/g의 범위를 보인다. 신규브롬계난연제 HBCDs, TBBPA, BTBPE의 농도(건중량 기준)는 각각 0.05~23.4 ng/g, 미검출~3.81 ng/g, 0.01~7.62 ng/g으로 나타났다. 중금속의 경우 Zn, Cr, Cu, Ni, Cd, As, Hg 그리고 Pb 농도는 각각 44~462 $\mu\text{g/g}$, 20~88 $\mu\text{g/g}$, 5.73~799 $\mu\text{g/g}$, 7.88~35.9 $\mu\text{g/g}$, 0.08~0.91 $\mu\text{g/g}$, 4.4~16.8 $\mu\text{g/g}$, 0.01~0.29 $\mu\text{g/g}$, 19.5~108 $\mu\text{g/g}$ 의 범위로 나타났다(Fig. 4-3-13). 부산해역에서 유기오염물질의 분포는 평균값을 기준으로 PAHs > BTs > NP 순으로 전반적으로 10 ppb 이상의 값을 보였고, 브롬계난연제 및 유기염소계와 같은 화합물은 PBDEs > HBCDs > PCBs > DDTs 등의 순으로 10 ppb 이하의 값을 나타냈다. 중금속은 수은(Hg)과 카드뮴(Cd)을 제외하고 분석된 항목에서 10 ppm 이상의 수준을 보이고, 다른 중금속에 비해 구리(Cu)는 정점 간 농도차이가 큰 것으로 나타났다.

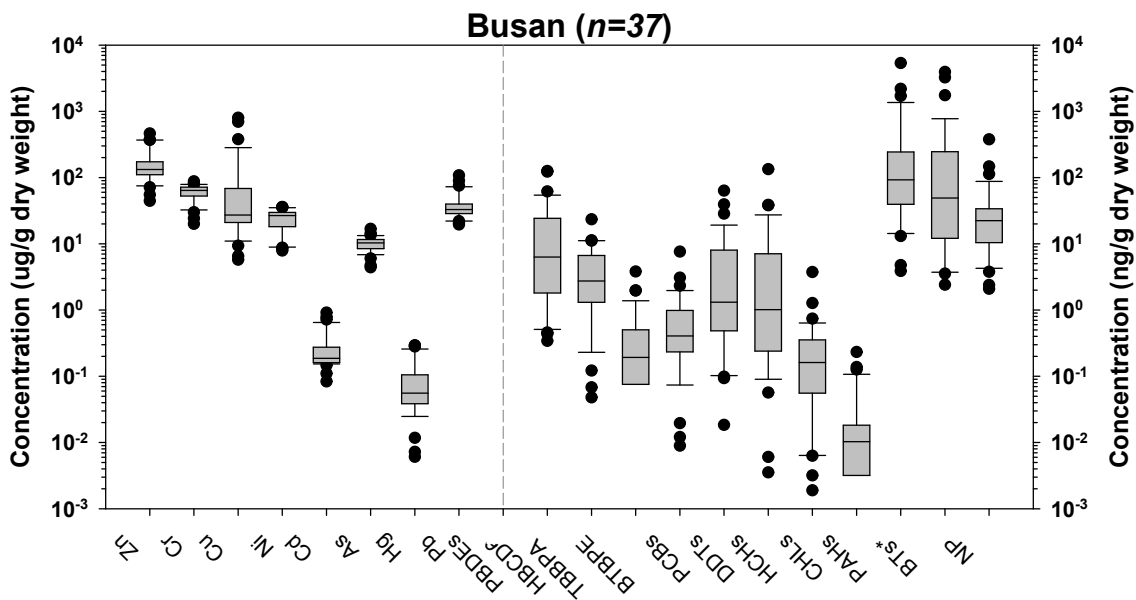


Figure 4-3-13. Distribution of organic pollutants and trace metals in surface sediment from Busan coastal area (BT*: ng Sn/g).

울산해역 32개 정점 표층퇴적물 중 유기독성물질 PBDEs, PCBs, DDTs, HCHs, CHLs, PAHs, BTs의 농도는 각각 0.5~49 ng/g, 0.1~85.5 ng/g, 0.04~53.9 ng/g, 미검출~0.51 ng/g, 미검출~0.51 ng/g, 48~2870 ng/g, 6.88~2543 ng Sn/g의 범위를 나타냈다. 신규브롬계난연제 HBCDs, TBBPA, BTBPE의 농도(건중량 기준)는 각각 1.79~208 ng/g, 미검출~0.7 ng/g, 0.15~51.3 ng/g의 범위로 검출되었다. 중금속의 경우, Zn, Cr, Cu, Ni, Cd, As, Hg, Pb 농도는 각각 90~775 $\mu\text{g/g}$, 11~90 $\mu\text{g/g}$, 25~731 $\mu\text{g/g}$, 8.13~42.9 $\mu\text{g/g}$, 0.17~5.32 $\mu\text{g/g}$, 6.15~88 $\mu\text{g/g}$, 0.04~2.60 $\mu\text{g/g}$, 27.3~878 $\mu\text{g/g}$ 의 범위를 보였다(Fig. 4-3-14). 울산해역에서 유기오염물질의 분포는 BTs > PAHs > NP 순으로 10 ppb 이상이고, HBCDs > PBDEs > PCBs > BTBPE 등의 순으로 부산해역과 다른 분포 양상을 보였다. 당해연도에 분석된 신규난연제 화합물인 HBCDs의 경우 기존에 잘 알려져 있는 브롬계 난연제 PBDE 화합물보다 상대적으로 높은 농도 수준을 나타내어 향후 지속적인 관찰이 필요할 것으로 사료된다. 중금속은 수은(Hg)과 카드뮴(Cd)을 제외하고 분석된 항목에서 10 ppm 이상의 수준을 보이고, 다른 중금속에 비해 수은(Hg)는 정점 간 농도차이가 큰 것으로 나타났다.

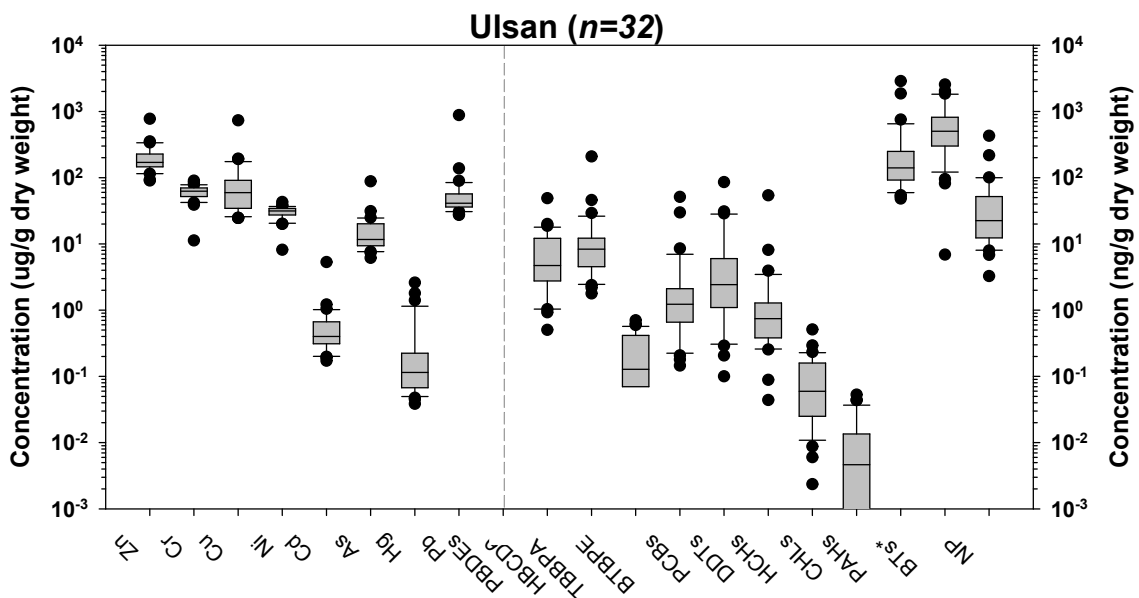


Figure 4-3-14. Distribution of organic pollutants and trace metals in surface sediment from Ulsan Bay (BT*: ng Sn/g).

진해만 16개 공통정점 표층퇴적물 중 유기독성물질 PBDEs, PCBs, DDTs, HCHs, CHLs, PAHs, BTs, NPs의 농도는 각각 0.02~49.2 ng/g, 미검출~1.63 ng/g, 0.05~3.19 ng/g, 미검출~0.04 ng/g, 미검출~0.09 ng/g, 10.2~584 ng/g, 13.0~274 ng Sn/g, 9.34~301 ng/g의 범위를 나타냈다. 진해만에서 신규브롬계 난연제는 당해연도에 분석대상화합물에서 제외하였다. 중금속의 경우, Zn, Cr, Cu, Ni, Cd, As, Hg, Pb 농도는 각각 138~317 $\mu\text{g/g}$, 53.8~79.4 $\mu\text{g/g}$, 26.4~112 $\mu\text{g/g}$, 23.3~37.8 $\mu\text{g/g}$, 0.17~1.23 $\mu\text{g/g}$, 6.71~13.6 $\mu\text{g/g}$, 0.03~0.14 $\mu\text{g/g}$, 30.7~67.3 $\mu\text{g/g}$ 의 범위를 보였다(Fig. 4-3-15). 진해만에서 유기오염물질의 분포는 PAHs > BTs > NPs 순으로 10 ppb 이상이고, PBDEs > DDTs > PCBs 등의 순으로 나타났다. 중금속은 수은(Hg)과 카드뮴(Cd)을 제외하고 분석된 항목에서 10 ppm 이상의 수준을 보이고, 다른 중금속에 비해 카드뮴(Cd)은 정점 간 농도차이가 큰 것으로 나타났다.

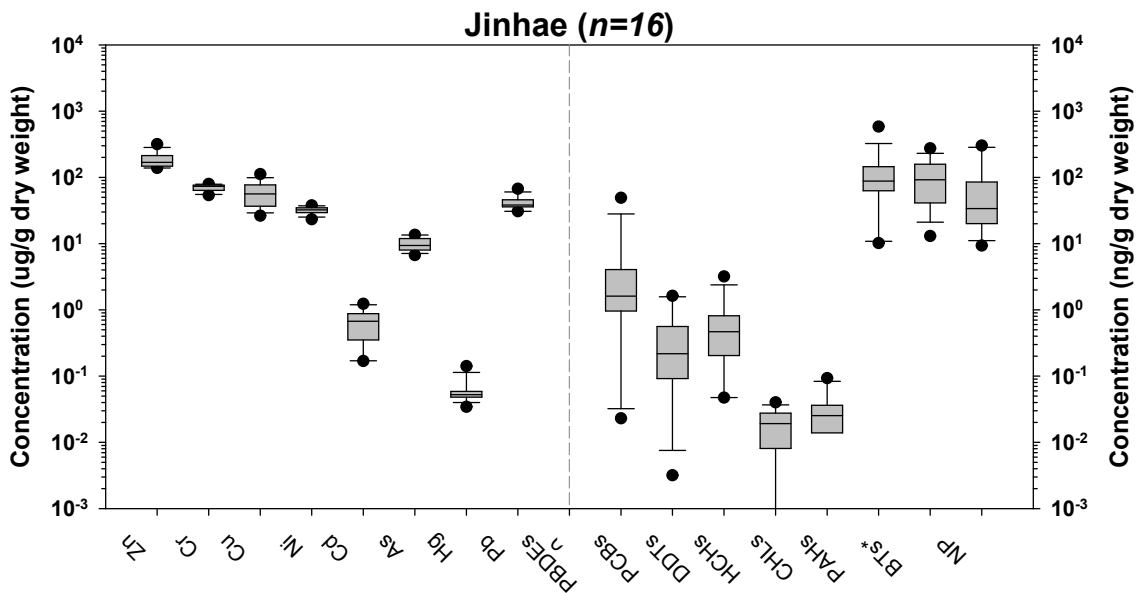


Figure 4-3-15. Distribution of organic pollutants and trace metals in surface sediment from Jinhae Bay (BT*: ng Sn/g).

부산해역, 울산만, 그리고 진해만에서의 유기오염물질 오염정도를 Figure 4-3-16에 비교하였다. 각 해역에서 분석된 PBDEs, PCBs, DDTs, HCHs화합물은 부산해역 > 울산만 > 진해만 순으로 전반적으로 진해만이 낮은 유기오염물질 농도를 나타냈다. PAHs는 부산해역에서 낮은 오염수준에서 높은 수준까지 고루 분포하고 있으며, BTs는 울산만이 전반적으로 높고, NPs는 진해만

이 다른 해역에 비해 상대적으로 높다.

각 해역에서 중금속은 Figure 4-3-17에 비교하였다. Zn, Cr, Ni, Pb는 부산, 울산, 진해에서 평균적으로 유사한 농도를 보인다. Cu는 평균적으로 울산 > 진해 > 부산 순으로 부산해역에서 평균적으로 낮게 낮지만 정점 간 농도 차이가 크다. Cd은 진해 > 울산 > 부산 순으로, As와 Hg는 울산이 다른 해역에 비해 높은 오염도를 나타낸다.

부산해역에서 정점 간 농도차이를 보이는 이유는 주변 오염원에 따른 차이와 퇴적물의 입도 및 총유기탄소의 함량 등이 관여하는 것으로 사료된다. 부산해역, 울산만 그리고 진해만에서의 평균적인 총유기탄소 함량은 각각 $0.96 \pm 0.48\%$, $1.42 \pm 0.75\%$, $1.82 \pm 1.82\%$ 이다. 총질소는 부산해역이 $0.08 \pm 0.04\%$, 울산만이 $0.12 \pm 0.04\%$, 진해만이 $0.18 \pm 0.05\%$ 로 나타났다. 진해만이 울산만과 부산해역에 비해 표층퇴적물 내 총유기탄소 함량과 총질소의 함량이 높은 경향을 보인다. 부산해역에서의 퇴적물 입도는 최소 2.20 ϕ 에서 최대 6.93 ϕ (평균 $5.6 \pm 1.4 \phi$)의 범위로 나타났고, 니질 퇴적물에서 사질까지 다양한 형태의 퇴적상이 존재하였다. 반면, 울산만은 평균 $6.44 \pm 0.79 \phi$ 로 정점 간 입도 차이가 크지 않고, 진해만도 $6.80 \pm 0.14 \phi$ 로 울산만과 유사한 실트와 점토질로 구성된 퇴적상이다(Fig. 4-3-18).

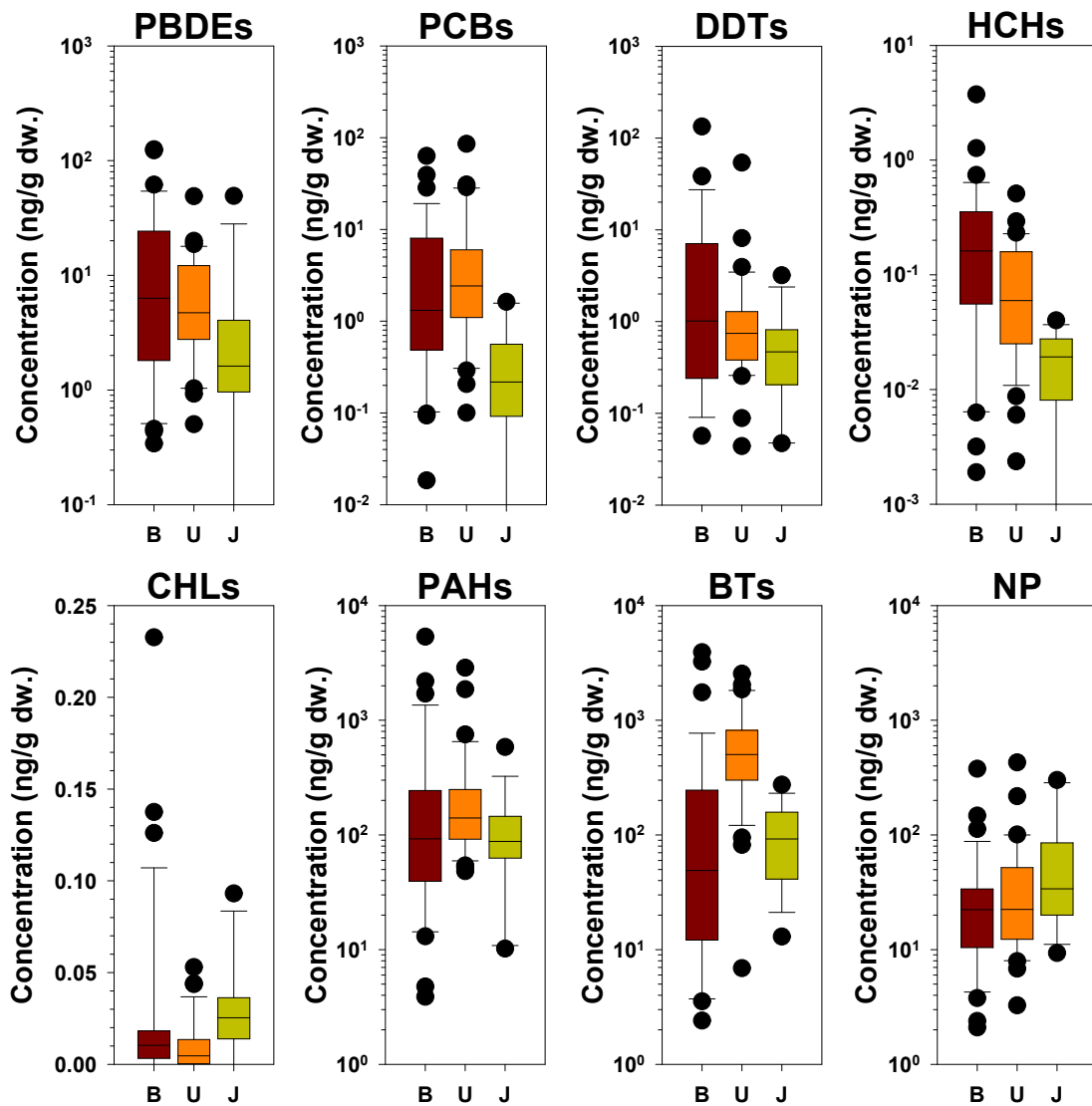


Figure 4-3-16. Comparison of organic pollutants in study regions (B:Busan, U:Ulsan, J:Jinhae).

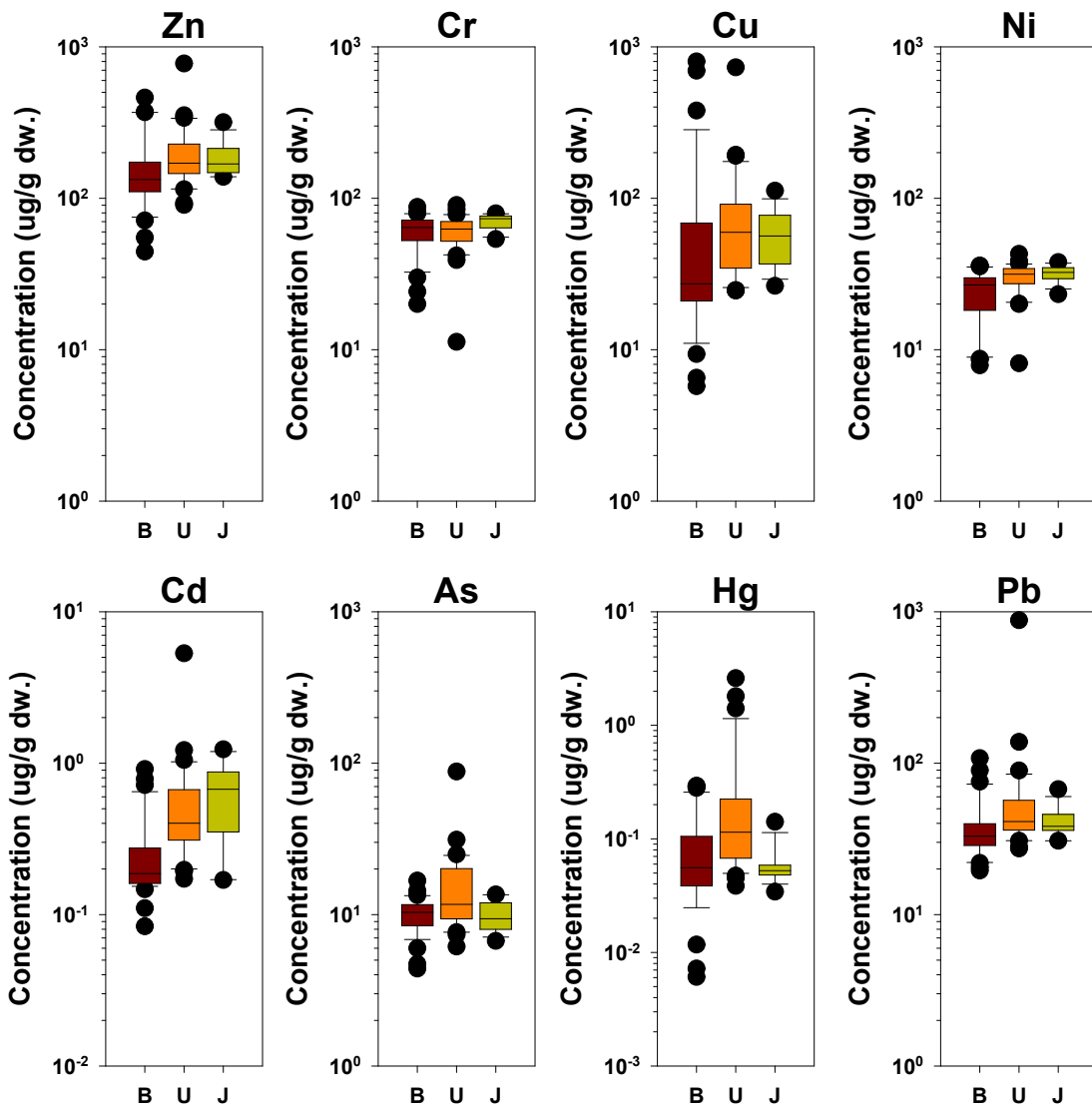


Figure 4-3-17. Comparison of trace metals in surface sediment from study regions (B:Busan, U:Ulsan, J:Jinhae).

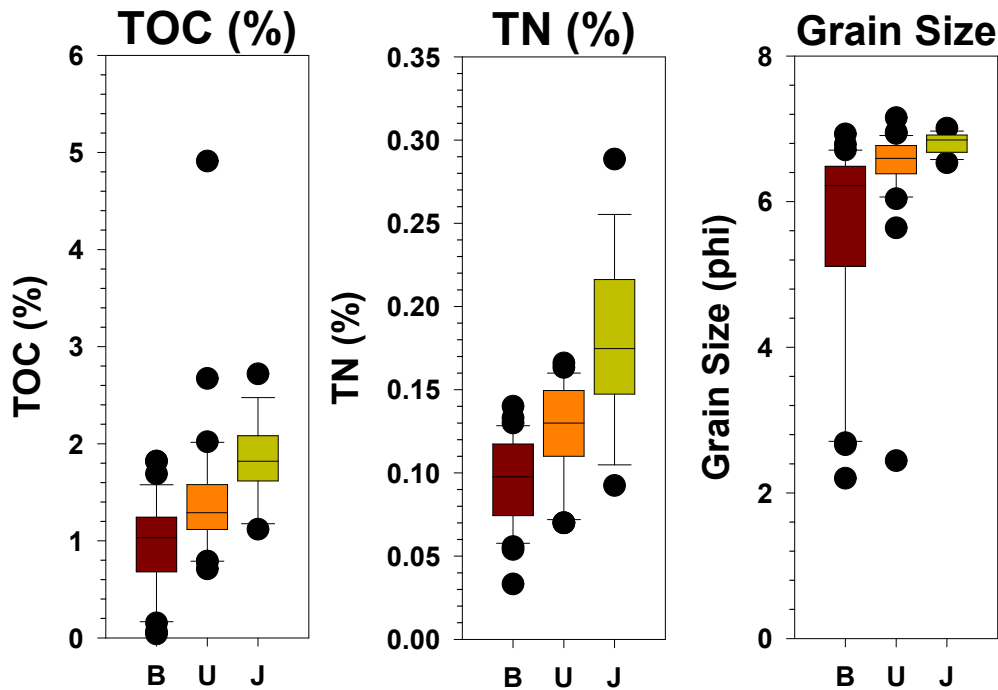


Figure 4-3-18. Comparison of TOC (%), TN (%), and grain size (phi) in surface sediment from study regions (B:Busan, U:Ulsan, J:Jinhae).

가. 표층 퇴적물 내 PAH 화합물의 오염현황 및 특성

다환방향족 탄화수소(polycyclic aromatic hydrocarbons, PAHs)는 2개 이상의 벤젠고리가 결합된 유기오염물질로 대표적인 발암물질이다. 화석연료의 주요 구성성분이며 유기물의 불완전 연소에 의해서도 발생하는 것으로 알려져 있다(Blumer, 1975). 산업화와 도시화가 진행됨에 따라 PAH의 오염부하가 증가하고 있으며, 이로 인해 환경 내에서 주된 오염물질로 분류되고 있다. 대부분의 연소기원 PAH는 미국 EPA에서 주요 오염물질로 지정한 16종 PAHs를 중심으로 관리되고 있으나, 유류계 PAH 즉, 알킬 PAH의 경우 아직 연구가 미진한 상황이다. PAH는 물에 대한 용해도와 증기압이 낮고 소수성이기 때문에 유기물이나 입자성 물질에 대한 흡착력이 높으며, 해양에서는 다른 매질에 비해 퇴적물에서 상대적으로 높은 농도를 나타낸다(Means et al., 1980; Schlautman and Morgan, 1993). 본 연구에서는 부산과 울산해역 표층퇴적물 내 PAH의 오염현황 및 오염원 파악을 위해 16종 PAHs와 더불어 유류오염을 지시하는 알킬 PAHs도 분석하였다.

1) 부산해역 표층 퇴적물의 PAH 오염현황 및 분포

공동조사 정점을 포함한 부산해역 총 37개 정점에서의 표층 퇴적물 내 16종 PAHs는 2013년 조사된 25개 정점에서 검출된 농도범위와 동일하게 최소 3.88 ng/g에서 최대 5,346 ng/g으로 나타났다. 평균은 2013년에 조사된 결과에 비해 대략 1.3배가량 높은 390 ± 960 ng/g으로 검출되었다.

알킬 PAHs 농도는 5.20~2,698 ng/g, 평균 317 ± 585 ng/g으로 나타났다 (Table 4-3-20). 평균과 중간값은 전년도 조사결과에 비해 높았다.

Table 4-3-20. Summary of PAH concentrations in surface sediment from Busan coastal area.

(단위: ng/g dry wt.)

	조사시기	정점수	최소 - 최대	평균 ± 편차	중간값
Σ 16종 PAHs	2013. 2	37	3.88 - 5,346	390 ± 960	92
	2014. 2				
Σ Alkyl PAHs	2013. 2	37	5.20 - 2,698	317 ± 585	102
	2014. 2				

정점별 표층퇴적물 내 PAH 농도 수준을 살펴보면, B11에서 가장 높은 16 PAHs농도(16 PAHs: 5,346 ng/g; 알킬 PAHs: 1,515 ng/g)를 보였고, Alkyl PAHs는 B5-2 (16 PAHs: 1,706 ng/g; 알킬 PAHs: 2,698 ng/g)에서 조사정점 중 가장 높은 농도로 검출되었다. 일부 정점을 제외하고 대부분 (73 %가량)이 200 ng/g 이하로 나타났다(Fig. 4-3-19). 특히, 낙동강 하구에 인접한 정점 (B16-26)에서 평균 25 ng/g으로 낮은 오염 수준을 나타냈고, 부산연안에 위치한 정점들(B1~B15-1)은 평균 544 ng/g으로 하구에 위치한 정점에 비해 대략 20배 정도 높았다. 특히, B5, B11, 그리고 B15에 인접한 정점은 부산의 대표적인 항구인 부산항과 다대포항이 위치한 정점들로 높은 오염도를 보였다. 이들 정점으로부터 거리에 따른 농도 구배가 관찰되었다. 이는 인구가 밀집하고 산업 및 항만활동이 주요오염원임을 의미한다. 그리고 조립한 입자(정점 B16~B26, 평균: 5.047 φ)의 함량이 높은 하구 표층퇴적물은 상대적으로 세립한 입자(정점 B1~B15, 평균: 5.810 φ)를 가진 부산연안 해역 퇴적물에 비해 낮은 농도를 반영한다.

부산해역 표층 퇴적물 내 PAH의 주된 오염원을 추론하기 위하여 조성의 차이를 이용하였다(Fig. 4-3-20, Fig. 4-3-21). 모든 조사 정점에서 분석된 PAHs를 나프탈렌계열, 플루오렌 계열, 디벤조티오펜 계열, 페난스렌 계열, 벤젠링 4~6개의 합, 그리고 페릴린 6개로 분류하여 우세한 화합물 그룹을 확인

하였다. 부산연안 정점은 정점 간 조성의 차이를 보이거나, 벤젠링 4에서 6개의 합이 대부분 정점에서 높은 조성비를 나타냈다. 낙동강 하구에 위치한 일부 정점에서는 페릴린이 30%에서 60%로 높게 검출되었다(Fig. 4-3-20).

부산해역에서 높은 오염도를 보인 대표정점을 선별하여 개별 PAH 조성을 보았다(Fig. 4-3-21). 가장 높은 오염도를 보인 B11에서는 주로 벤젠링 4개 이상으로 구성된 플루란센과 피렌이 높은 조성비를 나타냈고, 다음으로 벤조[b]플루란센이 퇴적물 내에 높게 검출되었다. 이 정점은 전형적으로 도시화와 산업화가 진행된 해양 퇴적물에서 보이는 연소기원의 패턴이다. B5-2의 PAHs 조성은 B11, B15-1과 유사하나, 모체보다 알킬치환된 PAH가 더 높은 조성비를 가진다. 이는 부두 인접 정점으로 대형 항구시설, 선박 활동이 활발한 곳으로 연소기원 뿐만 아니라 유류기원에 의해 생성된 PAH의 영향을 동시에 받고 있는 것으로 보였다. B20정점은 낙동강 하구에서 위치한 정점으로 페릴린이 33 %로 부산연안 정점에 비해 높은 조성비를 보였다. 페릴린은 육상 식물 또는 생물 기원, 혐기성 해양 퇴적물에서 전구체로 작용, 그리고 퇴적물의 속성작용 등과 같이 유류기원, 연소기원으로 생성되는 PAHs와 다르게 자연적으로 생성되는 것으로 알려져 있다(Venkatesan, 1988; Soma et al., 1996; Jiang et al., 2000; Silliman et al., 2001). 낙동강 하구의 경우, 앞서 서술한 바와 같이 농도 수준은 전반적으로 낮으나, 하구 특성상 다양한 경로를 통해 인위적인 유입뿐만 아니라 자연적으로도 PAH가 유입되는 것으로 나타났다.

2007년에 조사된 부산해역 자료와 비교해 보면(Fig. 4-3-22), 16 PAHs는 5.76~954 ng/g (평균: 178 ± 218 ng/g), 알킬 PAHs는 1.68~873 ng/g (평균: 117 ± 164 ng/g)의 범위를 가진다(국토해양부, 2010). 부산해역에서 2013~2014년에 조사된 표층퇴적물은 이전조사에 비해 평균적으로 2배가량 높게 검출되었다. 이전 조사의 경우 현재 가장 높은 오염도를 보인 부산항 북항 정점이 포함되지 않아 오염정도의 변화를 직접적으로 비교하기는 어렵다. 하지만, 이전과 동일하게 현조사에서도 부산항 인근에서 여전히 높은 농도가 검출되고 있어 우선적으로 관리가 필요한 해역으로 판단된다.

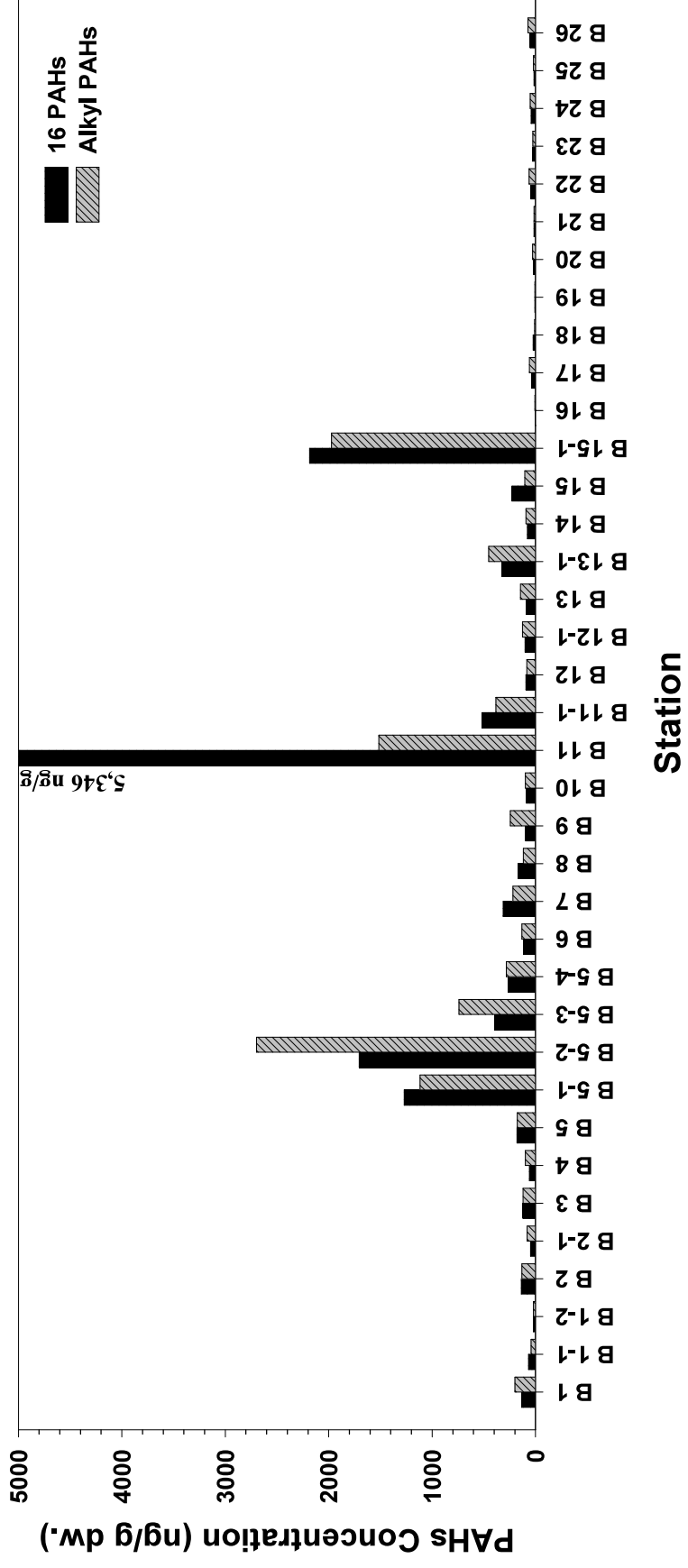


Figure 4-3-19. Distribution of PAHs in surface sediment from Busan coastal area.

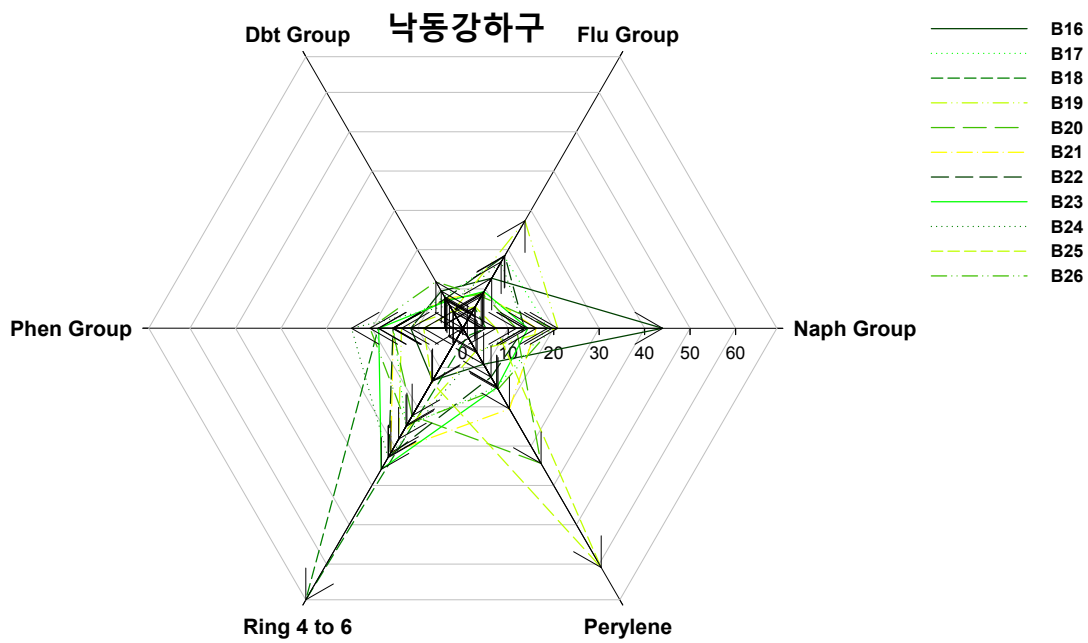
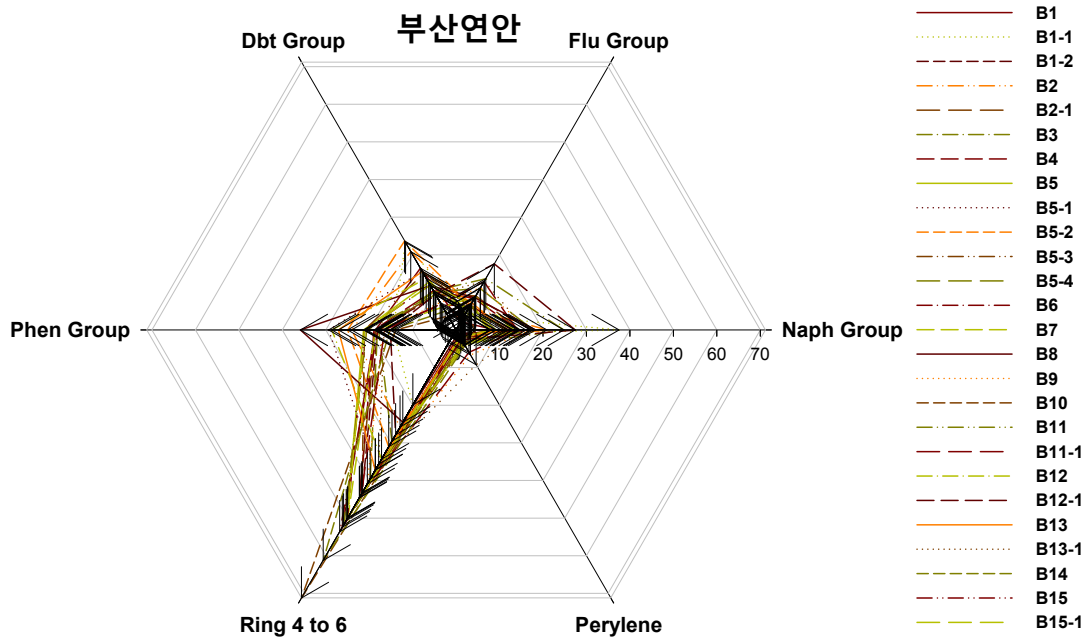


Figure 4-3-20. Radar graph of PAHs group analysis in surface sediment from Busan coastal area.

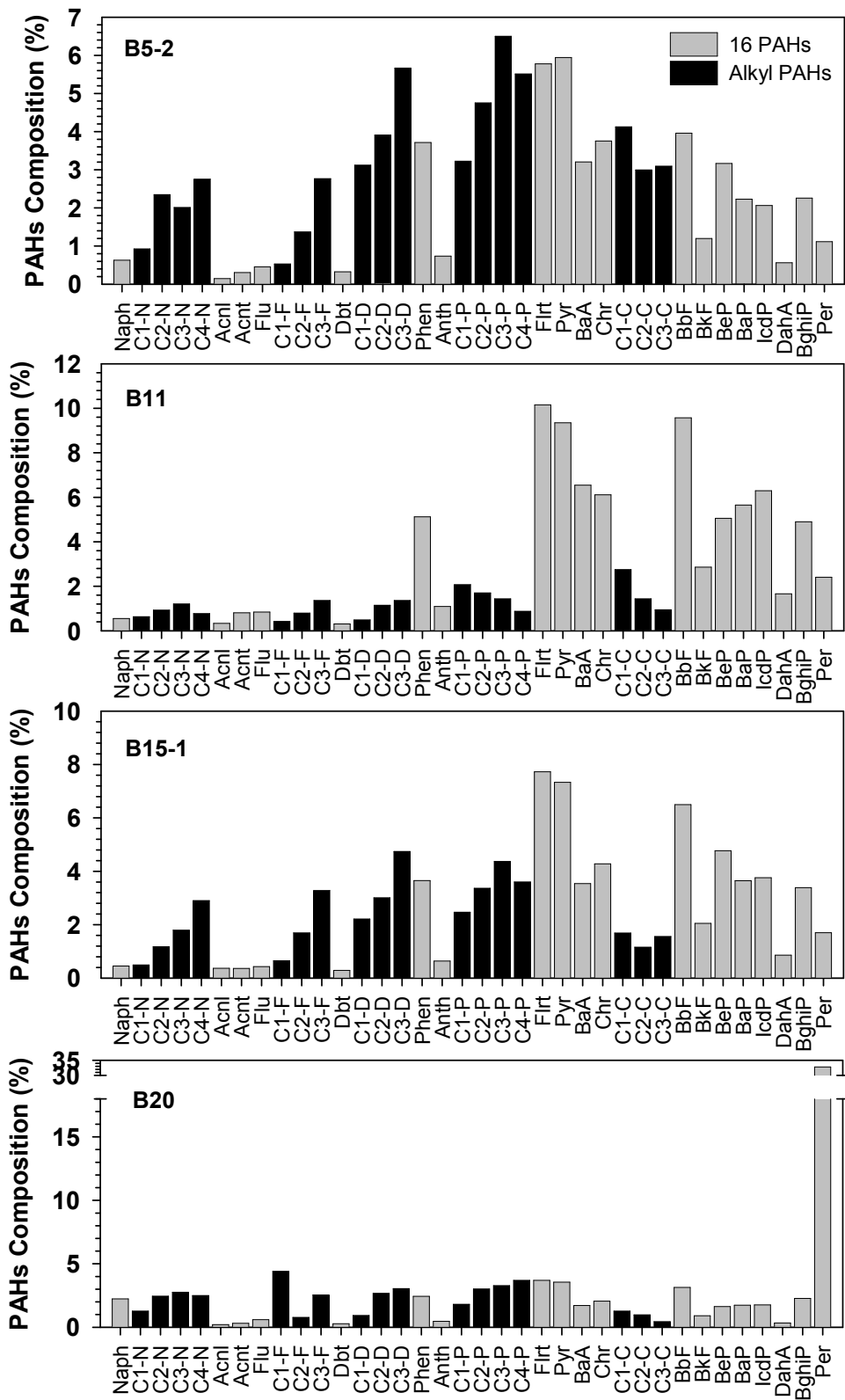


Figure 4-3-21. Composition profiles of PAHs in surface sediment from Busan coast.

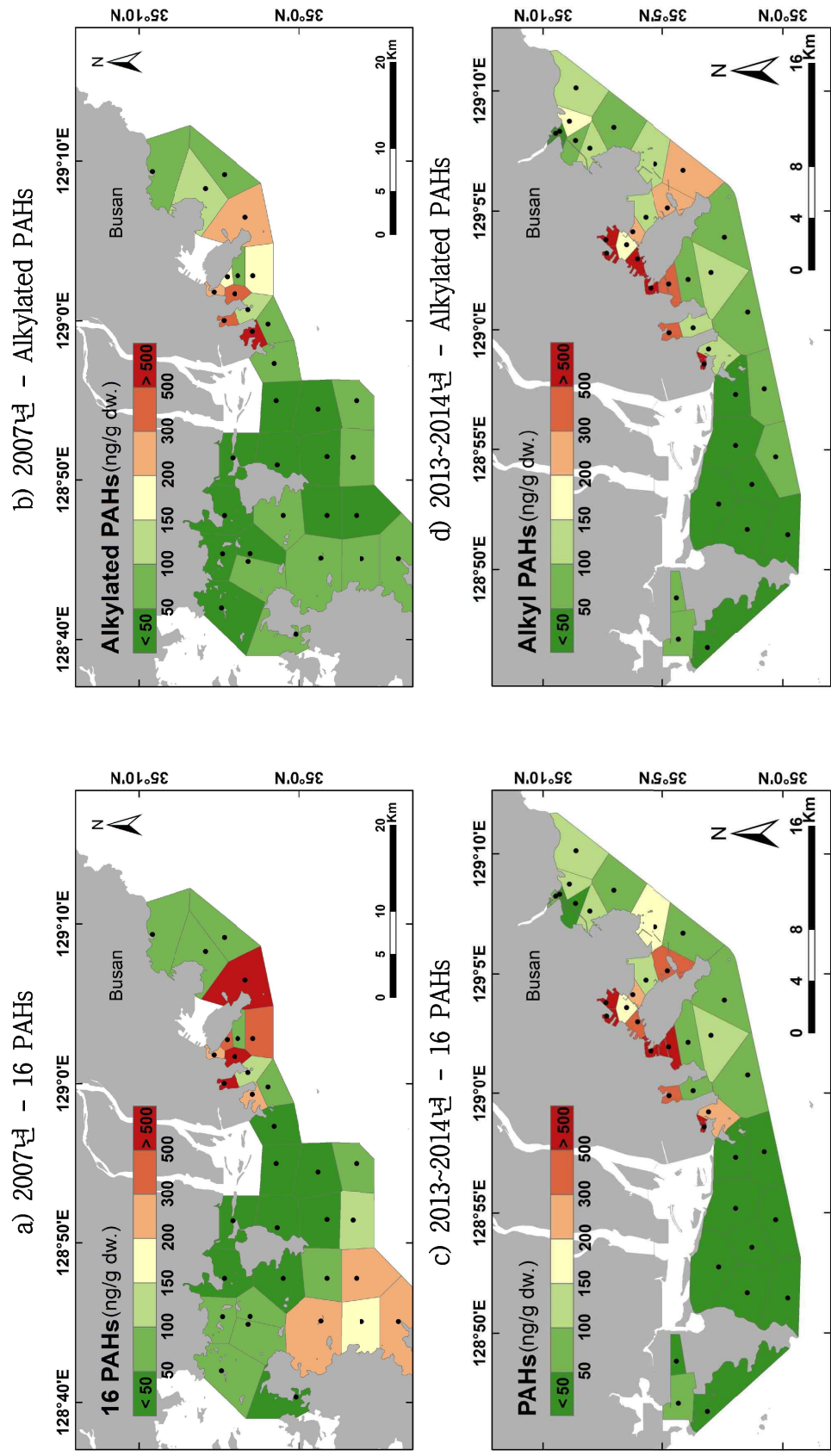


Figure 4-3-22. Comparison of spatial distributions of PAHs in surface sediment from Busan coastal area surveyed in 2007 and this study.

2) 울산만 표층 퇴적물의 PAH 오염현황 및 분포

울산만 전년도 13개 정점을 포함한 32개 정점에서의 표층 퇴적물 내 16 PAHs 농도범위는 48.3 ng/g에서 2,870 ng/g의 범위를 가지며, 평균은 316 ± 569 ng/g이다. 알킬 PAHs는 55.7~1,323 ng/g, 평균 257 ± 296 ng/g이다 (Table 4-3-21).

Table 4-3-21. Summary of PAH concentrations in surface sediment from Ulsan Bay.

(단위: ng/g dry wt.)

	조사시기	정점수	최소 - 최대	평균 ± 편차	중간값
Σ 16종 PAHs	2013. 2 2014. 2	32	48.3 - 2,870	316 ± 569	140
Σ Alkyl PAHs	2013. 2 2014. 2	32	55.7 - 1,323	257 ± 296	150

울산만에서 정점에 따른 PAHs농도 분포를 보면, 울산연안이 농도 수준이 높고, 전반적으로 온산연안은 상대적으로 낮게 나타났다. 정점 U7-1에서 가장 높은 농도(16 PAHs: 2,870 ng/g; 알킬 PAHs: 1,323 ng/g)가 검출되었고, 다음으로 U3-3에서 16 PAHs는 1,860 ng/g, 알킬 PAHs는 715 ng/g으로 나타났다. 이러한 일부 정점을 제외하고, 총 32개 정점 중 20개 정점(62%)에서 200 ng/g이하로 나타났다(Fig. 4-3-23). 석유화학단지 및 산업시설이 인접한 정점(U1~U4)과 대형 조선소에 인접한 정점 U3-3, U7-1에서 상대적으로 높다. 내만에서 외만으로 갈수록 농도가 감소하는 경향을 보였다.

울산만 표층 퇴적물 내 PAH의 주된 오염원을 추론하기 위하여 조성 분포를 살펴보았다(Fig. 4-3-24, Fig. 4-3-25). 울산연안과 온산연안에 위치한 시료는 전반적으로 유사한 PAHs조성을 가졌다. 벤젠링 4에서 6개의 합이 대부분 정점에서 높고, 페난스텐 계열이 다음으로 높다. 이는 울산연안과 온산연안이 유사한 오염원에 영향을 받고 있으며, 연소기원 형태의 오염원의 유입이 주된 오염원임을 반영하고 있다. 그리고 페난스텐과 디벤조티오펜 계열이 높게 나타난 정점은 알킬치환된 PAHs화합물이 높게 검출되어 유류기원의 유입도 일부 반영하고 있는 것으로 보였다.

울산만 표층 퇴적물 내 대표적으로 오염된 정점인 U3-3, U4-1, U7-1에서 PAH 조성을 이용하여 평가를 하였다(Fig. 4-3-25), U3-3과 U7-1정점은 서로 유사한 PAH 조성을 보인다. 이는 동일한 유입원에 의한 영향을 받고 있음을 나타냈다. 이들 정점은 대형 조선소가 인접한 정점으로, 선박 건조 및 선박 활

동에 의한 영향이 주로 있는 것으로 확인되었다. 반면에, U4-1 정점은 앞서 서술한 두 지역과는 다른 PAH 분포 특성을 보이고 있다. 이 정점은 알킬치환된 PAHs의 조성이 우세하다. 정점 주변으로 석유화학, 대형산업단지, 그리고 선박활동이 활발하다. 이로 인해 유류기인 영향이 주된 오염원임과 동시에 연소기원이 혼재하는 패턴이 관찰되는 것으로 판단된다.

2008년 조사된 울산만 자료와 현재 결과를 비교해보았다(Fig. 4-3-26). 이전 조사결과에서 16 PAHs는 26.1~4,749 ng/g (평균 394 ± 833 ng/g), 알킬 PAHs는 23.1~1,254 ng/g (평균 182 ± 243 ng/g)으로 나타났다(국토해양부, 2010). 이전 결과와 비교하면 16 PAHs는 소폭 감소하였으며, 알킬 PAHs는 소폭 증가하는 양상을 나타냈다. 그러나 여전히 이전조사와 당해연도 조사 모두에서 대형항구 시설이 발달하고, 산업시설이 위치한 울산항 인근해역과 대형조선소가 인접한 정점에서 높은 농도가 관측되고 있어, 우선적으로 관리가 필요한 해역으로 사료된다.

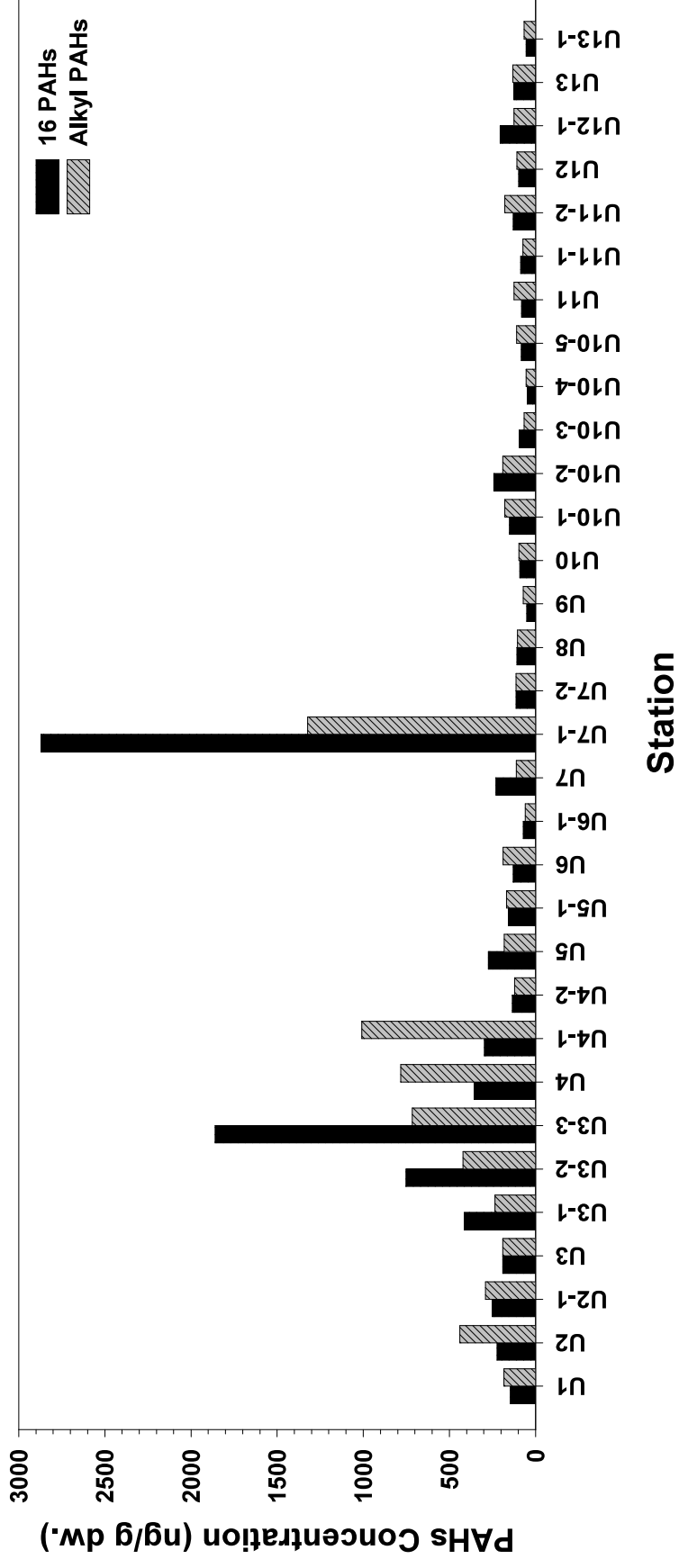


Figure 4-3-23. Distribution of PAHs in surface sediment from Ulsan Bay.

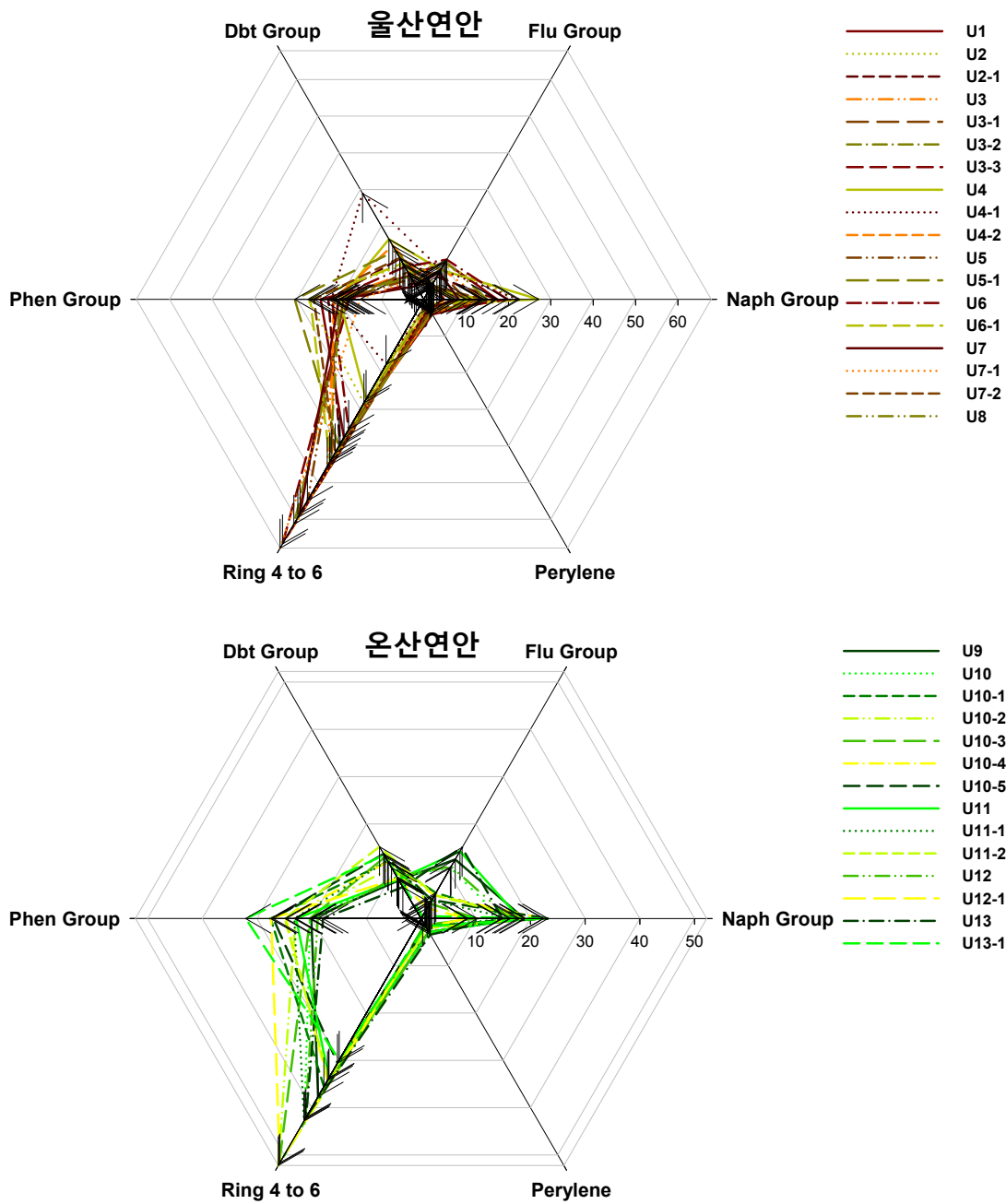


Figure 4-3-24. Radar graph of PAHs group analysis in surface sediment from Ulsan bay.

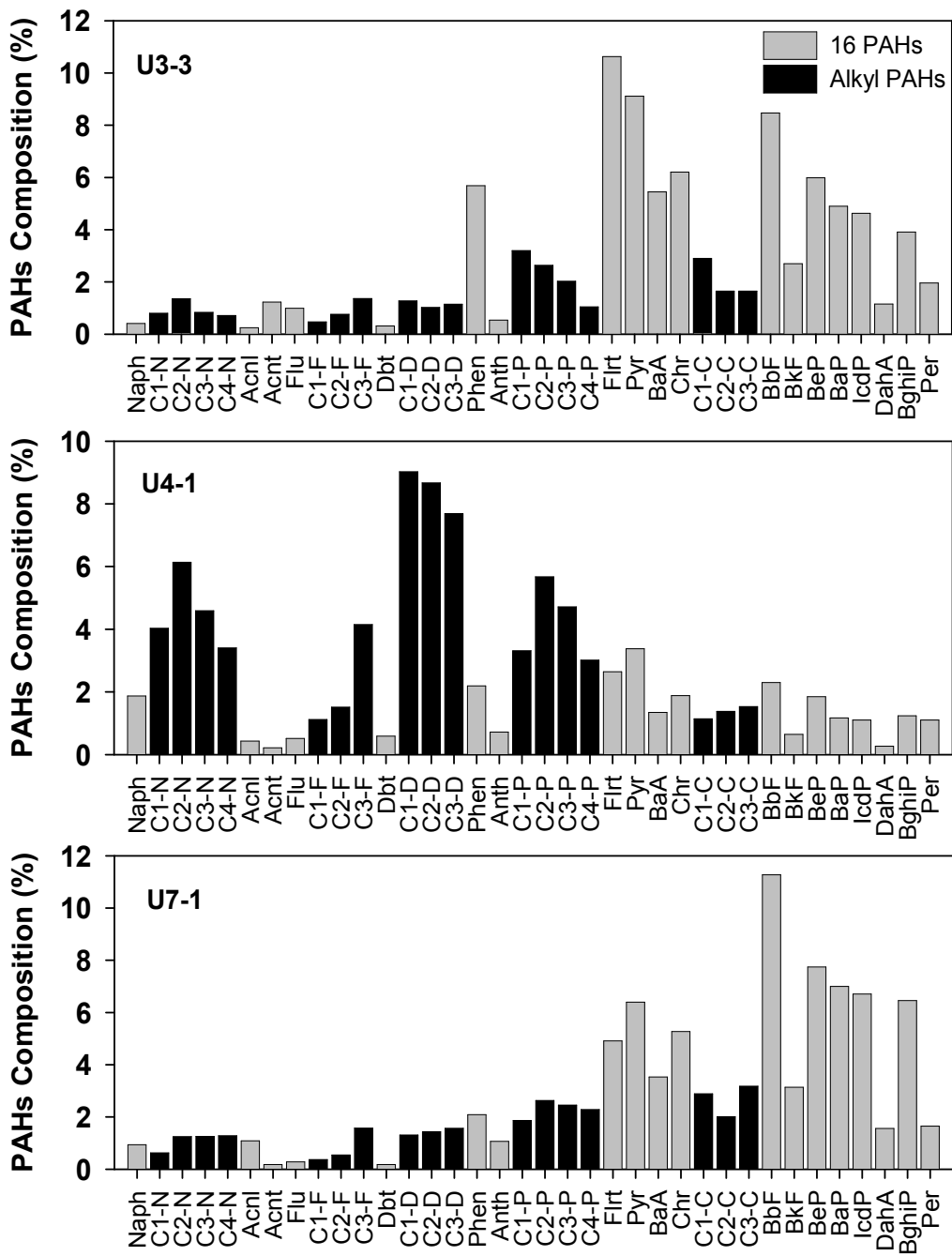


Figure 4-3-25. Composition profiles of PAHs in surface sediment from Ulsan Bay.

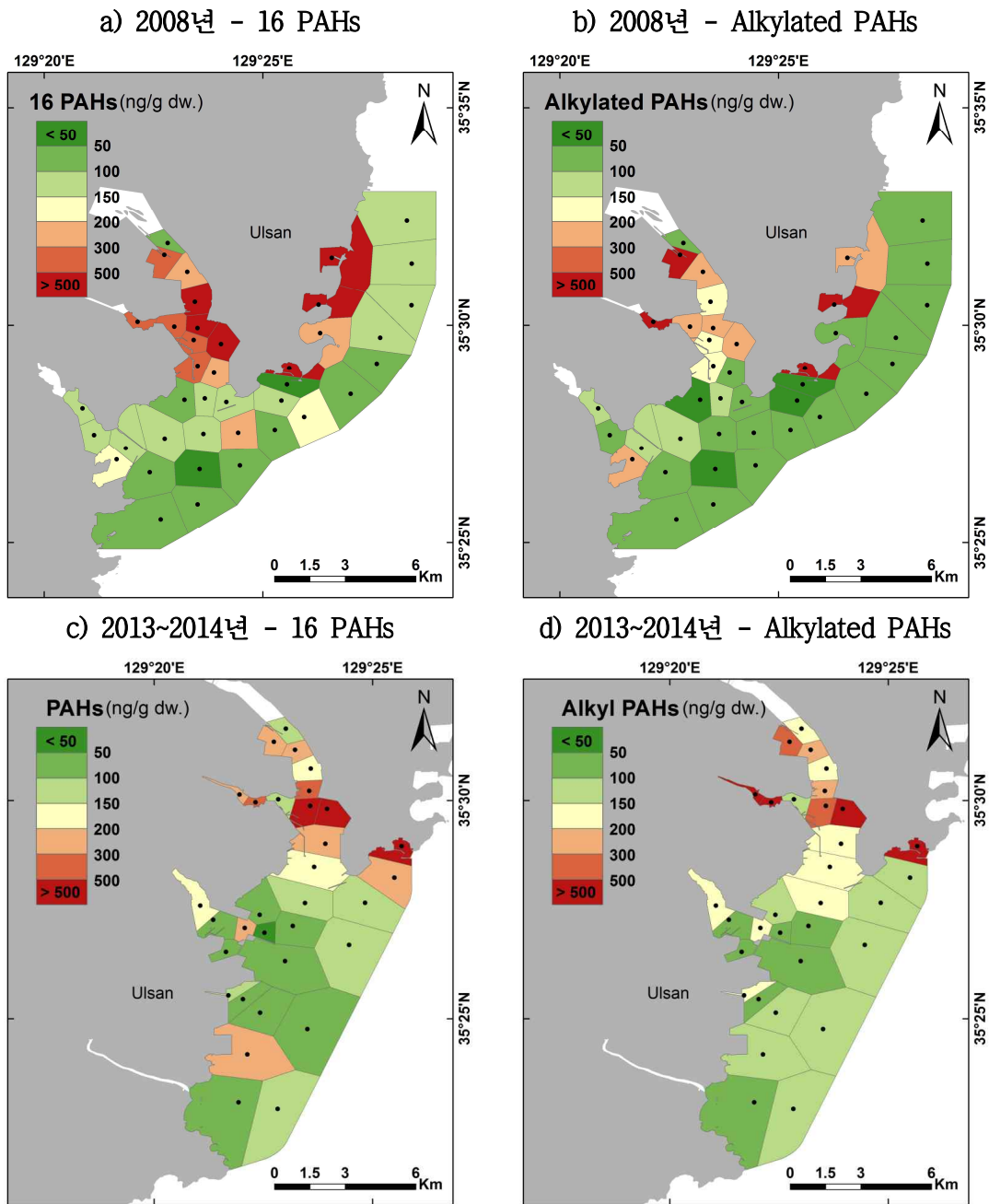


Figure 4-3-26. Comparison of spatial distributions of PAHs in surface sediment from Ulsan Bay surveyed in 2008 and this study.

3) 진해만 표층 퇴적물의 PAH 오염현황 및 분포

진해만 16개 정점에서의 표층 퇴적물 내 16 PAHs 농도범위는 10.2 ng/g에서 584 ng/g의 범위를 가지며, 평균은 126 ± 135 ng/g이다. 알킬 PAHs는 43.8~688 ng/g, 평균 179 ± 169 ng/g이다(Table 4-3-22).

Table 4-3-22. Summary of PAH concentrations in surface sediment from Jinhae Bay.

(단위: ng/g dry wt.)

	조사시기	정점수	최소 - 최대	평균 ± 편차	중간값
Σ 16종 PAHs	2015. 2	16	10.2 - 584	126 ± 135	87.8
Σ Alkyl PAHs	2015. 2	16	43.8 - 688	179 ± 169	135

진해만에서 정점에 따른 PAHs농도 분포를 보면, 진해만 중앙에 위치한 정점 J25에서 가장 높은 농도(16 PAHs: 584 ng/g; 알킬 PAHs: 688 ng/g)가 검출되었다. 다음으로 고현만에 위치한 J18에서 높은 알킬 PAHs(489 ng/g)가 검출되었다. 이러한 일부 정점을 제외하고, 총 16개 정점 중 14개 정점(87.5%)에서 200 ng/g이하로 나타났다(Fig. 4-3-27). 그리고 마산만과 행암만(J1, J2, J3, J5, J6)에 위치한 시료는 16 PAHs에 비해 알킬 PAHs가 전반적으로 높게 나타난다.

진해만 표층 퇴적물 내 PAH의 주된 오염원을 추론하기 위하여 조성 분포를 살펴보았다(Fig. 4-3-28). 진해만에서 나프탈렌계열과 벤젠링 4에서 6개의 합이 대부분 정점에서 높았다. 벤젠링 4개 이상의 고분자량의 PAHs는 연소에 의해 주로 생성되는 PAHs이다. 각 정점의 조성차이는 있으나, 연소기원 형태가 주된 오염원임을 반영하고 있다.

마산만 내만 J1에서는 알킬치환된 PAHs와 고분자량 PAHs가 혼재된 형태로 유류기원과 연소기원의 PAHs가 유입되고 있음을 시사한다. 원문만에 위치한 J16 정점은 고분자량이 높게 나타난 정점으로 연소기원의 영향이 주요한 유입원임을 보인다. J18과 J25 정점은 당해연도에 분석된 진해만 표층퇴적물 중에서 가장 높은 오염도를 보인 고현만과 진해만 중앙에 위치한 정점으로 알킬치환된 나프탈렌 계열이 높은 조성비를 보인다. 그리고 진해만에서 가장 낮은 오염수준을 보인 J8과 J20정점에서도 나프탈렌계열이 높은 조성비를 나타낸다(Fig. 4-3-29). 총 PAHs농도가 높은 정점과 낮은 정점에서 나프탈렌의 조성이 가지는 의미는 다르다. 높은 농도를 보인 정점에서는 높은 나프탈렌의 조성은 유류에서 기인한 영향을 반영하지만, 낮은 오염도를 보인 정점에서 나프탈렌 계열은 다른 PAHs화합물에 비해 용해도와 휘발성이 높아 상대적으로 조성비가 높게 나타나기 때문에 유류기원의 영향으로 보기는 어렵다. 진해만에서 주요 PAHs유입원은 연소로 생성된 PAHs이지만 일부 정점에서는 연소기원 영향과 동시에 유류에서 기인한 오염원이 혼재하는 패턴이

관찰되는 것으로 판단된다.

2010년에서 2012년까지 조사된 진해만 자료와 2015년 결과를 비교해보았다(Fig. 4-3-30). 이전 조사결과에서 16 PAHs는 12.4~2,426 ng/g (평균 208 ± 347 ng/g), 알킬 PAHs는 20.6~652 ng/g (평균 105 ± 85.3 ng/g)으로 나타났다(해양과학기술원, 2012). 이전 결과와 비교하면 16 PAHs는 10.2~584 ng/g (평균 125 ± 135 ng/g)으로 소폭 감소하였으며, 알킬 PAHs는 43.8~688 ng/g (평균 179 ± 169 ng/g)으로 소폭 증가한 양상이다.

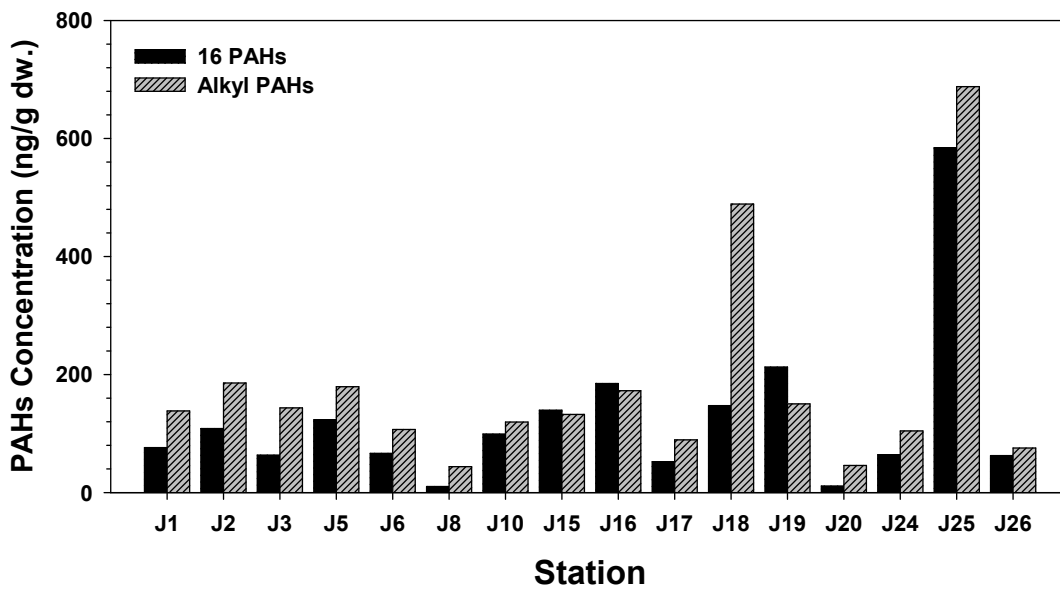


Figure 4-3-27. Distribution of PAHs in surface sediment from Jinhae Bay.

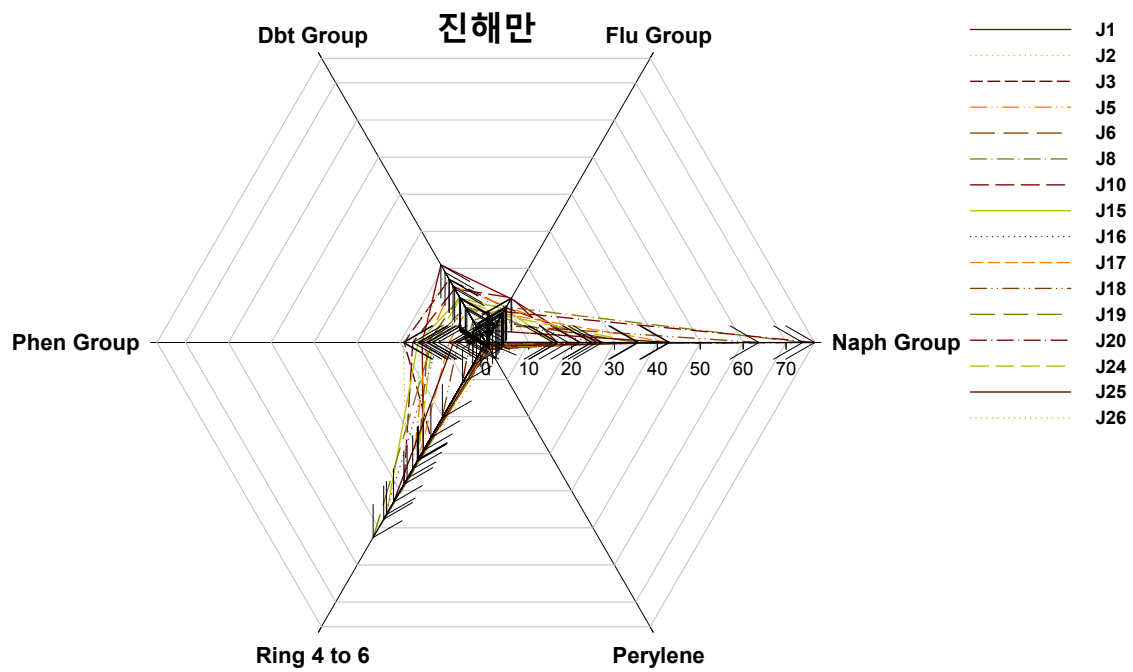


Figure 4-3-28. Radar graph of PAHs group analysis in surface sediment from Jinhae bay.

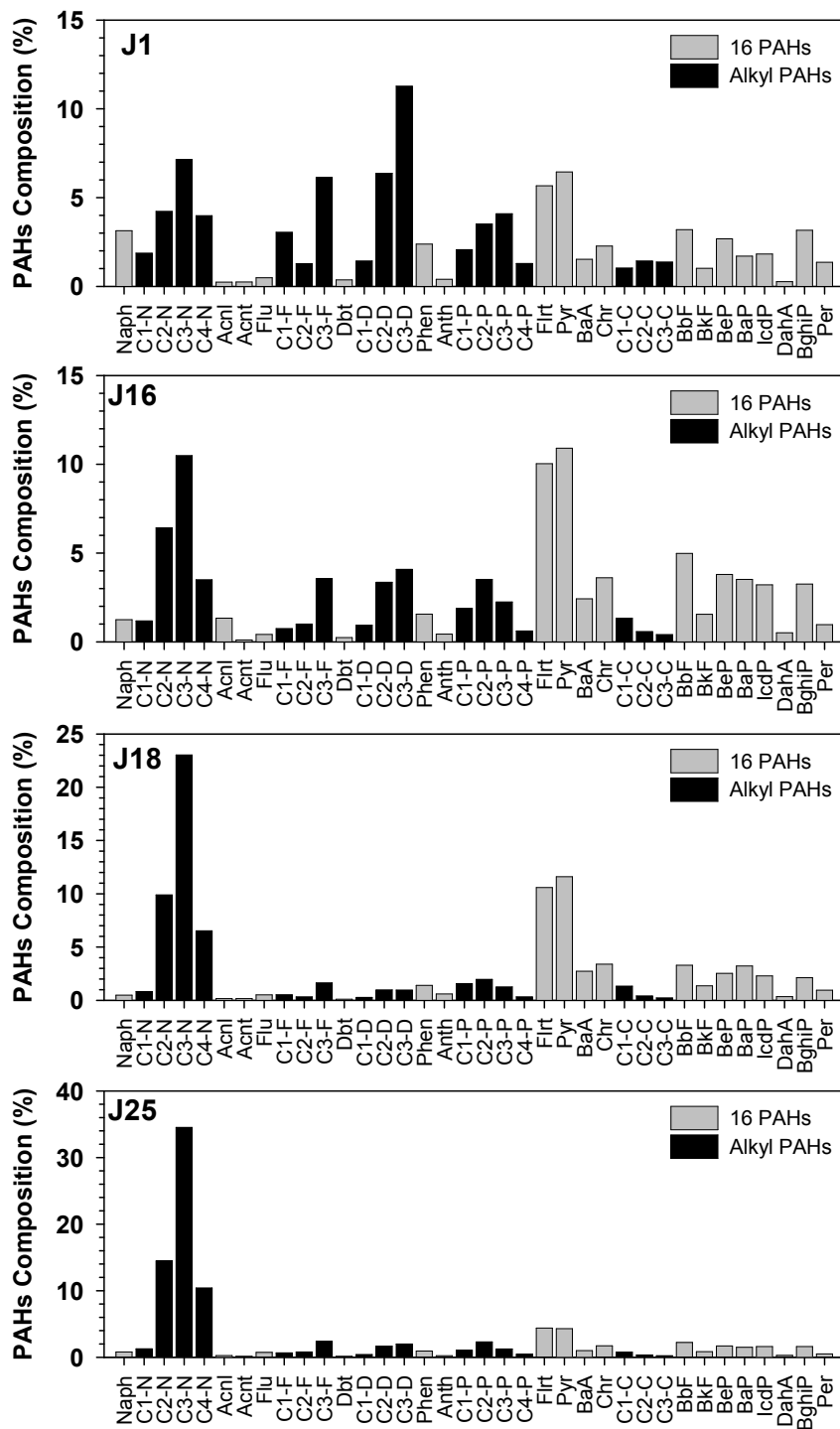
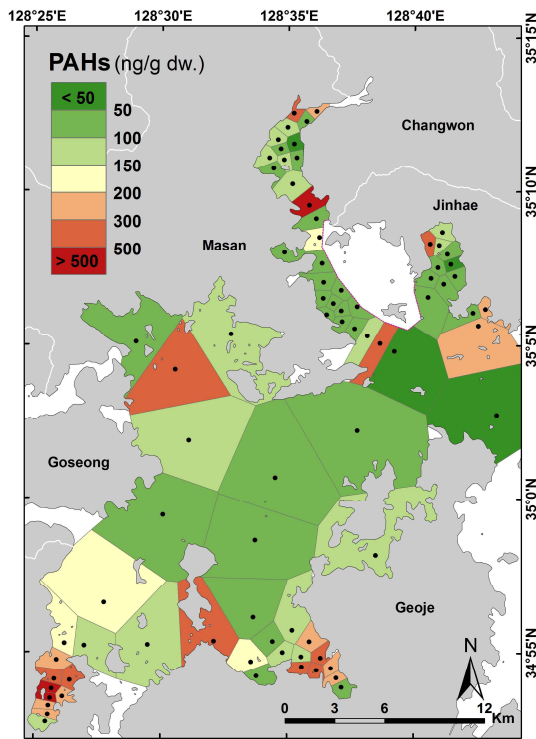
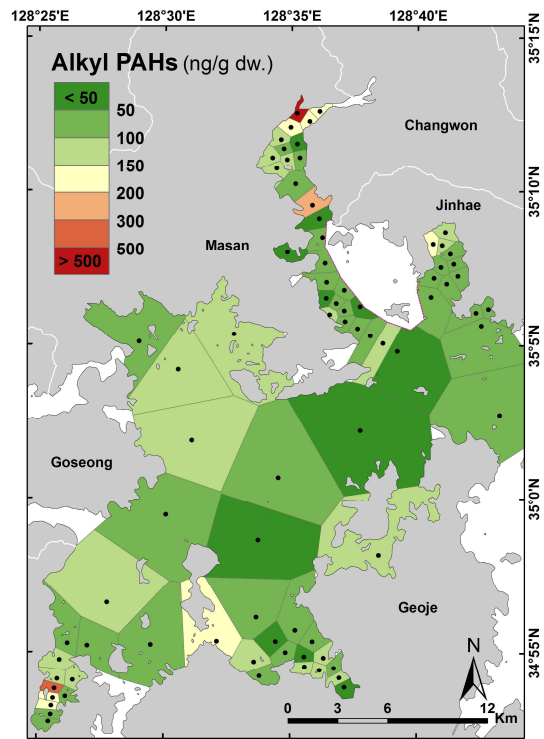


Figure 4-3-29. Composition profiles of PAHs in surface sediment from Jinhae Bay.

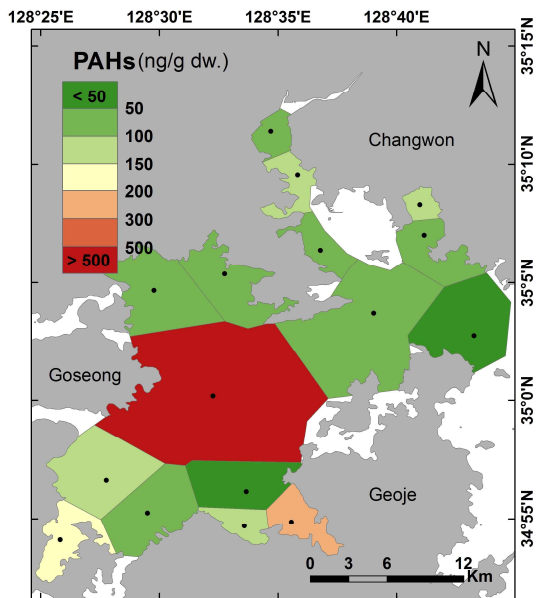
a) 2010~2012년 - 16 PAHs



b) 2010~2012년 - Alkylated PAHs



c) 2015년 - 16 PAHs



d) 2015년 - Alkylated PAHs

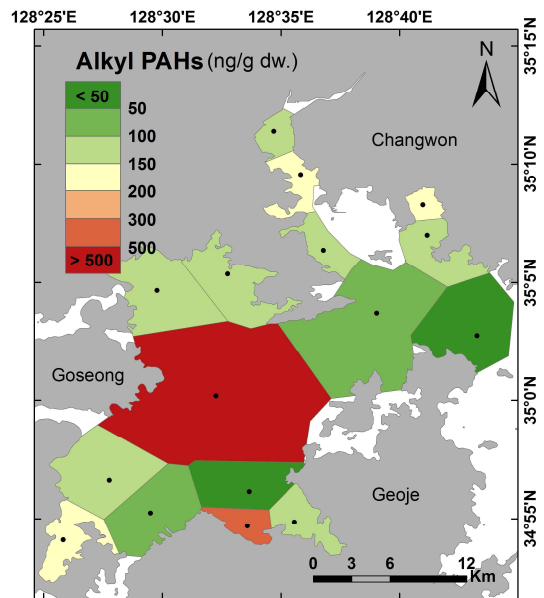


Figure 4-3-30. Comparison of spatial distributions of PAHs in surface sediment from Jinhae Bay surveyed in previous and this study.

나. 표층 퇴적물 내 PCB와 유기염소계 화합물의 오염현황 및 특성

PCBs, DDTs, CHLs, HCHs 등을 포함하는 유기염소계 화합물은 합성화합물로서 환경에서 잔류성이 크고 생물독성이 강한 대표적인 환경오염물질이다. 다수의 유기염소계 화합물이 UN-ECE와 UNEP 등의 국제기구에서 배출 감소 및 규제를 위한 우선적 오염물질로 규정되고 있다 (UN-ECE, 1998; UNEP, 1999).

유기염소계 화합물은 안정된 물리·화학적 성질을 가지고 있어 환경에 유입되면 장기간 잔류하게 된다. 또한 대부분의 지속성 유기염소계 화합물은 난분해성과 준휘발적 성향을 함께 지니고 있어 상당량이 대기를 통해 넓은 지역으로 확산 이동한다. 그 결과로서 이들 화합물이 사용된 바 없는 극지방 및 대양의 다양한 매질에서 검출되고 있다 (Iwata et al., 1993; Muir et al., 1995; Allen-Gil et al., 1997; Hargrave et al., 2000; Montone et al., 2001).

1) 부산해역/울산만/진해만 표층퇴적물의 PCB 오염현황

부산해역 37개 정점에서 채취한 퇴적물 시료 중 PCB 화합물의 농도 범위는 0.02~63.3 ng/g였으며, 평균값은 6.85 ± 12.6 ng/g으로 나타났다(Table 4-3-23). 표층퇴적물 내 PCB 화합물의 오염분포를 보면 소규모 조선소와 부산공동어시장 및 자갈치 시장이 인접한 B11에서 63.3 ng/g으로 가장 높게 나타났다고, 다음으로 부산항 내 B5-1과 다대포항 B15-1 정점에서 각각 39.3 ng/g, 28.5 ng/g으로 높게 검출되었다. 낙동강 주변 정점인 B19에서 0.02 ng/g으로 가장 낮게 검출되었다. 인구가 밀집하고 산업과 항만활동이 많은 부산항 주변(B5~B15-1, 평균값 12.3 ng/g)과 수영강 주변(B1~B4, 평균값 2.01 ng/g)이 낙동강하구(B16~B26, 0.44 ng/g)보다 상대적으로 높은 PCB 농도를 나타냈으며, 부산항 내측에서 외측으로(B5~B8, B11~B12-1) 갈수록 농도가 감소하는 경향을 나타냈다. 이는 선박활동이 많고 조선소가 위치한 부산항 내측이 주 오염원임을 의미한다(Fig. 4-3-31, 4-3-32).

부산항 해역의 PCBs 농도는 2000년 부산항 퇴적물 시료에서 검출된 평균 농도 57.9 ng/g와 2001~2007년에 채집한 퇴적물 시료에서 검출된 평균 농도 15 ng/g보다 낮아 점진적으로 감소하는 추세를 보였다(Hong et al., 2005; Choi et al., 2011).

Table 4-3-23. Summary of PCB concentrations in surface sediment from Busan coastal area.

(단위: ng/g dry wt.)

Compound	최소-최대	평균±편차	중간값
PCBs	0.02 - 63.3	6.85±12.6	1.32

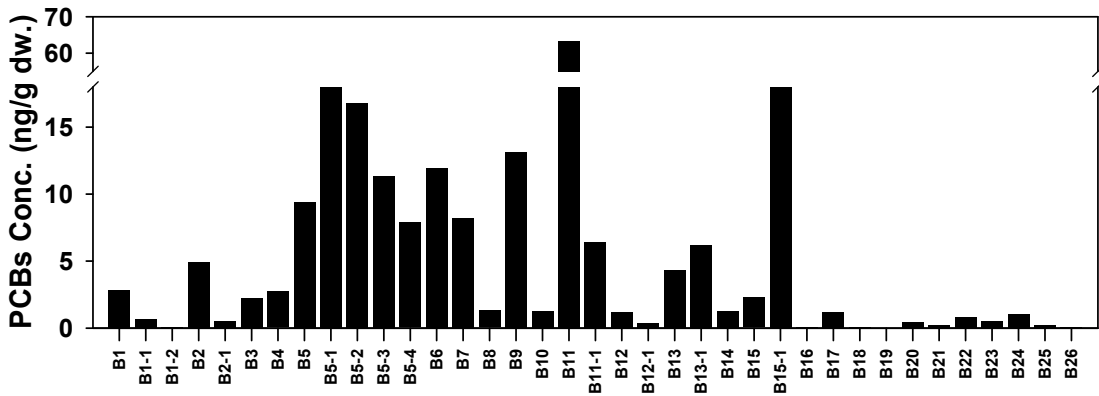


Figure 4-3-31. Distribution of PCBs in surface sediment from Busan coastal area.

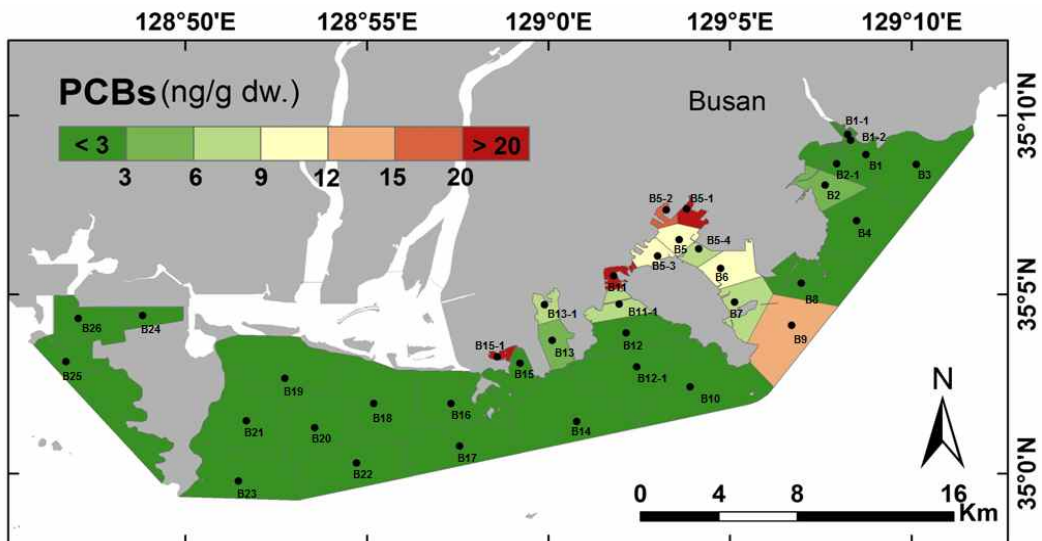


Figure 4-3-32. Distribution of PCBs in surface sediment from Busan coastal area.

울산만 32개 정점에서 채취한 퇴적물 시료 중 PCB 화합물의 농도범위는 0.1~85.5 ng/g였으며, 평균값은 8.72 ± 16.7 ng/g으로 나타났다(Table 4-3-24). 표층퇴적물 내 PCB 화합물의 오염분포를 보면 자동차, 화학 및 조선 산업이 발달한 정점(U3~U4-1)에서 상대적으로 높은 PCB 화합물의 농도를 나타냈다. 대도시인 울산시를 횡단하는 태화강 입구(U1)에서 상대적으로 낮은 농도 수준을 보였는데 이는 울산만의 경우 PCB 오염이 도시 활동보다는 오히려 산업 활동과 관련이 있음을 시사한다. 울산만 남쪽에 위치한 온산산업단지(U8~U13-1)에서는 내만보다 상대적으로 낮은 농도 수준을 나타냈다(Fig. 4-3-33, 4-3-34).

울산만 PCB 농도는 동일시기에 같이 조사된 부산해역보다 상대적으로 높은 농도로 나타났고, 2010~2012년에 조사된 진해만(평균값 1.81 ng/g)과 광양만(평균값 0.65 ng/g)보다는 약 4~13배 높은 농도를 나타냈다(한국해양과학기술원, 2013). 울산만에서의 PCB 오염도가 다른 지역(진해만, 광양만, 부산해역)에 비해 높아 지속적인 관리가 필요한 것으로 사료된다.

Table 4-3-24. Summary of PCB concentrations in surface sediment from Ulsan Bay.

(단위: ng/g dry wt.)

Compound	최소-최대	평균±편차	중간값
PCBs	0.1 - 85.5	8.72 ± 16.7	2.43

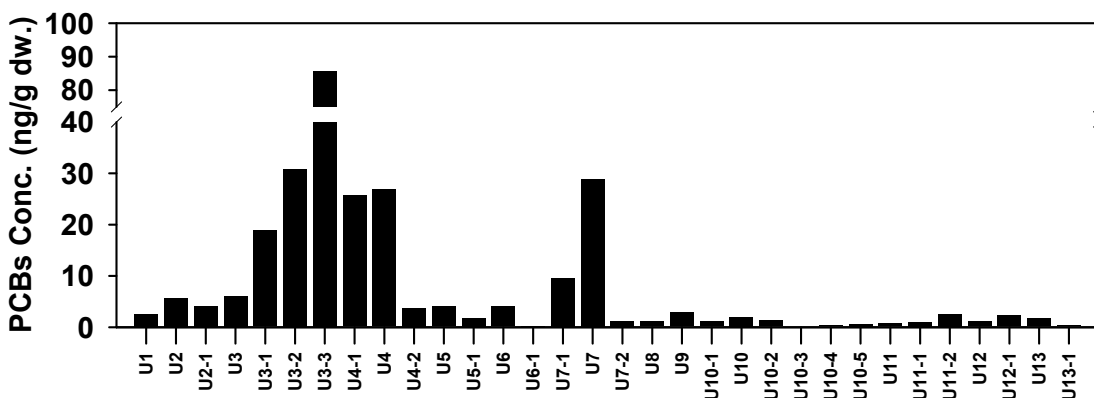


Figure 4-3-33. Distribution of PCBs in surface sediment from Ulsan Bay.

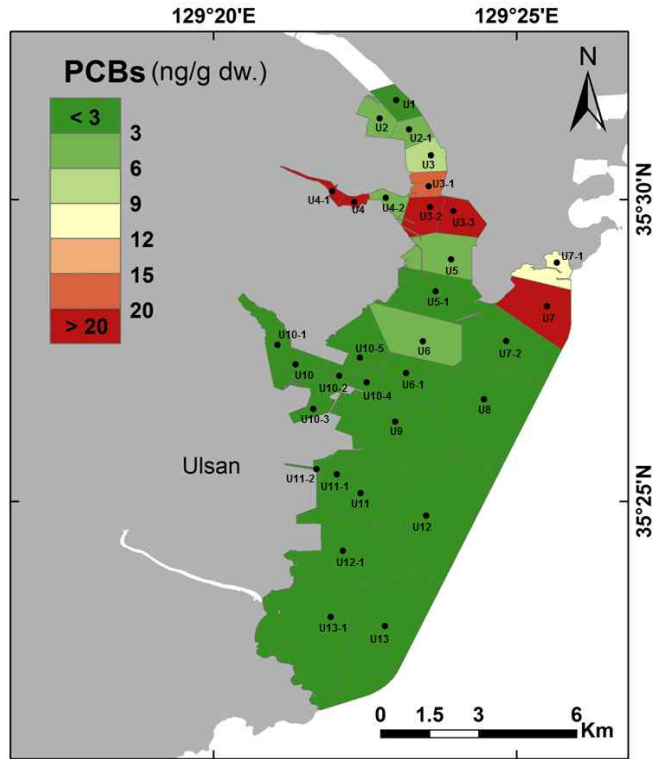


Figure 4-3-34. Distribution of PCBs in surface sediment from Ulsan Bay.

진해만 16개 공통정점에서 채취한 퇴적물 시료 중 PCB 화합물의 농도범위는 미검출~1.63 ng/g였으며, 평균값은 0.44 ± 0.52 ng/g으로 나타났다(Table 4-3-25). 정점별 PCBs 화합물의 오염분포를 보면 내만에 위치한 정점(J1, J2, J5)에서 상대적으로 높은 농도를 나타냈고, 다음으로 하수종말처리장 방류구가 위치한 J3에서 높은 농도를 보였다. 내만에서 외측으로 갈수록 감소하는 경향을 보여 대도시, 주거생활, 산업활동이 활발한 내측이 주요오염원으로 나타났다. 마산만과 행암만을 제외한 나머지 정점에서는 0.5 ppb 이하로 낮은 농도를 나타내어 특이한 공간분포를 보이지 않았다(Fig. 4-3-35, Fig. 4-3-36).

진해만 공통정점 PCBs 농도를 이전 연구자료와 비교하여 볼 때 2010년 공통정점 퇴적물 시료에서 검출된 평균 농도 1.36 ng/g 보다 낮아 점진적으로 감소하는 추세를 보였다(한국해양연구원, 2013).

Table 4-3-25. Summary of PCB concentrations in surface sediment from Jinhae Bay.

(단위: ng/g dry wt.)

Compound	최소-최대	평균±편차	중간값
PCBs	미검출 - 1.63	0.44±0.52	0.22

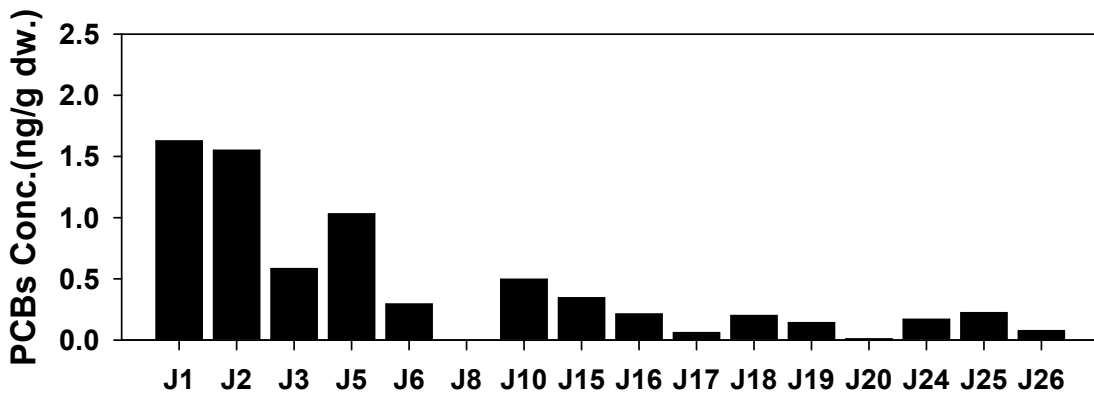


Figure 4-3-35. Distribution of PCBs in surface sediment from Jinhae Bay.

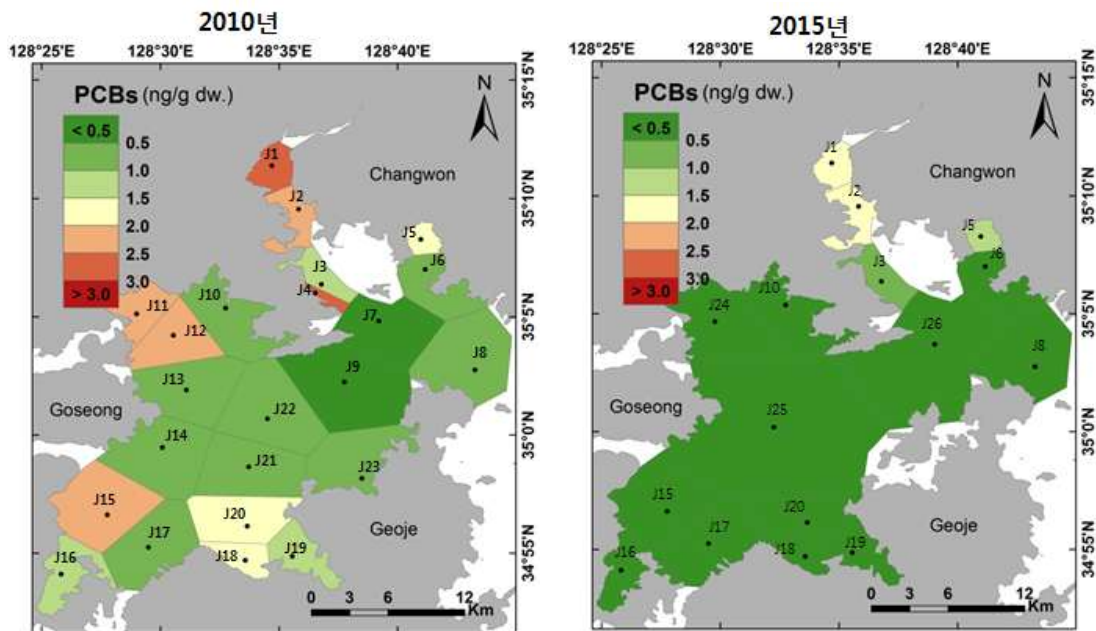


Figure 4-3-36. Comparison of spatial distribution of PCBs in surface sediments from Jinhae Bay surveyed in 2010 and 2015.

2) 부산해역/울산만/진해만 표층퇴적물의 PCB 조성

부산해역 표층퇴적물 중 PCB 화합물의 homologue 구성비를 보면 Hepta-CB가 28%로 가장 많은 비중을 차지하였고, Hexa-CB와 Penta-CB가 25%, 21%로 나타났다. Tetra-, Tri-, Octa-CBs가 그 다음 순으로 나타났고, Di-, Nona-, Deca-CBs는 합쳐서 4% 미만으로 낮은 비중을 차지하였다.

울산만과 진해만의 PCB 화합물의 평균 조성을 살펴보면 Hexa-CB가 가장 높은 비중인 각각 34.9%, 35%를 차지하였고, 뒤를 이어 Hepta, Penta, Tetra-CB 순으로 나타났다. 유사한 연구결과가 2010년에 발표된 논문에서도 나타났는데(Hong et. al., 2010) 이와 같은 조성비는 과거에 상업적으로 유통된 PCBs 혼합물에 의해 기인된 것으로 PCBs 혼합물이 환경에 의해 분해되고 풍화된 결과로 해석된다(Fig. 4-3-37).

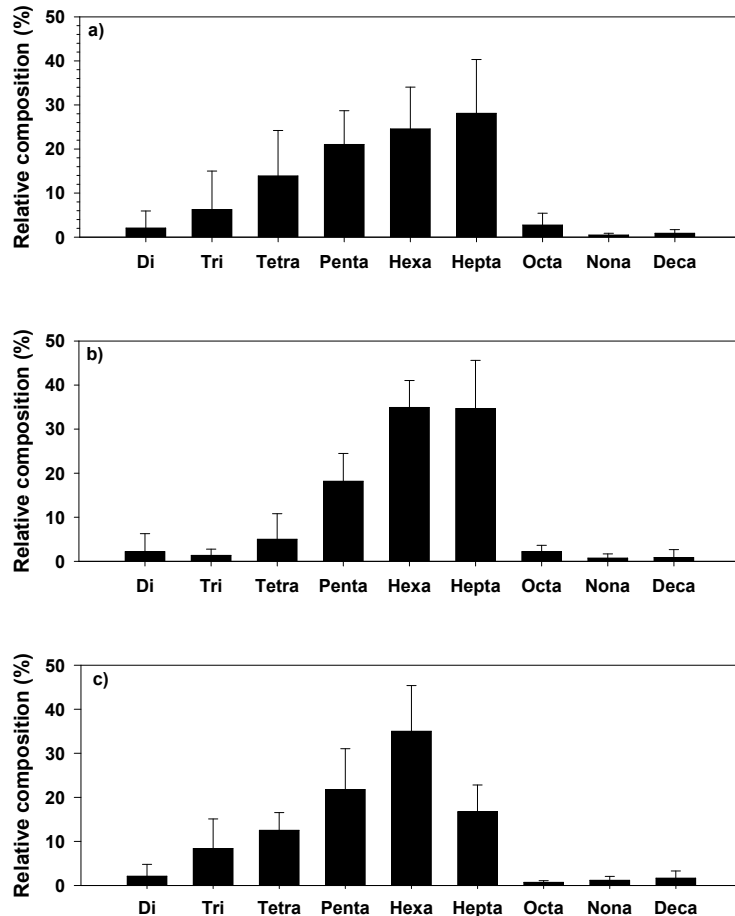


Figure 4-3-37. Relative composition of PCB homologues in surface sediment from a) Busan coastal area, b) Ulsan Bay and c) Jinhae Bay.

3) 부산해역/울산만/진해만 표층퇴적물의 유기염소계 농약의 오염현황

부산해역 37개 퇴적물 정점에서의 DDTs, HCHs CHLs 농도범위는 각각 미검출~133 ng/g, 미검출~3.74 ng/g, 미검출~0.23 ng/g이었고, 평균값은 8.62 ± 23.1 ng/g, 0.32 ± 0.63 ng/g, 0.03 ± 0.05 로 나타났다(Table. 4-3-26).

DDT 화합물의 공간분포를 보면 부산항 내측(B5~B5-4, B11, B11-1)과 감천항(B13-1), 다대항(B15-1)에서 상대적으로 높은 농도로 검출되었고, PCB 화합물과 유사하게 전반적으로 부산항 내측에서 높고 바깥쪽으로 갈수록 감소하는 양상을 보였다(Fig. 4-3-38, 4-3-39).

HCH 화합물의 공간분포를 보면 B11 정점에서 3.74 ng/g으로 가장 높게 검출되었고, 다음으로 B6, B13 정점에서 상대적으로 높은 농도를 나타냈다. 전체적으로 특이한 공간 분포를 보이지 않았다.

CHL 화합물의 공간분포를 보면 DDT 화합물과 유사하게 부산항 내측에서 높은 농도로 검출되었고, 보편적으로 모든 정점에서 대체로 낮은 농도를 나타냈다. HCB, Dieldrin, Endrin 화합물의 농도는 각각 미검출~0.52 ng/g(평균값 0.07 ng/g), 미검출~0.16 ng/g(평균값 0.03 ng/g), 미검출~0.39 ng/g(평균값 0.04 ng/g)의 범위를 나타냈다.

2001년에 부산해역에서 조사된 DDTs(평균 35.2 ng/g), HCHs(평균 1.57 ng/g), CHLs(평균 1.10 ng/g) 자료를 비교하면 점진적으로 감소하는 추세를 보였다(해양수산부, 2001).

Table 4-3-26. Summary of OCP concentrations in surface sediment from Busan coastal area.

(단위: ng/g dry wt.)

Compound	최소-최대	평균±편차	중간값
DDTs	미검출 - 133	8.62 ± 23.1	1.01
HCHs	미검출 - 3.74	0.32 ± 0.63	0.16
CHLs	미검출 - 0.23	0.03 ± 0.05	0.01

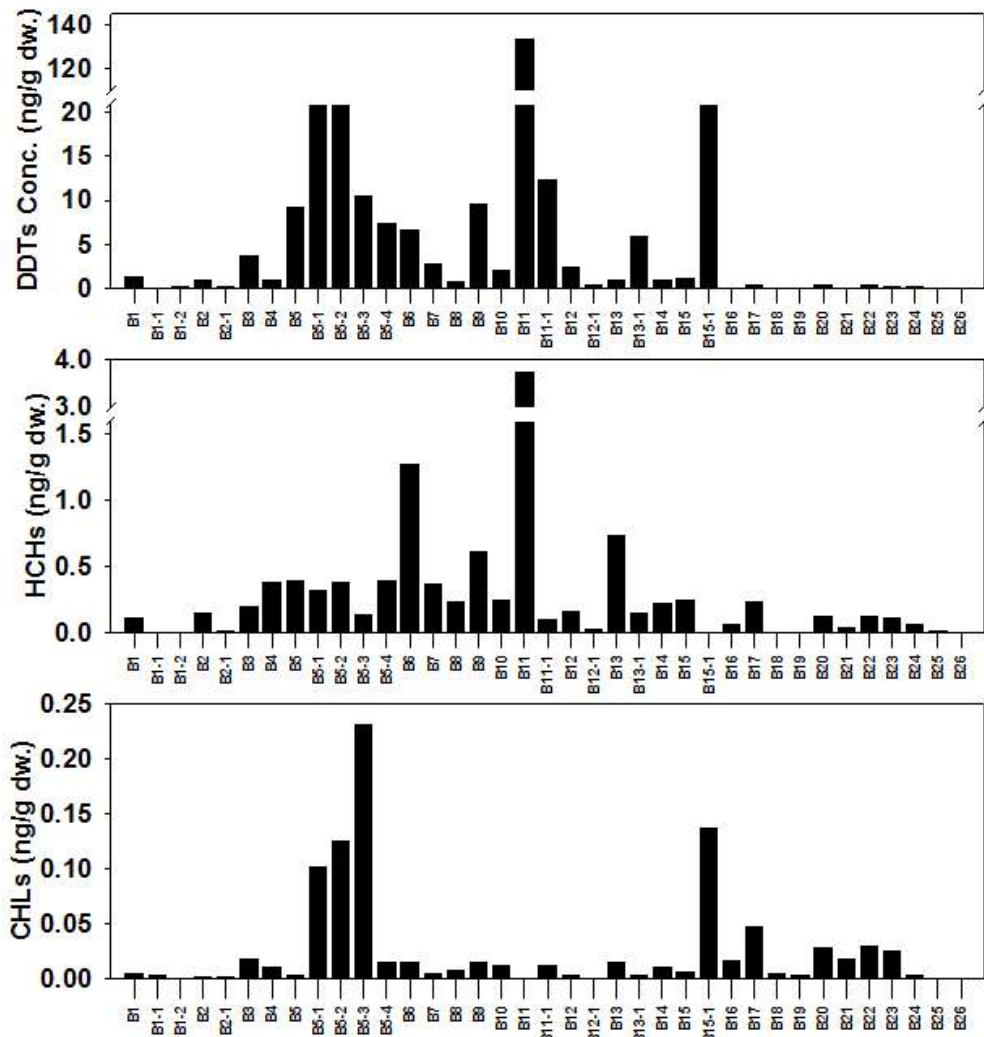


Figure 4-3-38. Distribution of DDTs, HCHs and CHLs in surface sediments from Busan coastal area.

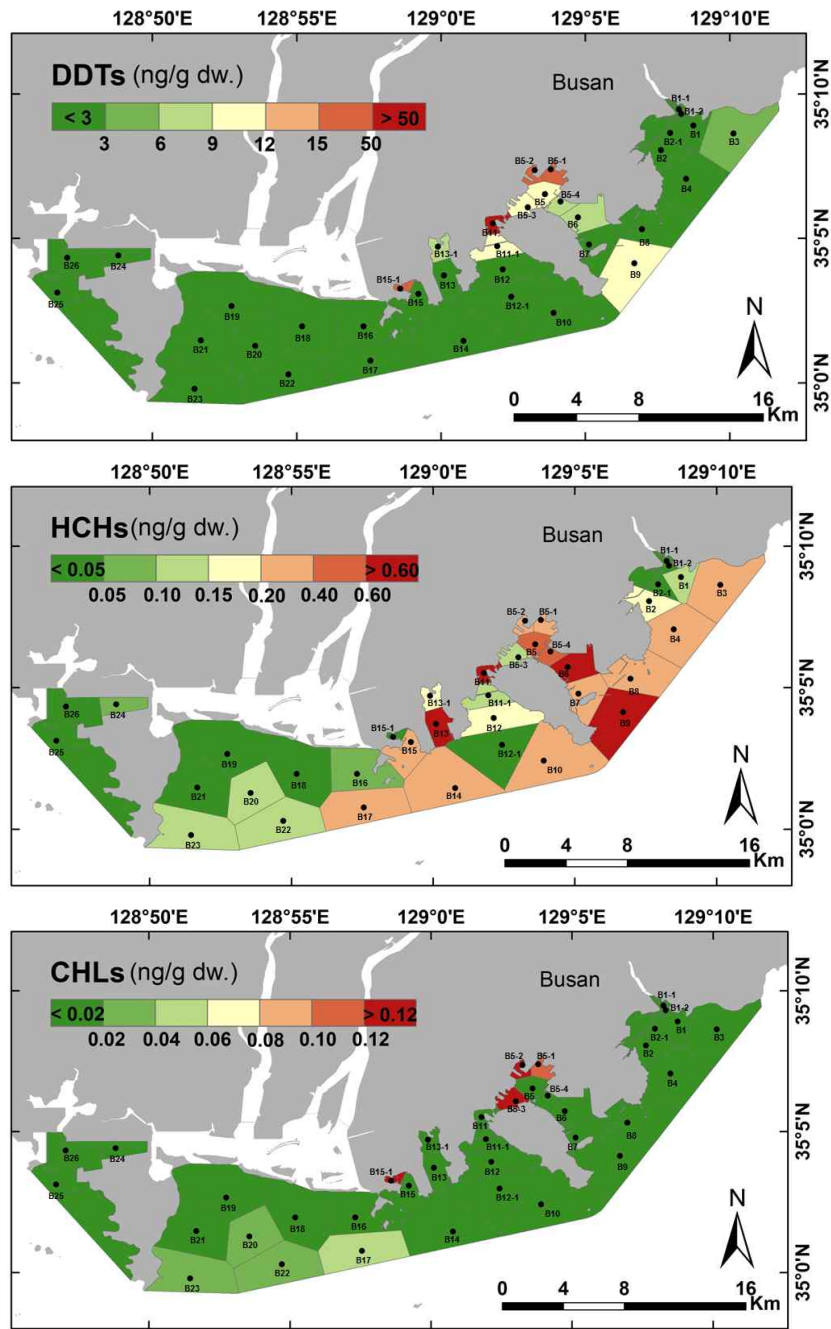


Figure 4-3-39. Distribution of DDTs, HCHs and CHLs in surface sediments from Busan coastal area.

울산만 32개 퇴적물 정점에서의 DDTs, HCHs, CHLs 농도범위는 각각 0.04~53.9 ng/g, 미검출~0.51 ng/g, 미검출~0.05 ng/g이었고, 평균값은 2.8 ± 9.45 ng/g, 0.1 ± 0.11 ng/g, 0.01 ± 0.01 ng/g로 나타났다(Table. 4-3-27).

DDT 화합물의 공간분포를 보면, U3-3에서 53.9 ng/g으로 가장 높은 농도로 나타났고, 뒤를 이어 U9, U10-2 정점 등에서 상대적으로 높은 농도를 나타냈다. 울산만 DDT 화합물의 농도는 동일시기에 조사된 부산해역보다 상대적으로 높은 값을 나타냈다(Fig. 4-3-40, 4-3-41).

HCH 화합물과 CHL 화합물은 장생포 부근 정점인 U4에서 각각 0.51 ng/g, 0.05 ng/g으로 가장 높게 검출되었고, 보편적으로 모든 정점에서 낮은 농도를 나타냈으며, 전체적으로 특이한 공간 분포를 보이지 않았다.

2001년에 부산해역에서 조사된 DDTs(평균 4.83 ng/g), HCHs(평균 0.77 ng/g), CHLs(평균 0.20 ng/g) 자료와 비교하면 점진적으로 감소하는 추세를 보였다(해양수산부, 2001).

Table 4-3-27. Summary of OCP concentrations in surface sediment from Ulsan Bay.

(단위: ng/g dry wt.)

Compound	최소-최대	평균±편차	중간값
DDTs	0.04 - 53.9	2.8±9.45	0.74
HCHs	미검출 - 0.51	0.1±0.11	0.06
CHLs	미검출 - 0.05	0.01±0.01	0.005

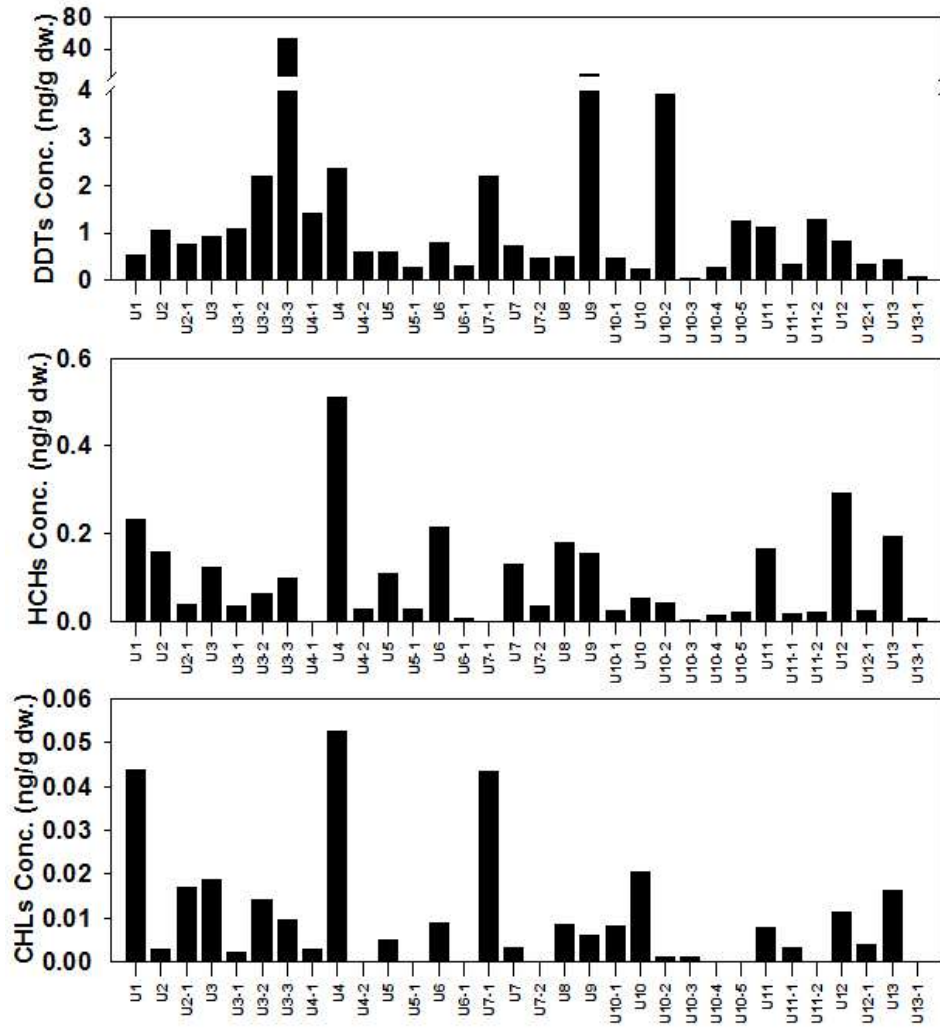


Figure 4-3-40. Distribution of DDTs, HCHs and CHLs in surface sediments from Ulsan Bay.

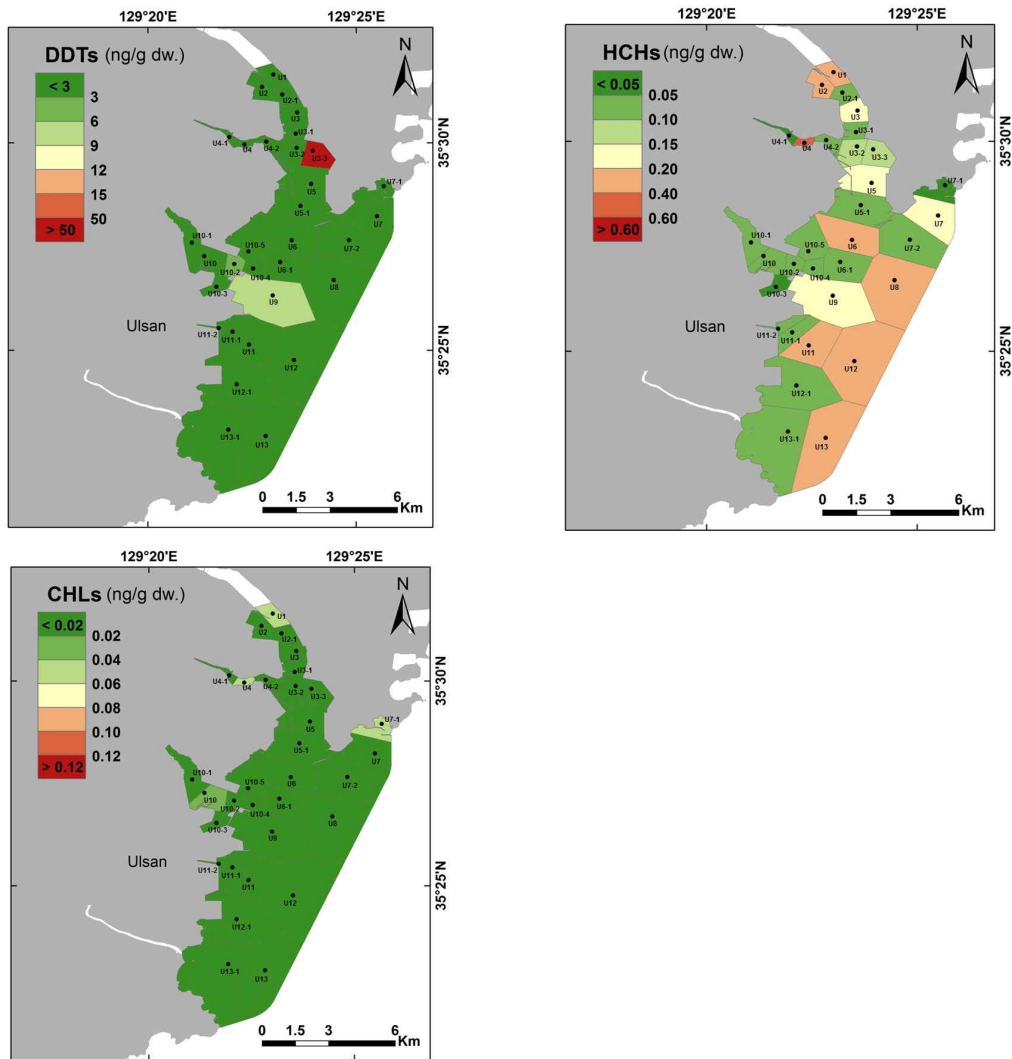


Figure 4-3-41. Distribution of DDTs, HCHs and CHLs in surface sediments from Ulsan Bay.

진해만 16개 퇴적물 정점에서의 DDTs, HCHs, CHLs 농도범위는 각각 0.05~3.19 ng/g, 미검출~0.04 ng/g, 미검출~0.09 ng/g이었고, 평균값은 0.75 ± 0.85 ng/g, 0.02 ± 0.01 ng/g, 0.03 ± 0.03 ng/g로 나타났다(Table. 4-3-28).

DDT 화합물의 공간분포를 보면, J3에서 3.19 ng/g으로 가장 높은 농도로 나타났고, 뒤를 이어 J26, J5 정점 등에서 상대적으로 높은 농도를 나타냈다. PCBs와 유사하게 인구활동 및 산업활동이 활발한 내측에서 상대적으로 높은 농도 분포 보였다(Fig. 4-3-42).

HCH 화합물과 CHL 화합물은 행암만 내측 정점인 J5와 진해만 해역 중간에 위치한 정점 J25에서 각각 0.04 ng/g, 0.09 ng/g으로 가장 높게 검출되었고, 보편적으로 모든 정점에서 낮은 농도를 나타냈으며, 전체적으로 특이한

공간 분포를 보이지 않았다.

2010년에 진해만 공통정점에서 조사된 DDTs(평균 0.9 ng/g), HCHs(평균 0.11 ng/g), CHLs(평균 0.06 ng/g) 자료와 비교하면 점진적으로 감소하는 추세를 보였다(한국해양과학기술원, 2013).

Table 4-3-28. Summary of OCP concentrations in surface sediment from Jinhae Bay.

(단위: ng/g dry wt.)

Compound	최소-최대	평균±편차	중간값
DDTs	0.05 - 3.19	0.75±0.85	0.47
HCHs	미검출 - 0.04	0.02±0.01	0.02
CHLs	미검출 - 0.09	0.03±0.03	0.03

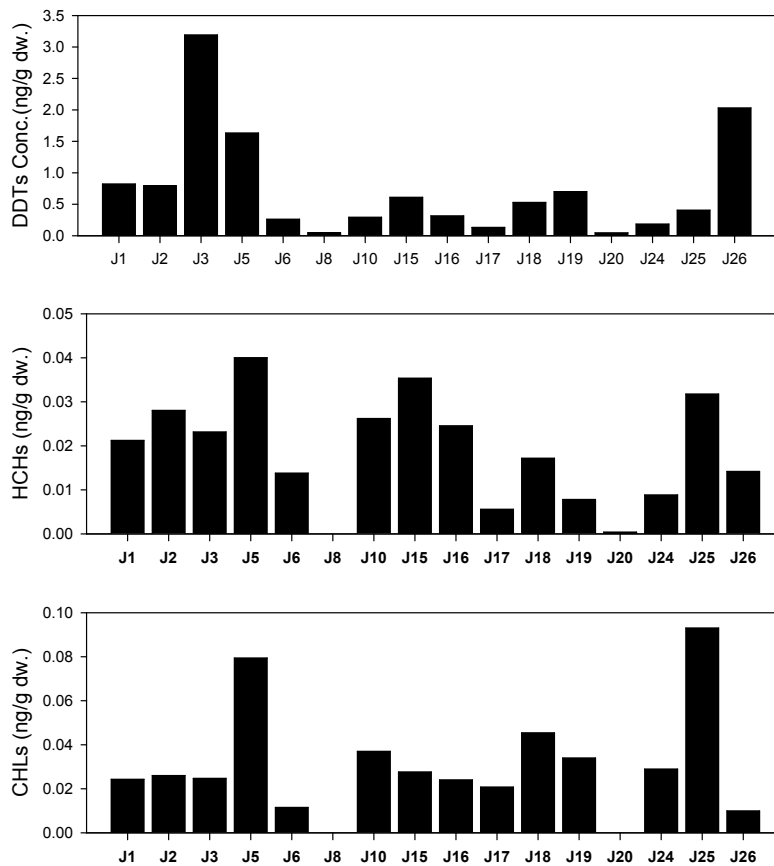


Figure 4-3-42. Distribution of DDTs, HCHs and CHLs in surface sediments from Jinhae Bay.

4) 부산해역/울산만/진해만 표층퇴적물의 유기염소계 농약의 조성

부산해역 표층퇴적물 중 DDT 화합물의 이성질체 및 대사산물의 구성비는 p,p'-DDD가 33%, p,p'-DDT가 32%, p,p'-DDE가 21%로 나타났고, 그 외 세 가지 이성질체의 구성비 합은 15% 미만으로 나타났다. 울산만의 구성비는 p,p'-DDT가 32%, p,p'-DDD가 29%, p,p'-DDE가 21%로 나타났다. 진해만은 p,p'-DDE가 46%, p,p'-DDT가 25%, p,p'-DDD가 16%로 나타났다. 대체로 분해산물인 DDD와 DDE의 조성비가 높게 나타나고 있어, 과거에 유입된 DDT가 환경에서 상당량 분해되었고 새로운 유입은 제한적인 것으로 해석된다. 울산만에서 모화합물인 p,p'-DDT가 부산해역과 진해만에 비해 상대적으로 높은 조성을 보였다. 한편, 진해만에서 가장 높은 DDT 농도를 보인 정점 J3, J26에서는 p,p'-DDT가 총 DDTs의 85%를 차지하고 있었고, 이는 해당 지역에 최근 DDT의 유입 가능성을 시사한다(Fig. 4-3-43).

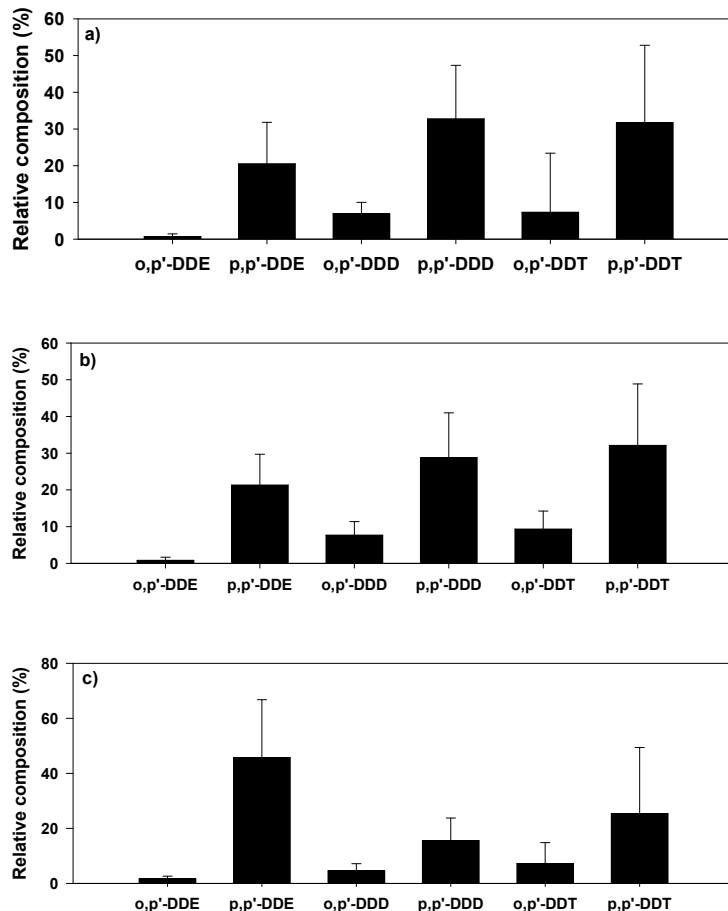


Figure 4-3-43. Relative compositions of DDTs in surface sediment from a) Busan coastal area, b) Ulsan Bay and c) Jinhae Bay.

부산해역의 HCH 화합물의 이성질체 조성비를 보면 γ -HCH가 36%, α -HCH가 27%, β -HCH가 23%, δ -HCH가 14%로 나타났고, 울산만과 진해만은 β -HCH가 각각 41%, 67%로 가장 높은 조성을 차지하고 있었으며, γ -HCH가 33%, 13.6%, α -HCH가 21%, 13.9%의 조성비를 각각 나타내었다(Fig. 4-3-44). HCH 화합물은 HCH의 동위체가 혼합된 technical HCH와 γ -HCH를 정제화한 린단(Lindane)으로 생산되어 사용되어왔다. Technical HCH내 동위체들의 구성은 다음과 같다(Walker et al., 1999); α -HCH(55-80%), β -HCH(5-14%), γ -HCH(8-15%), δ -HCH(2-16%), ϵ -HCH(3-5%). Technical HCH내 α -HCH의 구성비가 높음에도 불구하고 α -HCH는 상대적으로 높은 휘발성을 가지며 분해가 빨라 환경 중의 지속성이 낮다. 반면, β -HCH는 α -HCH와 γ -HCH에 비해 지속성이 높다. 부산해역에서의 γ -HCH의 상대적으로 높은 조성은 최근 린단의 유입이 있었음을 시사한다. 린단은 살충제로서의 사용이 1970년대 후반 이후 규제되고 있음에도 불구하고, 린단이 포함된 샴프 타입의 이(lice) 제거액이 약국 등에서 현재까지도 시판되고 있음을 확인한 바 있다. 울산만과 진해만의 경우 부산해역과 다르게 지속성이 강한 β -HCH가 상대적으로 높은 조성을 나타내고 있어, 신규 유입은 제한적인 것으로 추정된다.

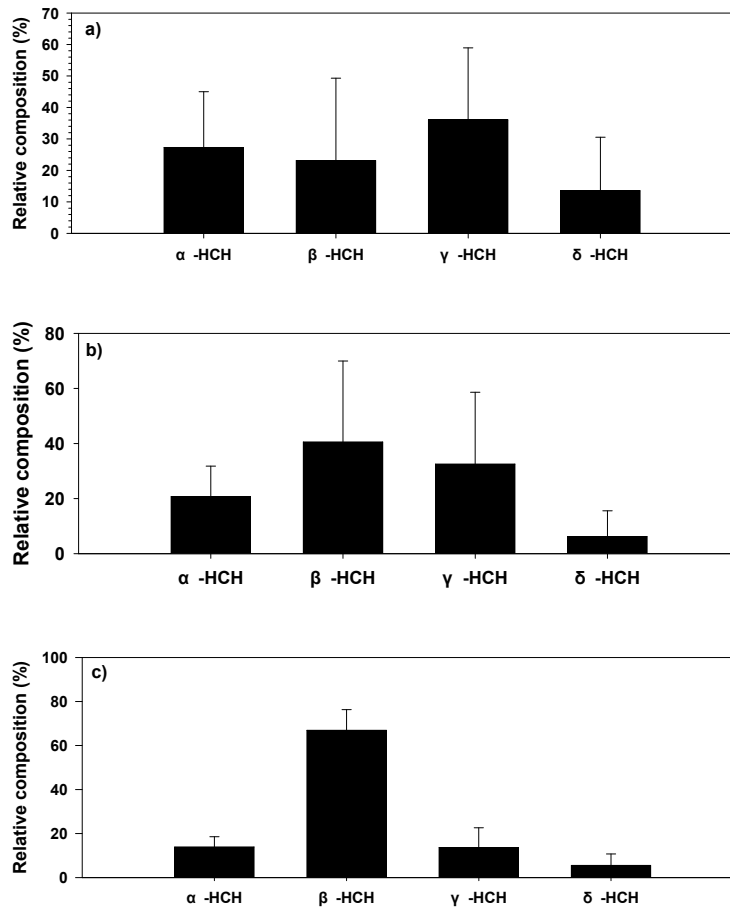


Figure. 4-3-44. Relative compositions of HCHs in surface sediment from a) Busan coastal area, b) Ulsan Bay and c) Jinhae Bay.

부산해역 퇴적물 중 CHL 화합물의 구성비를 보면 trans-nonachlor, γ -chlordane, α -chlordane 화합물이 각각 58%, 18%, 18%로 나타났고, 울산만은 trans-nonachlor, γ -chlordane, α -chlordane 화합물이 각각 53%, 25%, 17%로 두 해역이 유사한 조성비를 나타냈다. 반면 진해만의 경우, γ -chlordane이 62%로 가장 높은 조성을 보였고, 다음으로 trans-nonachlor와 γ -chlordane이 각각 15.9%, 15.5%의 조성을 나타냈다(Fig. 4-3-45). 140여개의 화합물로 구성된 technical chlordane에는 α -chlordane, γ -chlordane, heptachlor, trans-nonachlor, cis-nonachlor가 각각 $24 \pm 2\%$, $19 \pm 3\%$, $10 \pm 2\%$, $7 \pm 3\%$, and $7 \pm 1\%$ 가 함유되어 있다(Iwata et al., 1993). 일반적으로 trans-nonachlor와 γ -chlordane의 비(N/C ratio)를 이용하여 유입경로 및 오

염 진행상황을 판단하는 비교 값으로 사용하며, N/C ratio가 0.45 보다 낮을 경우 최근 유입이 있는 것으로 예측한다. 이는 trans-nonachlor가 농약 중 함량이 γ -chlordane에 비해 적으나, 난분해적 성향이 상대적으로 강하여, 오래된 퇴적층에서는 그 값이 높게 검출되는 것이다. 본 연구지역의 경우, 부산해역은 두 화합물이 모두 검출된 8개 정점의 N/C비는 평균 0.75로 나타났고, 울산만은 모두 검출된 4개 정점의 N/C비가 평균 0.46로서, 두해역 모두 최근 유입은 없는 것으로 판단된다. 반면 진해만의 경우, 두 화합물이 모두 검출된 12개 정점의 N/C비가 평균 0.3로서, 최근 유입의 가능성을 시사하고 있으나 두 화합물의 농도 모두 상당히 낮은 수준이었다.

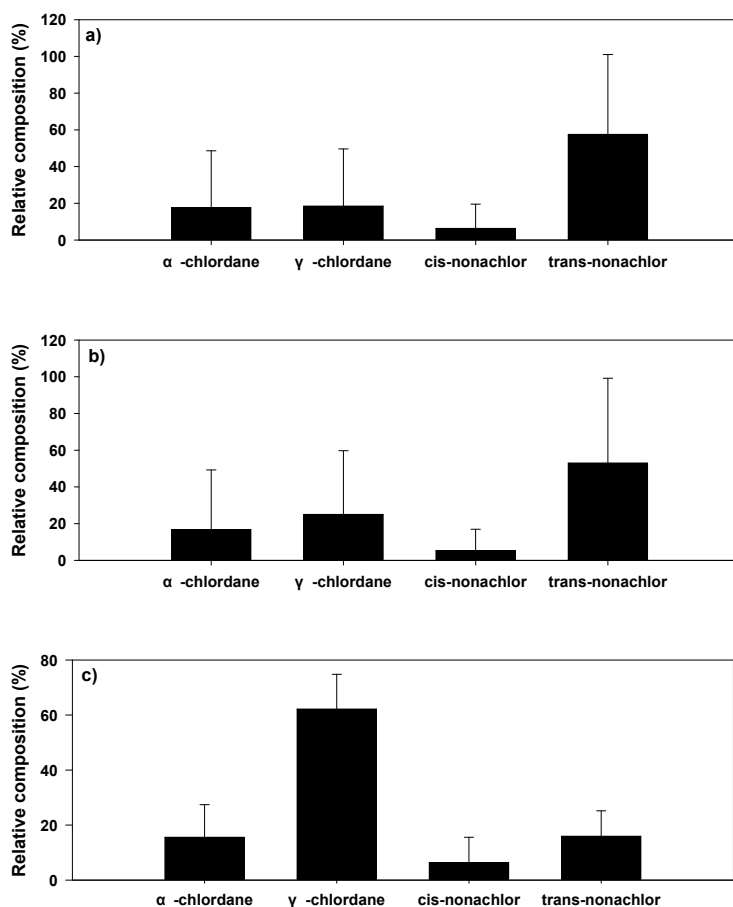


Figure 4-3-45. Relative compositions of CHLs in surface sediment from a) Busan coastal area, b) Ulsan Bay and c) Jinhae Bay.

다. 표층 퇴적물 내 PBDE 화합물의 오염현황 및 특성

1) 부산해역/울산만/진해만 표층퇴적물의 PBDEs 오염현황

PBDE 화합물은 브롬계 난연제의 일종으로서 플라스틱, TV, 건축자재, 직물 등에 광범위하게 사용되어왔다. 국내 PBDE 사용량은 1993년 16,800 톤에서 2004년 69,000 톤으로 급속히 증가하였으며, 총 브롬계 난연제 사용량의 54%에 달한다(Cischem, 2005). 2009년 이후 Penta-, Octa-BDE 혼합물이 스톡홀름 조약의 우선적 규제대상물질 목록에 포함되어 국제적 규제대상물질이 되었다.

부산해역에서의 표층퇴적물 내 PBDE 화합물의 농도범위는 0.34~126 ng/g 이며 평균값은 19.5±30.6 ng/g로 나타났다(Table. 4-3-29). PCB 화합물과 마찬가지로 부산항(B5~B9, B11~B12-1) 내측에서 바깥쪽으로 갈수록 점차 감소하는 양상을 보였고, B5-4와 B5-3에서 각각 126 ng/g, 123 ng/g으로 가장 높은 농도를 나타냈다. 전반적으로 부산항 내 정점(B5~B6)에서 높은 농도를 나타냈으며, 다음으로 수영강의 영향을 받는 정점 B1에서 41.4 ng/g으로 높은 농도로 검출되고 있다(Fig. 4-3-46, 4-3-47). 이와 같은 PBDE의 패턴은 대형조선소 및 선박활동과 더불어 수영강이 주 오염원이 되고 있음을 시사한다.

Table 4-3-29. Summary of PBDE concentrations in surface sediment from Busan coastal area.

(단위: ng/g dry wt.)

Compound	최소-최대	평균±편차	중간값
Σ PBDEs	0.34 - 126	19.5 ± 30.6	6.32

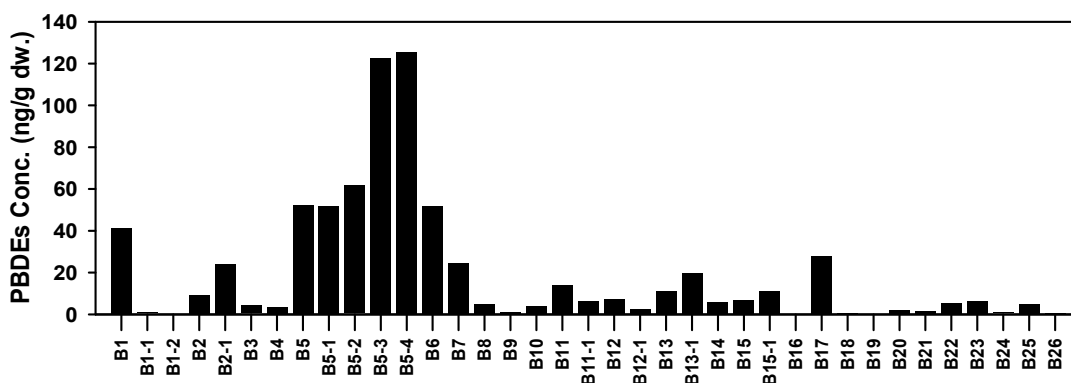


Figure 4-3-46. Distribution of PBDEs in surface sediment from Busan coastal area.

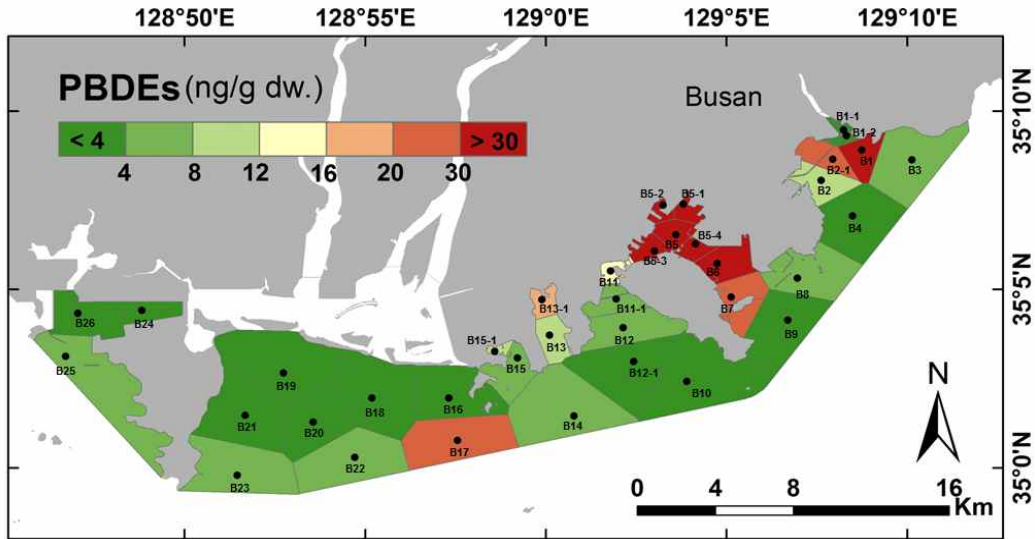


Figure 4-3-47. Distribution of PBDEs in surface sediment from Busan coastal area.

울산만에서의 표층퇴적물 내 PBDE 화합물의 농도범위는 0.5~49 ng/g이며 평균값은 8.13 ± 9.28 ng/g로 나타났다(Table. 4-3-30). 정점별 PBDE 화합물의 오염분포를 보면 비철금속류 및 화학제품 업체가 밀집한 정점 U11-2에서 49 ng/g으로 가장 높은 농도로 검출되었고, 울산만 내만에서 바깥쪽으로 갈수록 감소하는 양상을 보였다. 다음으로 태화강 인접 정점 U1과 석유화학단지가 많이 밀집된 정점인 U10에서 각각 19.9 ng/g, 18.7 ng/g으로 높은 농도로 검출되었다(Fig 4-3-48, 4-3-49). 이와같이 본 연구지역에서는 대도시 인구활동과 석유산업활동이 PBDE 화합물의 주 오염원으로 사료된다.

Table 4-3-30. Summary of PBDE concentrations in surface sediment from Ulsan Bay.

(단위: ng/g dry wt.)

Compound	최소-최대	평균±편차	중간값
Σ PBDEs	0.5 - 49	8.13 ± 9.28	4.71

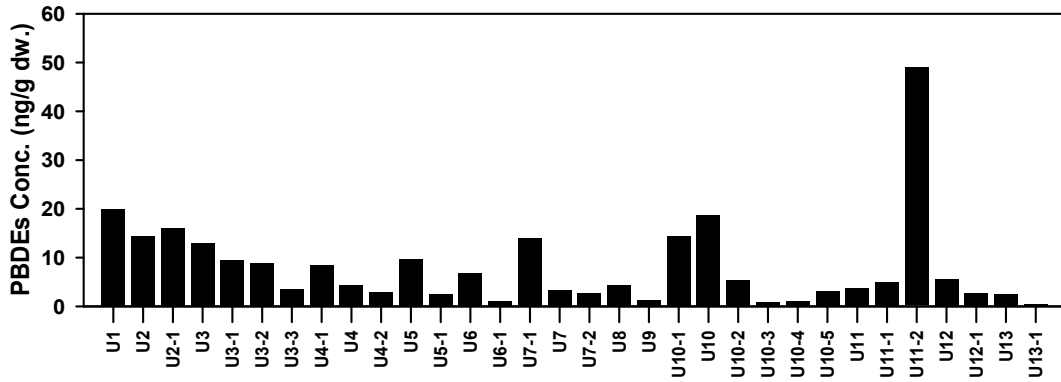


Figure 4-3-48. Distribution of PBDEs in surface sediment from Ulsan Bay.

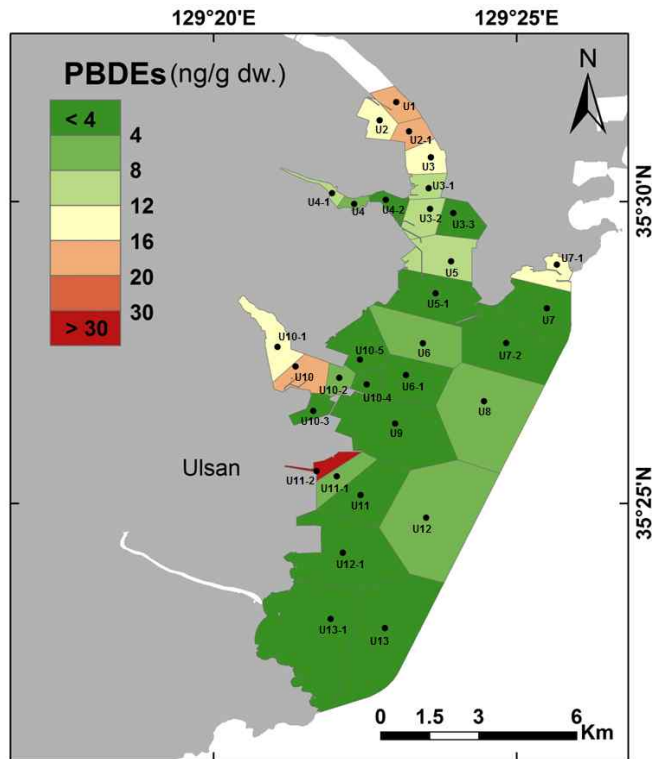


Figure 4-3-49. Distribution of PBDEs in surface from Ulsan Bay.

2015년 진해만에서의 공통정점 표층퇴적물 내 PBDE 화합물의 농도범위는 0.02~49 ng/g이며 평균값은 6.02 ± 12.4 ng/g로 나타냈다(Table. 4-3-31). 정점별 PBDE 화합물의 오염분포를 보면 중소형 수리조선소 및 대형조선소가 위치한 정점 J19와 J18에서 각각 49 ng/g, 19 ng/g으로 높은 농도로 검출되었고, 다음으로 산업시설과 인구활동이 활발한 마산만 내측 정점인 J1에서 6.32 ng/g으로 상대적으로 높은 농도로 나타났다(Fig 4-3-50). 그 외 정점에서는 4

ng/g 이하의 낮은 농도를 보였다.

이전 조사된 연구자료와 비교해 보면, 2010년 공통정점 퇴적물 시료에서 검출된 평균 농도 4.38 ng/g 보다 높아 증가하는 추세를 보였다. 2010년 조사에서는 마산만 내측과 하수종말처리장 방류구에서 높은 농도를 보인 반면, 2015년 조사에서는 고현만에서 높은 농도로 검출되었다. 따라서 고현만 내 PBDE 화합물의 지속적인 관찰이 필요한 것으로 사료된다(Fig. 4-3-51).

부산해역, 울산만과 진해만에서 측정된 PBDE 화합물의 농도는 싱가포르(Wurl et al., 2005)와 중국 연안에서 측정된 농도(Chen et al., 2006; Pan et al., 2007)와 유사하거나 상대적으로 높은 수준이었으며, 일본 오사카만(Ohta et al., 2002), 미국 샌프란시스코 하구와 나이아가라 강(Oros et al., 2005; Samara et al., 2006)에서의 농도보다는 월등히 낮았다(Table 4-3-32).

Table 4-3-31. Summary of PBDE concentrations in surface sediment from Jinhae Bay.

(단위: ng/g dry wt.)

Compound	최소-최대	평균±편차	중간값
Σ PBDEs	0.02 - 49	6.02 ± 12.4	1.61

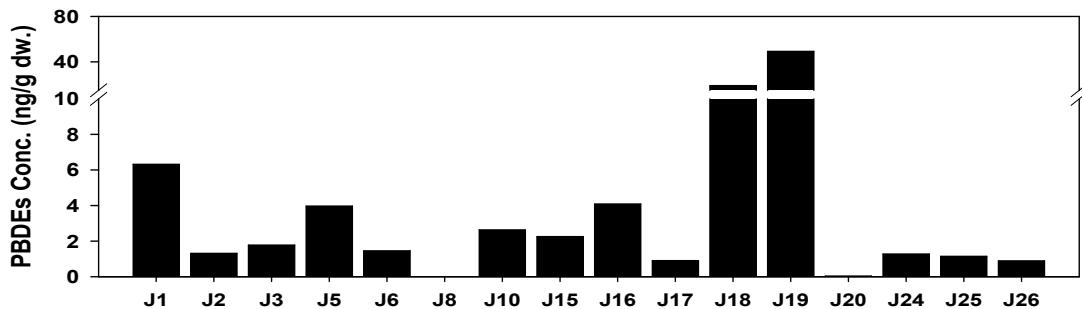


Figure 4-3-50. Distribution of PBDEs in surface from Jinhae Bay.

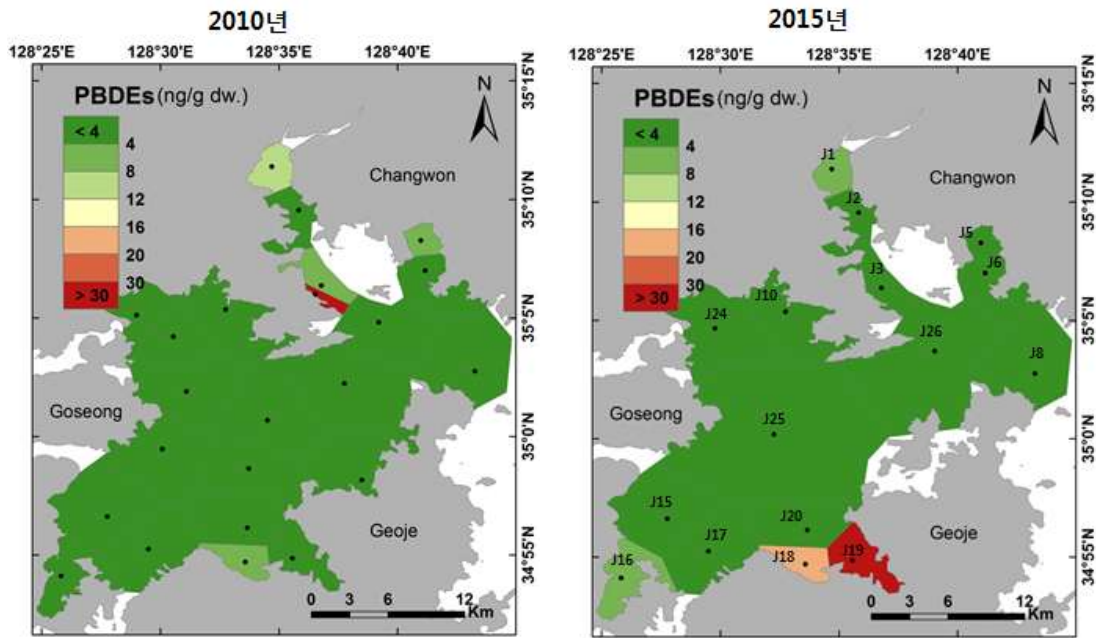


Figure 4-3-51. Comparison of PBDEs spatial distributions from 2010 and 2015 of Jinhae Bay.

Table 4-3-32. Concentration (ng/g dw) of PBDEs in sediment from other countries.

Location	Σ PBDEs ^a	Reference
Busan coastal area	0.02 - 21.7	This study
Ulsan Bay	0.07 - 7.83	This study
Jinhae Bay	n.d. - 4.28	This study
Qingdao Coastal (China)	0.1 - 5.5 ^b	Pan et al. (2007)
Yangtze River Delta (China)	n.d. - 0.55 ^c	Chen et al. (2006)
Singapore	3.40 - 13.8 ^d	Wurl et al. (2005)
Osaka Bay (Japan)	8 - 352 ^e	Ohta et al. (2002)
Niagara River (USA)	0.70 - 148 ^f	Samara et al. (2006)
San Francisco Estuary (USA)	n.d. - 212 ^g	Oros et al. (2005)
Bo sea (China)	0.07 - 5.24 ^h	Wang et al. (2009)

^a Σ PBDEs (excluding BDE-209)

^b Sum of 17 BDE congeners, except for BDE-209

^c Sum of BDE-7, 11, 15, 17, 28, 47, 66, 99, 100, 153, 154, 183

^d Sum of BDE-47, 99, 100

^e Sum of BDE-47, 99, 100, 138, 153

^f Sum of BDE-28, 47, 66, 85, 99, 100, 138, 153, 154

^g Sum of BDE-47, 99, 183, 204, 205

^h Sum of BDE-17, 28, , 47, 66, 71, 85, 99, 100, 138, 153, 154, 183, 190

2) 부산해역/울산만/진해만 표층퇴적물의 PBDE 조성

부산해역, 울산만과 진해만 퇴적물에서 PBDE 조성을 살펴보면, Deca-BDE 즉, BDE-209가 86%, 82%, 77%의 높은 비중을 차지하였다(Fig. 4-3-52). 퇴적물에서의 높은 BDE-209의 조성은 우리나라에서 Deca-BDE 혼합물이 Penta-BDE, Octa-BDE 혼합물보다 우세하게 사용되었던 점을 잘 반영하고 있다. 세 해역 모두 Nona-BDE, Penta-BDE 다음으로 우세하게 관찰 되었으며, 이는 PBDE 혼합물의 사용패턴이 유사하다는 것을 시사한다.

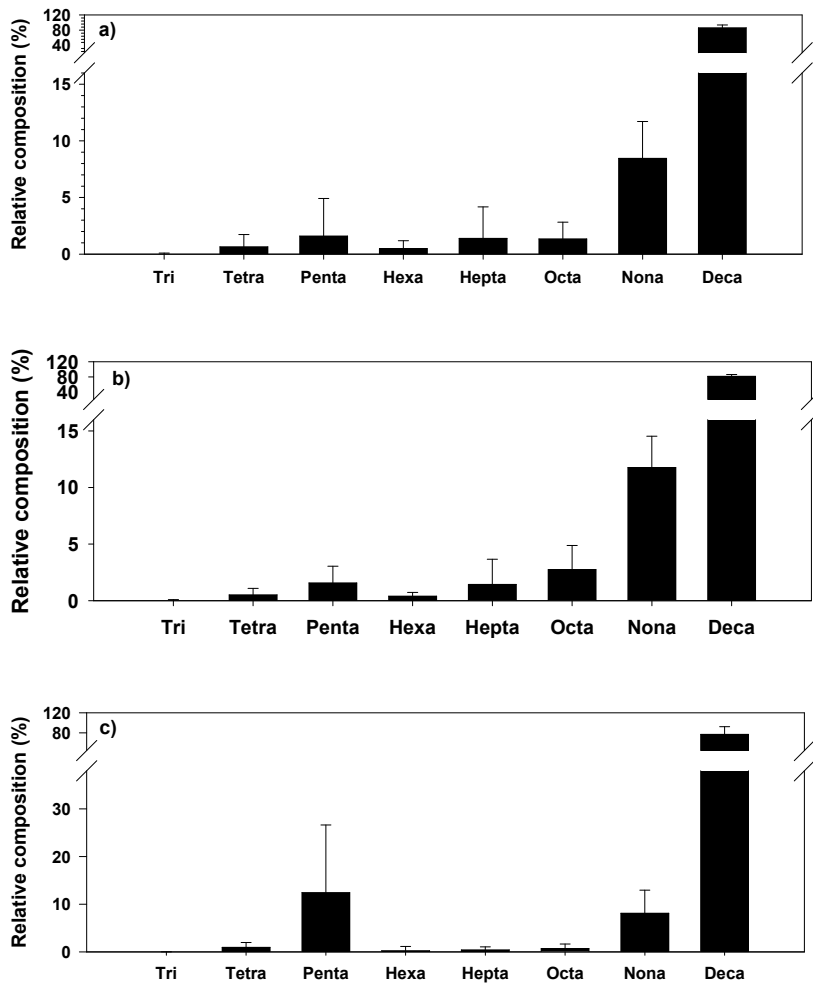


Figure 4-3-52. Relative compositions of PBDEs in surface sediment from a) Busan coastal area, b) Ulsan Bay and c) Jinhae Bay.

라. 표층 퇴적물 내 알킬페놀 화합물의 오염현황 및 특성

Alkylphenolpolyethoxylates(APnEOs)의 분해물질인 nonylphenol(NP), t-octylphenol 등 알킬페놀 화합물(alkylphenols, APs)과 chlorophenols, bisphenol A(BPA)는 내분비계장애물질로 널리 알려진 페놀류화합물이다(Madigou et al., 2001). 저렴한 가격과 강한 세척력으로 인하여 APnEOs는 공업용 및 가정용 세제로 광범위하게 사용될 뿐만 아니라 계면활성제로도 많이 사용되어 왔다(Hawrelak et al., 1999). APnEOs는 물에 쉽게 용해되고 생물 및 빛에 의한 분해가 빠를 뿐만 아니라(La Guardia et al., 2001) 생물 혹은 인체에 대한 독성도 약하지만 이들의 분해산물인 APs는 그 구조적 특성과 친지성 특성으로 인하여 환경에서 지속성 및 농축성의 특성을 보이고 있다(Ferrara et al., 2001; Keith et al., 2001). 이러한 특성은 생물 및 인체에 대한 내분비계교란 작용을 하기 때문에 일부 선진국에서는 APnEOs의 생산과 사용을 금지 또는 제한하고 있는 실정이다(Madigou et al., 2001; Isobe et al., 2001).

1) 부산해역/울산만/진해만 표층퇴적물의 알킬페놀 화합물의 오염현황

부산해역 37개 정점 표층퇴적물에서 노닐페놀 화합물의 농도 범위는 2~377 ng/g이며, 평균 40 ± 65 ng/g, 중간값 22 ng/g로 나타났다(Table 4-3-33). 부산항에 위치한 정점 B5-3에서 377 ng/g으로 가장 높은 농도로 검출되었고, B5-1에서 147 ng/g, B5-4에서 113 ng/g 순으로 높게 나타났다(Fig. 4-3-53, 4-3-54). 노닐페놀의 오염분포는 인구가 밀집하고 항만활동이 많은 부산항 내측(B5~B5-4)과 수영강의 영향을 받는 정점 B1(63 ng/g)에서 높은 오염도를 보였다.

울산만 32개 정점 표층퇴적물에서 노닐페놀 화합물의 농도 범위는 3~429 ng/g이며, 평균 49 ± 81 ng/g, 중간값 22 ng/g로 나타났다(Table 4-3-33). 석유화학 산업단지 인근에 위치한 정점 U10에서 429 ng/g으로 가장 높은 농도로 나타났고, 장생포항 인근 위치한 정점 U4-1에서 101 ng/g로 다음으로 높은 농도를 보였다(Fig. 4-3-53, 4-3-54). 부산해역에서 측정된 농도에 비해 상대적으로 높은 수준이며, 노닐페놀의 오염분포는 울산만 내측에서 바깥쪽으로 갈수록 감소하는 경향을 나타냈다. 이는 도시 및 산업활동이 노닐페놀 화합물의 주요 오염원이 되고 있음을 시사한다.

진해만 16개 공통정점 표층퇴적물에서 노닐페놀 화합물의 농도 범위는 9~301 ng/g이며, 평균 72 ± 92 ng/g, 중간값 34 ng/g로 나타났다(Table 4-3-33). 고현만 내 J19에서 가장 높은 농도로 검출되었고, 마산만 내측에 위

치한 정점 J1에서 그 다음으로 높게 나타났다(Fig. 4-3-53, 4-3-54). 노닐페놀의 분포는 만의 내측에서 바깥쪽으로(J1~J3, J5~J6, J19~J20) 갈수록 점차 감소하는 경향을 나타냈다. 이는 내만의 도시/산업활동이 노닐페놀 화합물의 주요 오염원이 되고 있음을 의미한다. 진해만 퇴적물 내 농도는 2010년(평균 68.6 ng/g)보다 낮아 약간 감소하는 추세를 보이고 있다(한국해양과학기술원, 2013).

Table 4-3-33. Summary of NPs concentrations in surface sediment from Busan coastal area, Ulsan Bay and Jinhae Bay.

(단위: ng/g dry wt.)

Location	Compound	최소-최대	평균±편차	중간값
Busan	NPs	2 - 377	40 ± 60	22
Ulsan	NPs	3 - 429	49 ± 81	22
Jinhae	NPs	9 - 301	72 ± 92	34

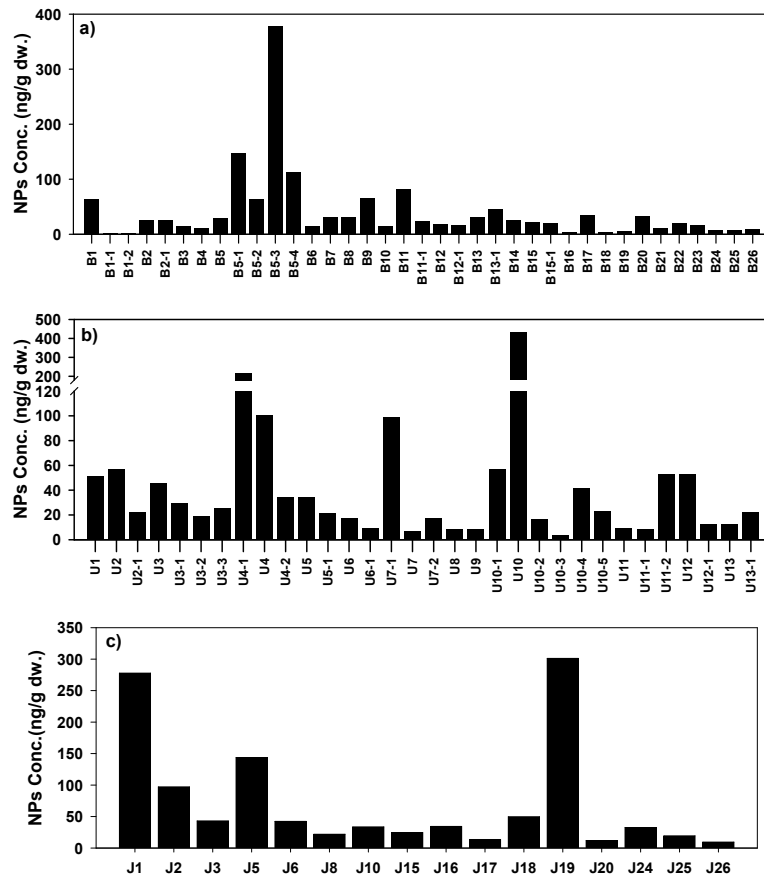


Figure 4-3-53. Distribution of NPs in surface sediment from a) Busan coastal area, b) Ulsan Bay and c) Jinhae Bay.

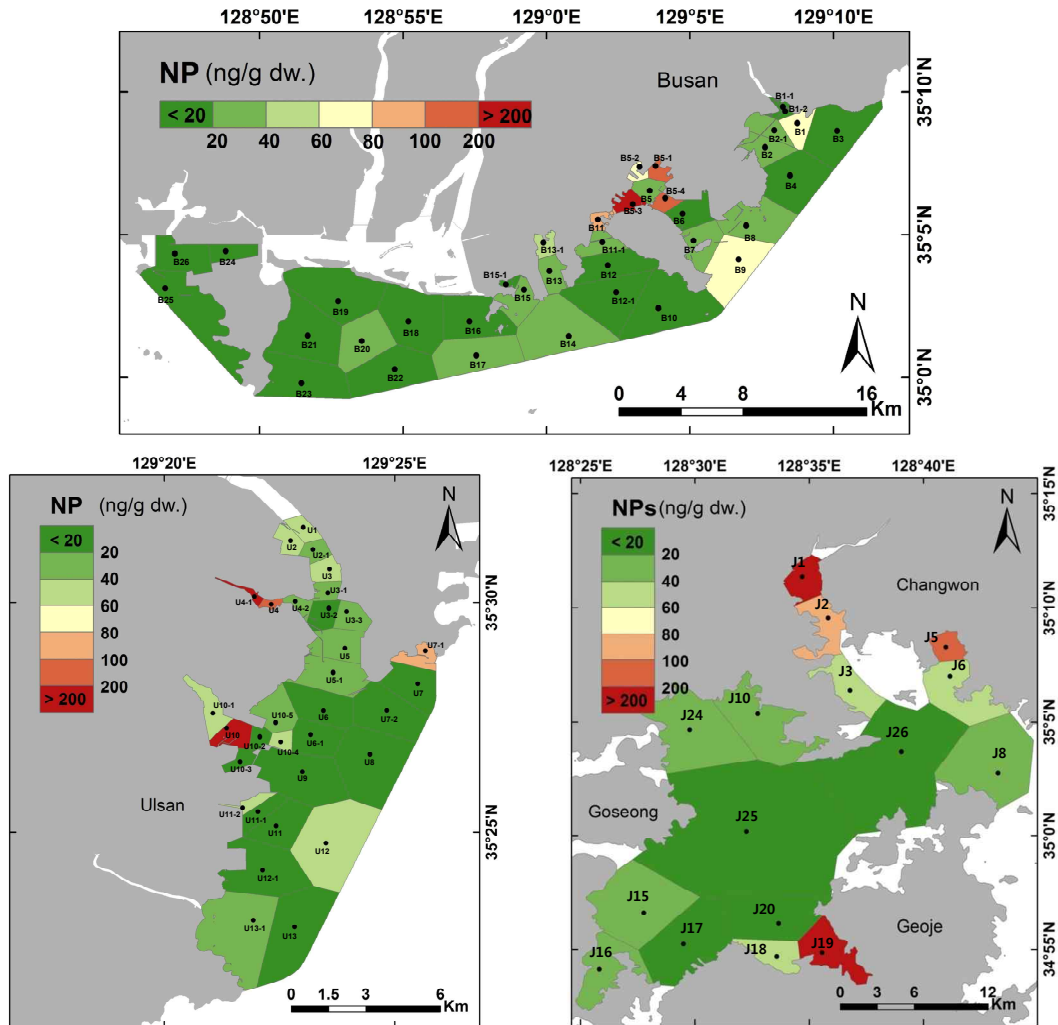


Figure 4-3-54. Distribution of NPs in surface sediments from Busan coastal area, Ulsan Bay and Jinhae Bay.

마. 표층 퇴적물 내 유기주석화합물의 오염현황 및 특성

유기주석화합물 중 트리부틸주석(TBT; tributyltin)은 1960년부터 선박과 해양구조물의 오손생물 부착을 막는 방오도료에 사용되어왔다. 방오도료가 도말된 해양구조물 및 선저표면으로부터 용출된 TBT는 해양의 비표적 생물에 게까지 영향을 주는 매우 독성이 강한 물질로 알려져 있다. TBT는 해수중의 1 ng/L 이하의 농도에서도 신복족류의 암컷에서 임포섹스 현상을 유발한다. 빈산소 환경의 퇴적물 중에서는 TBT의 반감기가 수년에 이르기도 한다. 매우 낮은 농도에서도 비표적 생물에 미치는 TBT의 독성 영향으로 선진국을

중심으로 1980년대부터 TBT 사용을 금지하였다. 국제해사기구(IMO)는 2008년부터 모든 신조선에 TBT 함유 방오도료의 사용을 금지하였다. 국내는 2000년 소형선박에 TBT사용을 단계적으로 규제하여 2003년에는 모든 선박의 TBT 사용을 전면금지 하였다.

1) 부산해역 표층퇴적물중 유기주석화합물의 오염현황

2013년~2014년 2월 부산해역의 총37개 조사정점의 표층퇴적물에서 검출된 부틸주석화합물 농도의 최소, 최대, 평균 및 중간값을 나타냈다(Table 4-3-34). 표층퇴적물에서 검출된 monobutyltin(MBT), dibutyltin(DBT) 및 TBT 농도는 각각 미검출~321, 미검출~967 및 미검출~1644 ng Sn/g 건중량의 범위를 보였으며, 평균농도(±표준편차)는 각각 135±303, 75±197 및 126±350 ng Sn/g의 값을 보였다. 총부틸주석 화합물 (BTs: [MBT+DBT+TBT])의 총합의 평균농도(±표준편차)는 336±845 ng Sn/g 값으로 나타났다.

Table 4-3-34. Summary of butyltin concentrations in surface sediment from Busan coastal area.

Compounds	Concentration (ng Sn/g d.w.)		
	Min-Max	Average ±SD	Median
MBT	미검출 - 1321	135 ± 303	34
DBT	미검출 - 967	75 ± 197	9
TBT	미검출 - 1644	126 ± 350	6
Total butyltins (BTs)	미검출 - 3919	336 ± 845	49

부산해역의 표층퇴적물중 MBT, DBT 및 TBT 농도분포는 시료채취 정점의 위치에 따라 공간적으로 큰 농도차이를 나타냈다(Fig. 4-3-55). 정점 B16에서는 3종의 부틸주석화합물이 검출되지 않았다. 부산해역 표층퇴적물중의 TBT 및 BTs 화합물의 공간적 오염분포를 살펴보면 다대포항 가장 안쪽의 항구 및 중소규모의 조선소들이 인접한 정점 B15-1에서 TBT, DBT 및 MBT는 각각 1644, 967 및 1308 ng Sn/g의 최대농도 값이 검출되었다. 두 번째로 높은 TBT 농도는 정점 B11에서 1263 ng Sn/g의 값을 나타냈으며(Fig. 4-3-56), BTs농도는 3919 ng Sn/g으로 가장 높은 농도를 보였다. 특히 TBT 주요오염원이 국지적으로 뚜렷하게 높은 농도를 보이는 퇴적물의 경우 축적된 TBT에 의한 생물분해의 저해로 잔류기간이 길어지기 때문에 TBT 전면규제 10여년 이후 일지라도 여전히 높은 농도가 검출되는 것으로 사료된다(Shim et al., 2002). Choi et al. (2009) 의하면 TBT 전면규제 전 후 부산해역의 유사한 조

사정점에서 퇴적물중의 TBT 농도가 높게 검출된 것과 일치하는 경향을 보였다. 항구 및 조선소주변의 B5-2~B5-4 및 B13~13-1의 5개 정점에서 TBT 및 BTs 농도는 각각 119~772 ng Sn/g, 278~1750 ng Sn/g 값으로 높은 농도범위를 보였다.

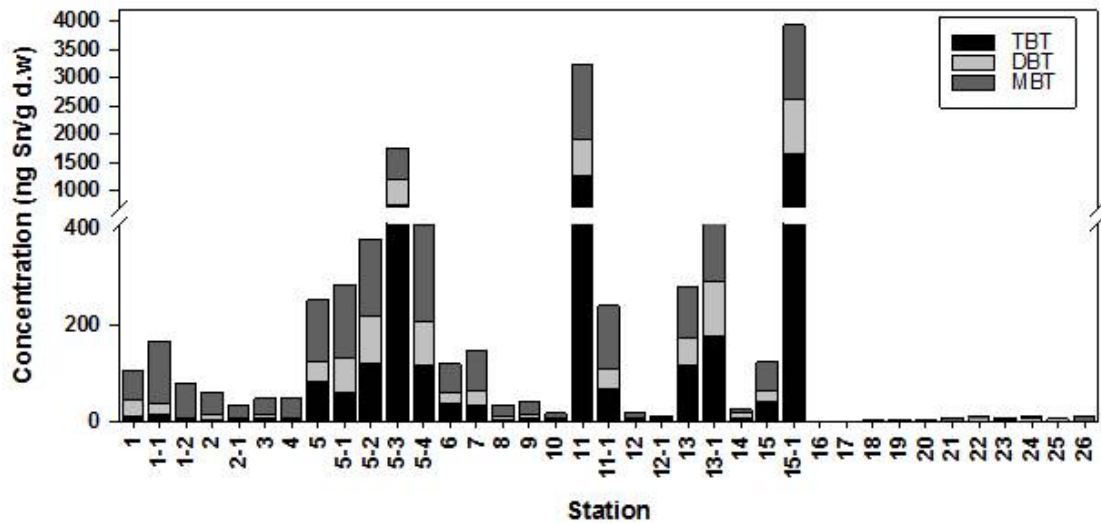


Figure 4-3-55. Distribution of butyltins in surface sediment from Busan coastal area.

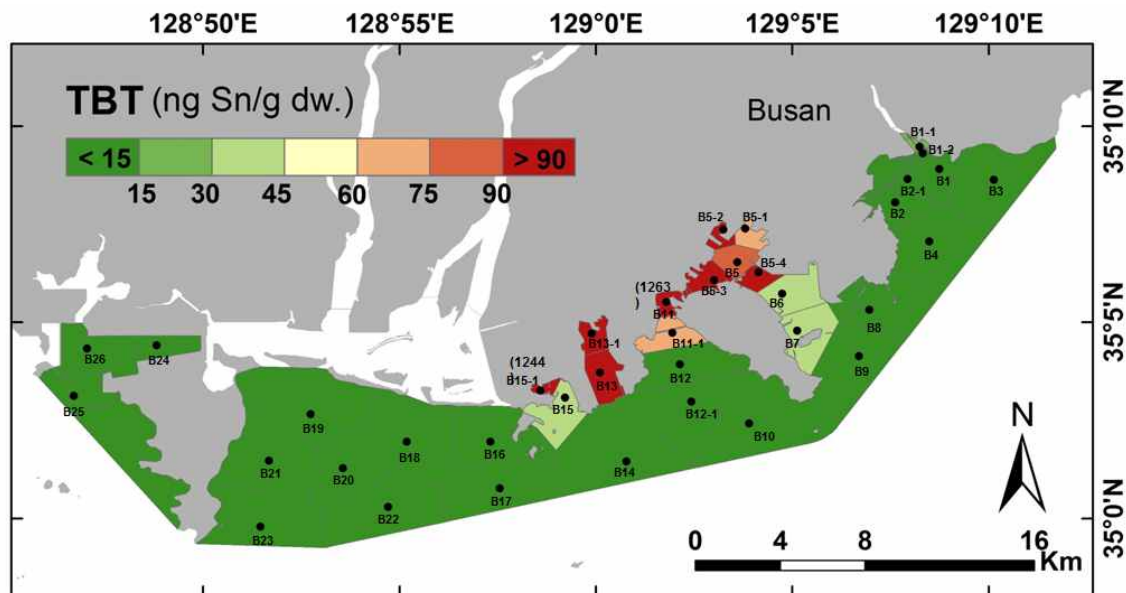


Figure 4-3-56. Distribution of TBT concentrations in surface sediment from Busan coastal area.

2) 부산해역 표층퇴적물중 유기주석화합물의 조성 및 관계

부산해역의 표층퇴적물중 부틸주석화합물의 오염특징을 살펴보면, 부산해역 37개 정점 표층퇴적물에서 총부틸주석 농도중 MBT, DBT 및 TBT의 각 화합물농도 조성비는 각각 0~100%, 0~73%, 0~100%이며, 평균 48%, 21%, 28%로 MBT > TBT > DBT 순으로 MBT의 조성비가 다소 높게 차지하였다(Fig. 4-3-57). 정점 B26에서 TBT는 검출되지 않아 MBT 조성비는 높게 차지하였다.

정점 B26을 제외한 총부틸주석 화합물 중 TBT와 DBT 및 DBT와 MBT 농도 간에는 유의한 상관관계를 보였다. TBT 및 DBT와 DBT 및 MBT 화합물 농도간의 회귀직선 상관계수는 각각 $r^2=0.99$; $p<0.001$, $r^2=0.95$; $p<0.001$ 값으로 통계적으로 높은 유의한 상관관계를 보였다(Fig. 4-3-58).

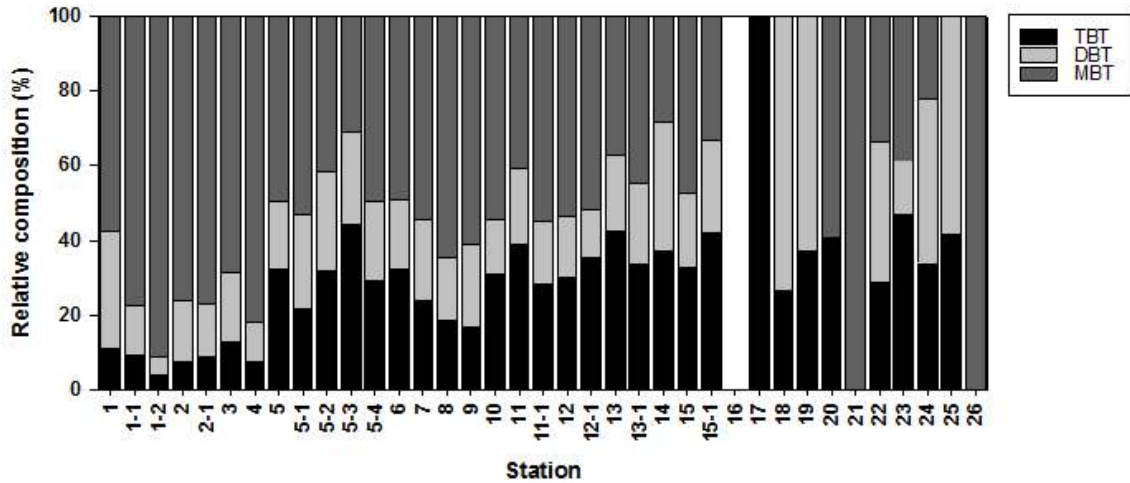


Figure 4-3-57. Composition of butyltins in surface sediment from Busan coastal area.

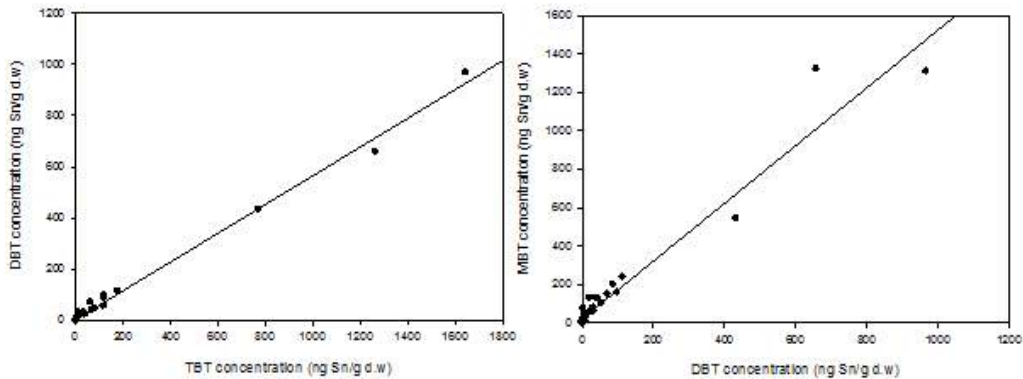


Figure 4-3-58. Relationship of butyltin compounds (TBT vs DBT and DBT vs MBT) in surface sediment from Busan coastal area.

3) 울산만 표층퇴적물중 유기주석화합물의 오염현황

2013년~2014년 2월 울산만 32개 조사정점 중 U13-1를 제외한 31개 정점의 표층퇴적물에서 MBT, DBT 및 TBT 3종의 부틸주석화합물이 모두 검출되었다. 표층퇴적물에서 검출된 MBT, DBT 및 TBT 농도는 각각 7~1890, 미검출~376 및 미검출~1086 ng Sn/g 건중량의 범위를 보였으며, 평균농도(±표준편차)는 각각 470±346, 68±105 및 141±250 ng Sn/g의 값을 보였다(Table 4-3-35). BTs 화합물의 농도는 7-2573 ng Sn/g 값으로 나타났다.

Table 4-3-35. Summary of butyltins concentration in surface sediments from Ulsan Bay.

Compounds	Concentration (ng Sn/g d.w.)		
	Min-Max	Average ± SD	Median
MBT	7 - 1890	470 ± 346	435
DBT	미검출 - 376	68 ± 105	11
TBT	미검출 - 1086	141 ± 250	14
Total butyltins (BTs)	7 - 2573	679 ± 595	503

울산만의 표층퇴적물중 MBT, DBT 및 TBT 농도분포는 부산해역과 마찬가지로 시료채취 정점의 위치에 따라 농도차이는 크게 나타났다(Fig. 4-3-59). 전반적으로 부산해역과 비교하여 울산만 표층퇴적물중 TBT 농도는 일부 정점을 제외하고 낮은 경향을 보였다. 울산만 표층퇴적물중의 TBT의 공간적 오염분포를 살펴보면 울산만 내측의 울산항 중간에 위치한 중규모의 수리조선소 인근정점 U3-3에서 TBT는 1086 ng Sn/g의 최고 농도를 보였다. BTs 농도는 울산항 정점 U2에서 2543 ng Sn/g 값으로 가장 높게 검출되었다(Fig. 4-3-60). 울산항 U2, U2-1, U3, U3-1 및 U3-2 정점을 포함하여 인접한 장생포항(U4, U4-1 및 U4-2)과 방어진항(정점 U7-1)과 같이 선박의 정박활동과 통항이 많은 곳이며 또한 중소규모의 수리조선소 및 조선소들이 위치하고 있다. 이들 정점에서의 표층퇴적물중 TBT 농도는 149~803 ng Sn/g의 범위로 다른 정점에 비해 상대적으로 높은 경향을 보였다. 비교적 울산만 20개 조사정점 (U1, U5-1, U6, 6-1 및 U7-2~U13--1)에서의 TBT 농도는 4~39 ng Sn/g 범위로 낮은 분포 경향을 보였다. 울산만 정점 U13-1를 제외한 모든 정점에서 MBT 농도범위는 7~1890 ng Sn/g의 값으로 높게 검출되었다. 특히 정점U2 및 U4에서 MBT 농도는 1021-1890 ng Sn/g의 값으로 매우 높았다. 부산해역과 비교하여 울산만에서 전체적으로 높은 MBT의 구성비는 울산만 내측의 태화강 및 울산신항과 온산항 주변에 위치한 산업, 화학 및 공업단지의 오폐

수 유입에 기인했을 것으로 사료된다. BTs 평균농도는 679 ng Sn/g으로 높은 경향을 보였다.

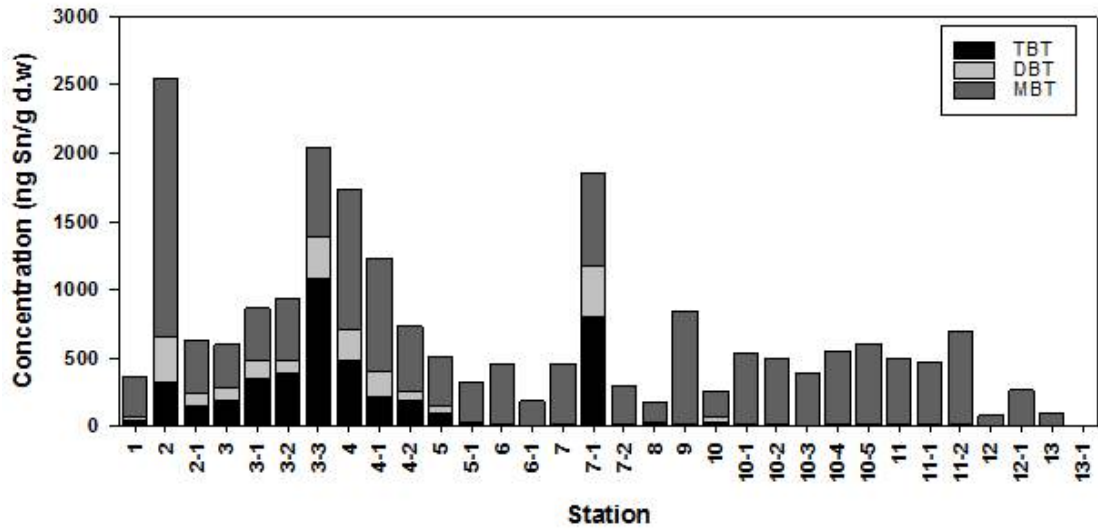


Figure 4-3-59. Distribution of butyltins concentration in surface sediment from Ulsan Bay.

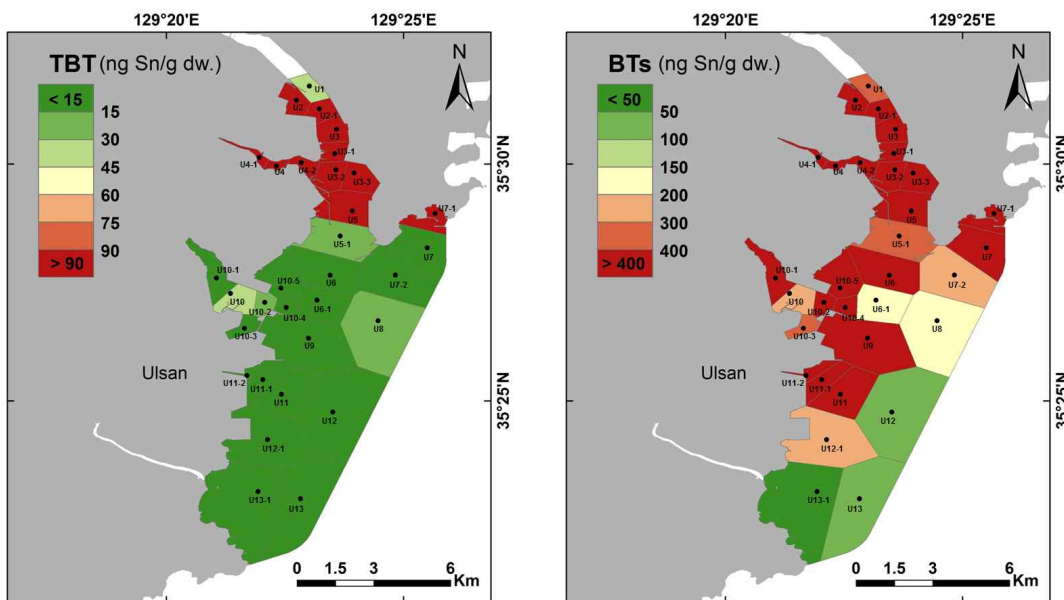


Figure 4-3-60. Distribution of TBT and BTs concentrations in surface sediment from Ulsan Bay.

4) 울산만 표층퇴적물중 유기주석화합물의 조성 및 관계

울산만 표층퇴적물중 부틸주석화합물의 오염특징을 살펴보면, 울산만 19개 정점 표층퇴적물에서 총 부틸주석 농도 중 MBT, DBT 및 TBT의 각 화합물농도 평균조성비는 각각 80%, 7%, 13%로 MBT > TBT > DBT 순으로 MBT의 조성비가 월등히 높게 차지하였다. 총부틸주석 화합물 중 TBT와 DBT 화합물 농도간의 회귀직선 상관계수($r^2=0.77$; $p<0.001$)는 유의한 관계를 보였으나 DBT와 MBT농도간의 상관성은 보이지 않았다.

5) 진해만 표층퇴적물 중 유기주석화합물의 오염현황

2015년 2월 진해만 16개 공통조사정점 중 표층퇴적물에서 검출된 부틸주석화합물 농도의 최소, 최대, 평균 및 중간값을 나타냈다(Table 4-3-36). 표층퇴적물에서 검출된 MBT, DBT 및 TBT 농도는 각각 13~148, 미검출~49 및 미검출~132 ng Sn/g 건중량의 범위를 보였으며, 평균농도(±표준편차)는 각각 69 ± 42 , 16 ± 15 및 21 ± 31 ng Sn/g의 값을 보였다. BTs의 평균농도(±표준편차)는 106 ± 72 ng Sn/g 값으로 나타났다.

Table 4-3-36. Summary of butyltins concentration in surface sediments from Jinhae Bay.

Compounds	Concentration (ng Sn/g d.w.)		
	Min-Max	Average ± SD	Median
MBT	13 - 148	69 ± 42	66
DBT	미검출 - 49	16 ± 15	17
TBT	미검출 - 132	21 ± 31	13
Total butyltins (BTs)	13 - 274	106 ± 72	92

진해만의 표층퇴적물중 MBT, DBT 및 TBT 농도분포는 시료채취 정점의 위치에 따라 농도차이는 크게 나타났다(Fig. 4-3-61). 전반적으로 부산해역, 울산만과 비교하여 진해만 표층퇴적물 중 TBT 농도는 일부 정점을 제외하고 낮은 경향을 보였다. 진해만 표층퇴적물 중의 TBT의 공간적 오염분포를 살펴보면 고현만 내 대형조선소가 위치한 정점 J19에서 132 ng Sn/g로 가장 높은 농도를 보였고, BTs 농도 역시 274 ng Sn/g으로 높게 나타났다(Fig. 4-3-62). 중소규모의 수리조선소 및 대형 조선소들이 위치한 정점 J15, J18, J19에서 TBT 농도가 상대적으로 높은 경향을 보였다. TBT가 검출되지 않은 정점 J8, J26을 제외한 나머지 정점에서의 농도는 5~22 ng Sn/g 범위로 낮은 분포를 나타냈다.

2010년 진해만 공통정점 표층퇴적물 중 TBT와 Σ BT 평균농도는 각각 46 ng Sn/g과 198 ng Sn/g이었다. 이 농도를 2015년 연구결과와 비교하면 TBT가 평균 21 ng Sn/g, BTs가 평균 106 ng Sn/g로 각각 2배, 1.8배 감소하는 경향을 보였다.

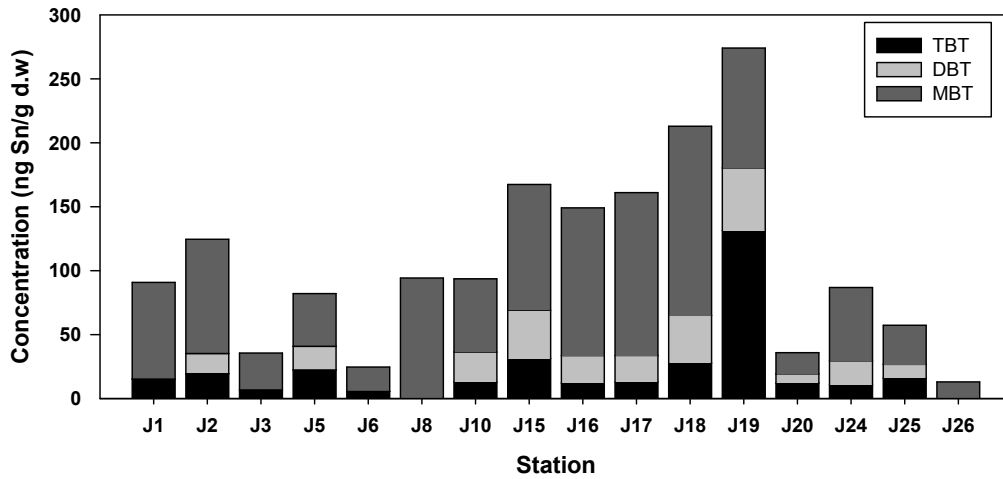


Figure 4-3-61. Distribution of butyltins concentration in surface sediment from Jinhae Bay.

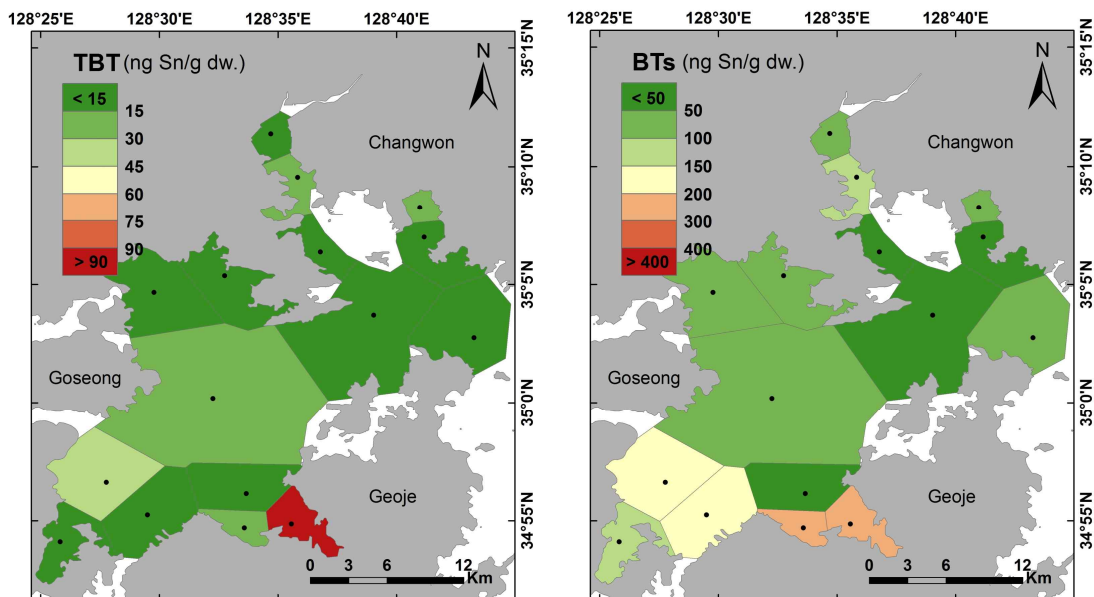


Figure 4-3-62. Distribution of TBT and BTs concentrations in surface sediment from Jinhae Bay.

6) 진해만 표층퇴적물중 유기주석화합물의 조성

진해만 16개 공통정점 표층퇴적물에서 총 부틸주석 농도 중 MBT, DBT 및 TBT의 각 화합물농도 평균조성비는 각각 69%, 13%, 18%로 MBT > TBT > DBT 순으로 MBT의 조성비가 월등히 높게 차지하였다(Fig. 4-3-63). 세 해역 모두 분해산물인 MBT가 가장 우세한 조성을 나타내어, 신규 유입은 제한적인 것으로 사료된다(Fig.4-3-63).

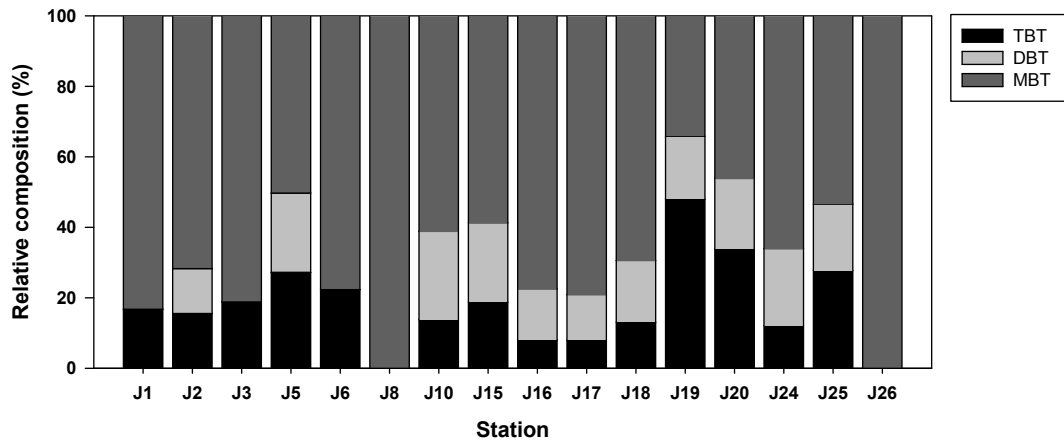


Figure 4-3-63. Composition of butyltins in surface sediment from Jinhae Bay.

바. 표층 퇴적물 내 신규브롬계 난연제 화합물의 오염현황 및 특성

난연제는 상품에 화재방지를 위하여 첨가하는 화학물질이다. 난연제는 건설, 전기전자, 직물 등의 거의 모든 상품에 포함되어 있으며 중량대비 최고 70 %까지 첨가되기도 한다. 주된 브롬계 난연제 종류는 Tetrabromobisphenol A (TBBPA), polybrominated diphenyl ethers (PBDEs), hexabromocyclododecanes (HBCDs)가 있다. PBDEs의 유해성이 알려지고 여러나라에서 규제를 시행하면서 (Table 4-3-37) 신규 브롬계 난연제의 수요가 점점 증가하고 있다. 신규 브롬계 난연제인 HBCDs, TBBPA, BTBPE는 환경중에서 잔류성이 높고 생물체 내에 축적되며 독성이 있는 유기오염물질이다(Legler, 2008; Covaci et al. 2011). 브롬계 난연제 독성을 Table 4-3-38에 정리하였다. TBBPA는 상품에 반응형 난연제로 첨가되어 쉽게 용출되지 않는 반면, HBCDs, BTBPE는 첨가형 난연제로서 상품을 사용하고 버리는 과정에서 쉽게 용출 될 수 있다. 따라서 환경 매질 중의 HBCDs 농도는 HBCDs 사용 증가량에 맞춰 지난 20년 동안 계속 증가해 오고 있다. 또한 잔류성이 높은 특징 때문에 범세계적으로 검출되어지고 있다 (Covaci et al. 2006, Isobe et al. 2012).

Table 4-3-37. Overview of recent regulations of Flame retardant (MOE, 2005).

브롬화 난연제 물질	제한항목	법적규제	적용기한	EU 과학적 유해성평가현황
Octa-BDE	재활용과 회수에 우선하여 전기, 전자제품에서 브롬화 난연제 분리	WEEE 지침	2006년 12월	유해성 확정
	새로 출시되는 전기, 전자 제품에서 사용 금지	RoHS 지침	2006년 7월	
	EU에서 생산, 시장출시에 대한 모든 사용 금지	사용금지 지침 (76/769/EEC)	2004년 8월	
	환경과 수질 기준에서 배출, 방류 및 손실 관리의 확립	수자원 정책 분야, EU지침		
Penta-BDE	재활용과 회수에 우선하여 전기, 전자제품에서 브롬화 난연제 분리	WEEE 지침	2006년12월	유해성 확정
	새로 출시되는 전기, 전자 제품에서 사용 금지	RoHS 지침	2006년 7월	
	환경으로 배출 중단	수자원 정책 분야, EU지침	2020년	
	EU에서 생산, 시장출시 모두 금지	사용금지 지침 (76/769/EEC)	2004년 8월	
Deca-BDE	재활용과 회수에 우선하여 전기, 전자제품에서 브롬화 난연제 함유 부품 분리처리	WEEE 지침	2006년	유해성 확정
	새로 출시되는 전기 및 전자제품에서 사용 금지물질의 예외	RoHS 지침	2008년	
	환경과 수질 기준에서 배출, 방류 및 손실 관리의 확립	수자원 정책 분야, EU지침		
TBBPA	재활용과 회수에 우선하여 전기 및 전자제품에서 브롬화 난연제 분리	WEEE 지침	2006년	진행중
PBBs	EU에서 생산, 시장 출시 적용 금지	사용금지 지침 (76/769/EEC)	1984년 11월	유해성 확정
	EU에서 생산, 시장 출시 사용 금지	RoHS 지침	2006년 7월	

Table 4-3-38. Toxicity of brominated flame retardants (MOE, 2005).

난연제 종류(물질명)	독성
Penta-BDE	갑상선 내분비계 장애, 피부염증, 행동이상
Octa-BDE	생식이상, Embryo치사율 높이고 골격 형성 늦춤
Deca-BDE	신경독성 가능성, 발암유발가능성
TBBPA	모유에서 발견되며 간독성 가능성
HBCD	생체 축적성, 신경독성

1) 부산해역, 울산만 표층퇴적물의 신규브롬계 난연제 오염현황

부산 해역 37개 정점에서 채취한 퇴적물 시료 중 HBCDs, TBBPA, BTBPE 농도 범위는 각각 0.05~23.35 ng/g, 미검출~3.81 ng/g, 0.01~7.62 ng/g이었고, 평균값은 4.30 ± 4.69 ng/g, 0.47 ± 0.75 ng/g, 0.84 ± 1.33 ng/g로 나타났다(Table 4-3-39). HBCD 화합물의 오염분포를 보면, 조선소에 인접한 다대포항 내측 정점인 B15-1에서 23.35 ng/g으로 가장 높은 농도로 검출되었고, 정점 B5-1에서 다음으로 높은 농도로 검출되었다. 부산항만 주변(B5-B15)과 수영강 주변(B1-B4) 정점에서 낙동강 인접해역 정점보다 상대적으로 높은 오염분포를 나타냈다. 이는 중대형 조선소 및 선박활동이 많은 부산항과 비점오염원의 영향을 받는 수영강이 주 오염원임을 시사한다. TBBPA와 BTBPE의 오염수준은 HBCD에 비해 월등히 낮은 수준으로 나타났고 전체적으로 특이한 공간분포를 보이지는 않았다(Fig. 4-3-64, 4-3-65).

Table 4-3-39. Summary of the contentations of HBCDs, TBBPA and BTBPE in surface sediment from Busan coastal area.

(단위: ng/g dry wt.)

Compound	최소-최대	평균±편차	중간값
HBCDs	0.05 - 23.35	4.30 ± 4.69	2.74
TBBPA	미검출 - 3.81	0.47 ± 0.75	0.19
BTBPE	0.01 - 7.62	0.84 ± 1.33	0.41

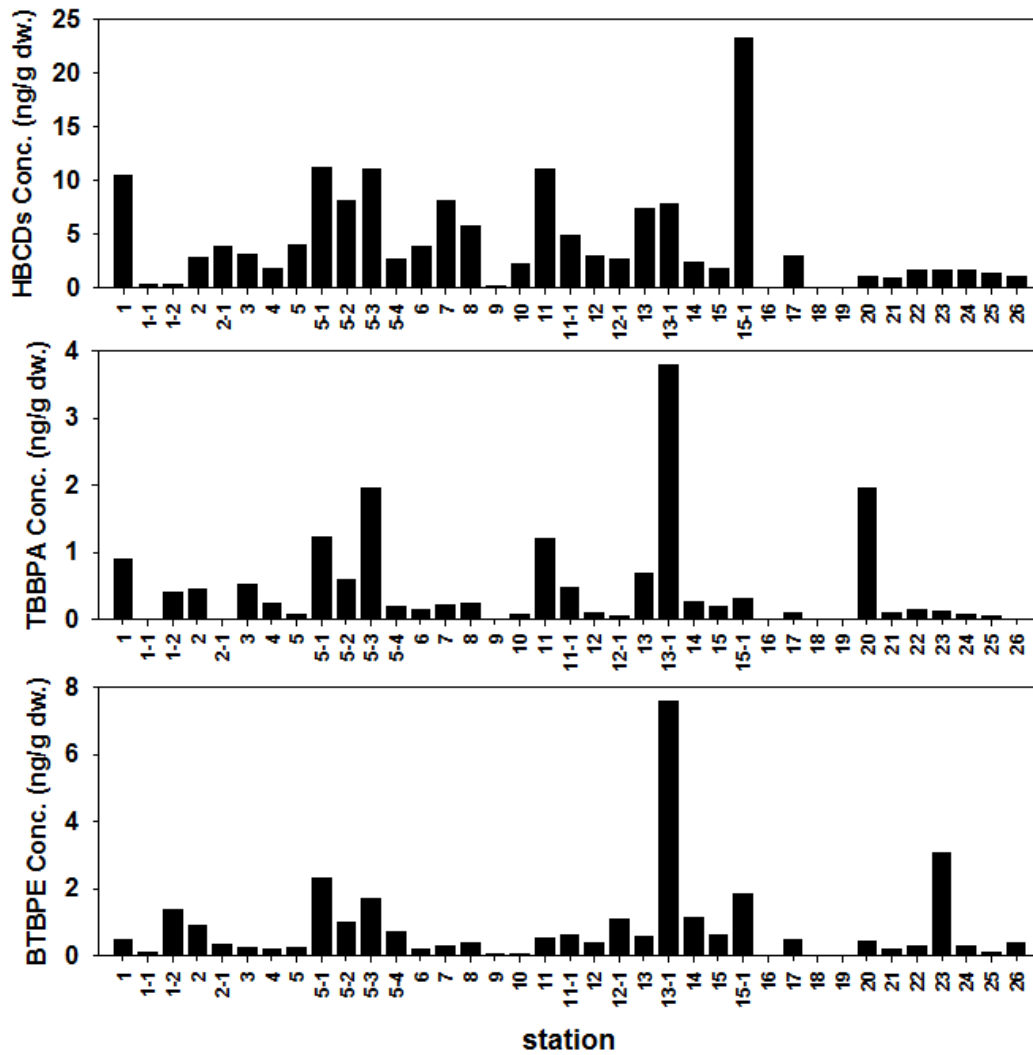


Figure 4-3-64. Distribution of HBCDs, TBBPA and BTBPE in sediment from Busan coastal area.

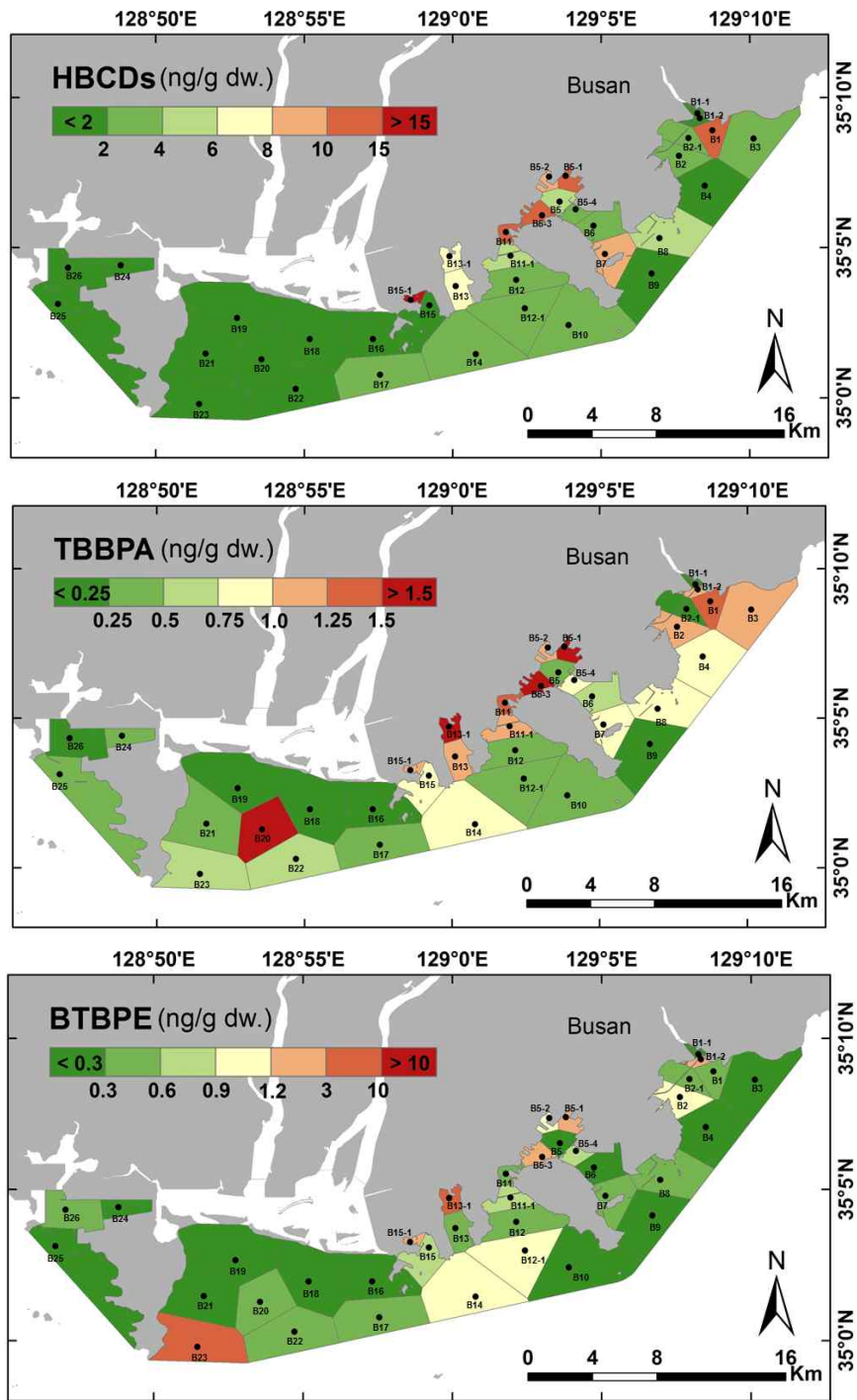


Figure 4-3-65. Distributions of HBCDs, TBBPA and BTBPE in sediment from Busan coastal area.

울산 해역 32개 정점에서 채취한 퇴적물 시료 중 HBCDs, TBBPA, BTBPE 농도 범위는 각각 0.38~208.32 ng/g, 미검출~0.70 ng/g, 0.15~51.29 ng/g이었고,

평균값은 15.59 ± 35.68 ng/g, 0.21 ± 0.21 ng/g, 3.85 ± 9.95 ng/g로 나타났다 (Table 4-3-40). 신규 브롬계 난연제의 오염분포를 보면 울산만 내측에서 외측으로 갈수록 농도가 감소하는 경향이 나타났고, 정점 U10-1에서 HBCDs, BTBPE 화합물이 가장 높은 농도를 나타냈다(Fig. 4-3-66, 4-3-67). 이는 울산만 내만에 위치한 울산산업단지와 온산산업단지 내 석유화학산업이 많이 발달되어 있어, 이 지역이 신규 난연제의 주 오염원임을 추정 할 수 있다. 가장 높은 농도를 나타낸 정점 U10-1 주변에 대한 추후 정밀 조사가 필요 할 것으로 사료된다.

Table 4-3-40. Summary of the contentations of HBCDs, TBBPA and BTBPE in surface sediment from Ulsan Bay.

(단위: ng/g dry wt.)

Compound	최소-최대	평균±편차	중간값
HBCDs	0.38 - 208.32	15.59 ± 35.68	8.29
TBBPA	미검출 - 0.70	0.21 ± 0.21	0.12
BTBPE	0.15 - 51.29	3.85 ± 9.95	1.22

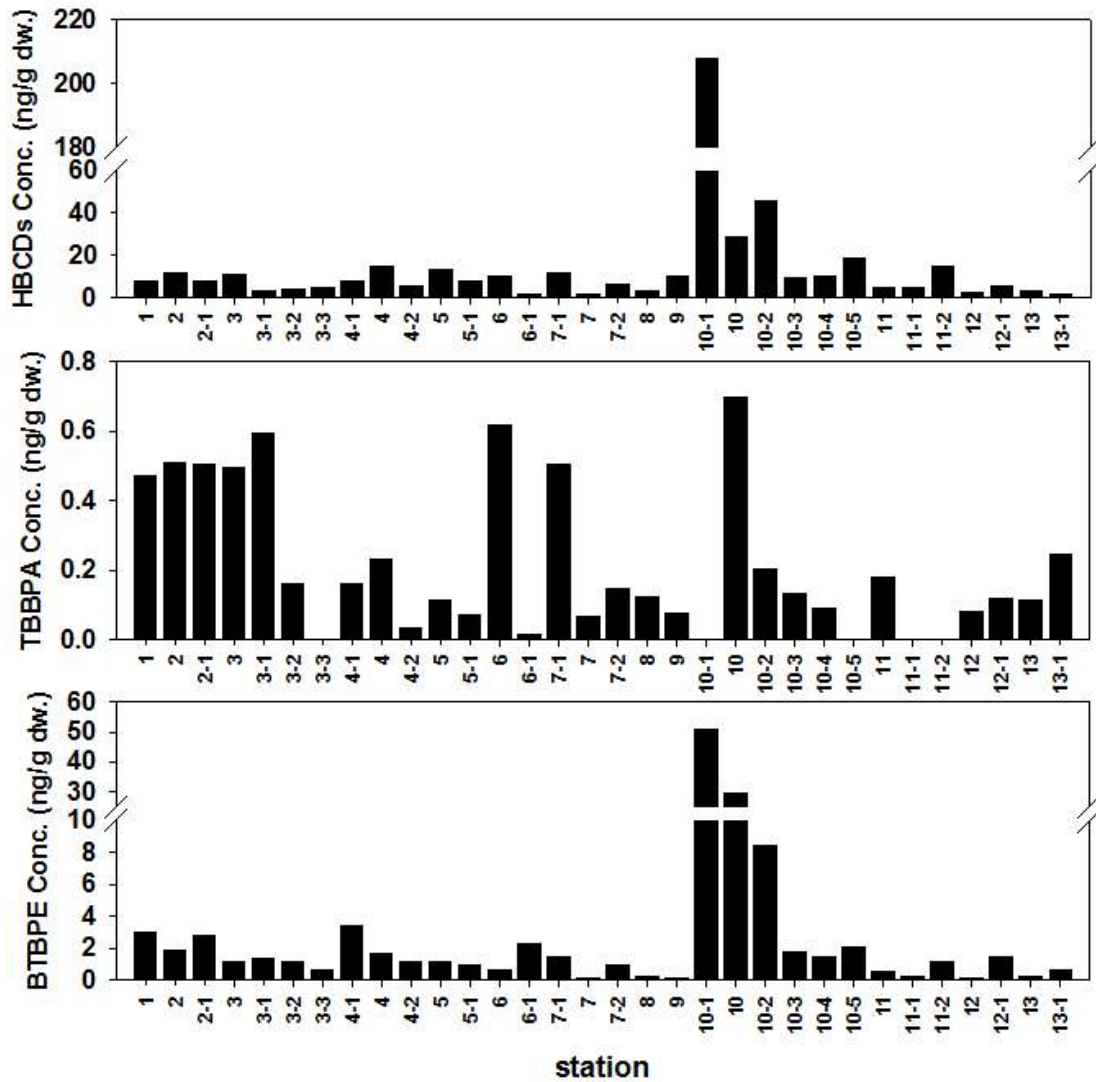


Figure 4-3-66. Distribution of HBCDs, TBBPA and BTBPE in sediment from Ulsan Bay.

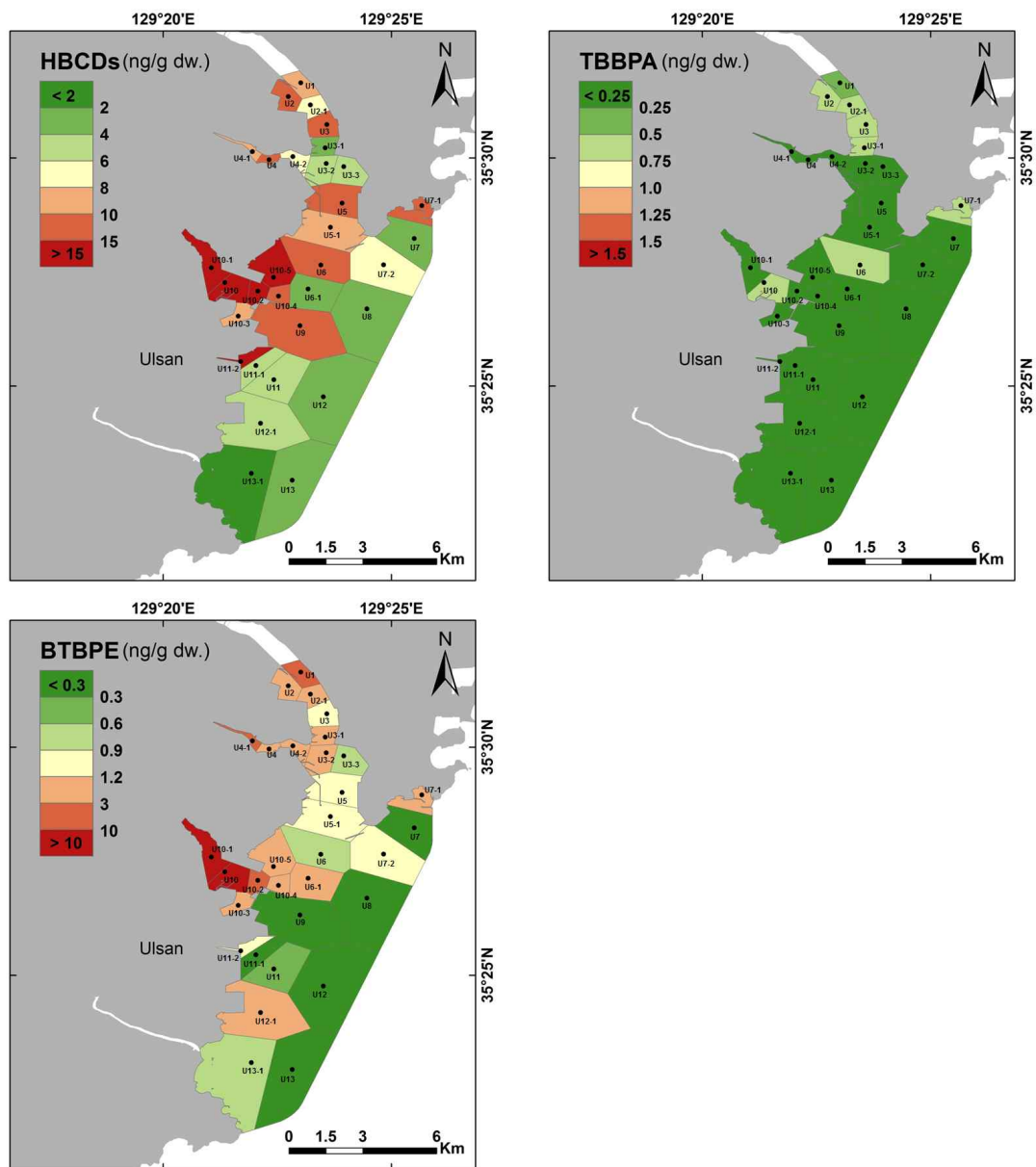


Figure 4-3-67. Distribution of HBCDs, TBBPA and BTBPE in sediment from Ulsan Bay.

2) 부산해역, 울산만 표층퇴적물의 HBCD 화합물의 조성

부산해역, 울산만 모두에서 HBCD 이성질체 중 γ -HBCD가 65%, 73%로 가장 높은 조성을 나타냈다(Figure 4-3-68). 이는 일반적인 국내·외 퇴적물 연구결과에서 보고된 경향과 같으며 상업용 HBCD는 γ -HBCD 75-89%, α -HBCD 10-13%, β -HBCD 1-12%의 비율로 구성되어 있으므로 이를 잘 반영하고 있다. 하지만 γ -HBCD는 160 ° C 이상의 온도에서 열을 α -HBCD로 가할 경우 이성질체 변형이 일어난다(Covaci et al., 2006). 열처리한 제품에

는 α -HBCD가 HBCDs 중 78%정도로 우세한 비율을 차지하게 된다. 따라서 α -HBCD와 γ -HBCD의 비를 이용하여 HBCDs의 기원을 추측할 수 있다. 이번 결과에서는 울산해역 보다 부산해역에서 α/γ 비율이 더 높았다(Fig. 4-3-69). 이는 두해역이 서로 다른 HBCDs 오염원의 영향을 받은 것을 의미한다. 울산은 공업중심의 도시로서 공업용 HBCDs의 사용이 많아 상대적으로 낮은 α/γ 비를 나타내고 있으며, 부산은 인구가 밀집된 도시로서 생활용품, 가공품의 사용에 따른 HBCDs의 용출이 상대적으로 높은 α/γ 비에 영향을 미치는 것으로 추정된다.

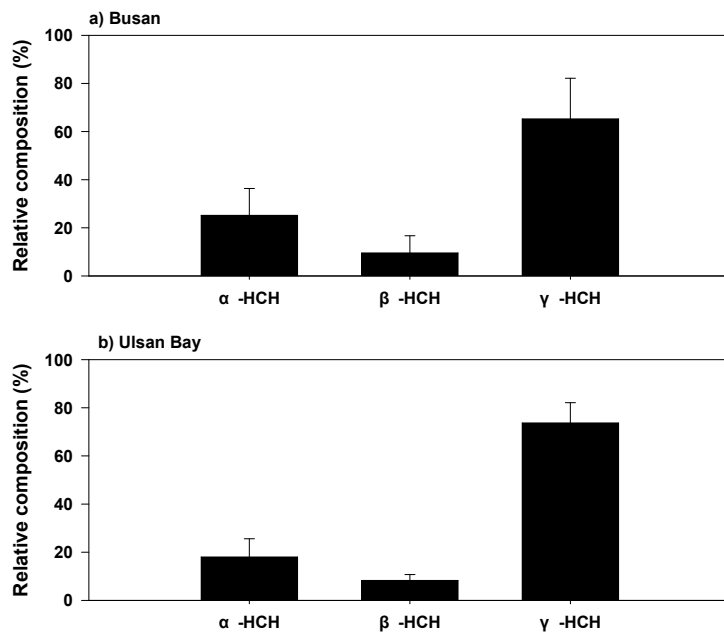


Figure 4-3-68. Relative compositions of HBCDs in surface sediment from a) Busan b) Ulsan Bay.

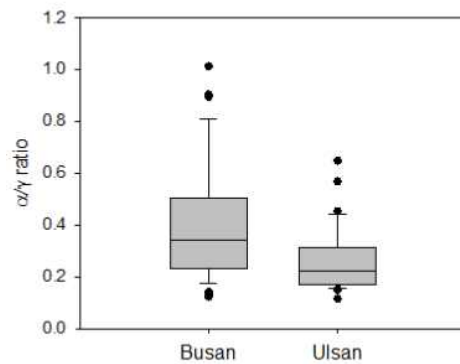


Figure 4-3-69. The α/γ ratios of HBCDs in the sediment from Busan and Ulsan.

사. 표층 퇴적물 내 대체 브롬계 난연제 및 분해산물의 오염현황 및 특성

2009년 PBDEs, 2013년 HBCDs가 스톡홀름 규약의 물질 목록에 포함되면서 이를 대체하기 위한 난연제의 수요가 급증하고 있다(UN. 2013, Covaci et al. 2011). TBBPA-DBPE는 브롬계난연제인 decabromodiphenyl oxide (DBDPO)의 환경문제로 인하여 대체제로 처음 생산되었으며(Jpn. Chem. Week. 1998) 2,3-Dibromopropyl-2,4,6-trobromophenyl ether (DPTE)는 폴리프로필렌 플라스틱 첨가제로 만들어졌다(ICPS. 1997). Pentabromocyclododecene (PBCD)는 HBCDs의 열과 자외선에 의한 분해산물로 영국 호수에서 처음 검출되었다(Harrad et al. 2009). 1,5,9-cyclododecatriene (CDT)는 HBCDs가 해양 퇴적물이나 슬러지에서 미생물 작용에 의해 브롬이 제거된 형태의 화합물로 발견되었다(Davis et al. 2006). HBCDs에서 브롬(Br)이 한 개 제거된 형태가 PBCD이며, 브롬 5개 모두가 제거된 형태가 CDT이다. 전세계적으로 신규, 대체 브롬계 난연제의 연간 수요는 100,000~180,000톤으로 추정 된다(Harju et al. 2009). 따라서, 이러한 대체 난연제 화합물 및 분해산물은 환경 중 다양한 매질에서 광범위하게 검출되어지고 있다(Gauthier et al. 2009, Kolic et al. 2009).

1) 부산해역/울산만 표층퇴적물의 대체브롬계 난연제 및 분해산물 오염현황

부산 해역 37개 정점에서 채취한 퇴적물 시료 중 DTPE, PBCD, CDT, TBBPA-DBPE 농도 범위는 각각 미검출~26.95 ng/g, 미검출~62.89 ng/g, 0.35~4.54 ng/g, 미검출~7.92 ng/g이었고, 평균값은 7.06 ± 6.79 ng/g, 6.11 ± 13.73 ng/g, 1.68 ± 1.17 ng/g, 1.64 ± 1.62 ng/g로 나타났다(Table 4-3-41). DTPE는 선박활동이 많고 소규모 조선소가 인접한 다대포항 내측 정점 B15-1에서 가장 높은 농도로 검출되었다. HBCDs의 분해산물인 PBCD, CDT와 대체난연제인 TBBPA-DBPE는 수영강 인근(B1)과 부산항 주변(B5-1~3, B11), 감천항(B13, B13-1), 다대포항(B15-1)에서 높은 오염도를 보였고 HBCDs와 유사한 오염분포를 나타냈다. 이는 HBCDs와 같이 중대형 조선소 및 선박활동이 많은 부산항과 비점오염원의 영향을 받는 수영강이 주 오염원임을 시사한다. 4개 화합물 모두 육지와 인접한 곳이 오염도가 높고 외해로 갈수록 낮은 오염도를 보였다(Fig. 4-3-70, 4-3-71).

Table 4-3-41. Summary of the contentations of DPTE, PBCD, CDT and TBBPA-DBPE in surface sediment from Busan coastal area.

(단위: ng/g dry wt.)

Compound	최소-최대	평균±편차	중간값
DPTE	미검출 - 26.95	7.06±6.79	5.50
PBCD	미검출 - 62.89	6.11±13.73	1.21
CDT	0.35 - 4.54	1.68±1.17	1.35
TBBPA-DBPE	미검출 - 7.92	1.64±1.62	1.43

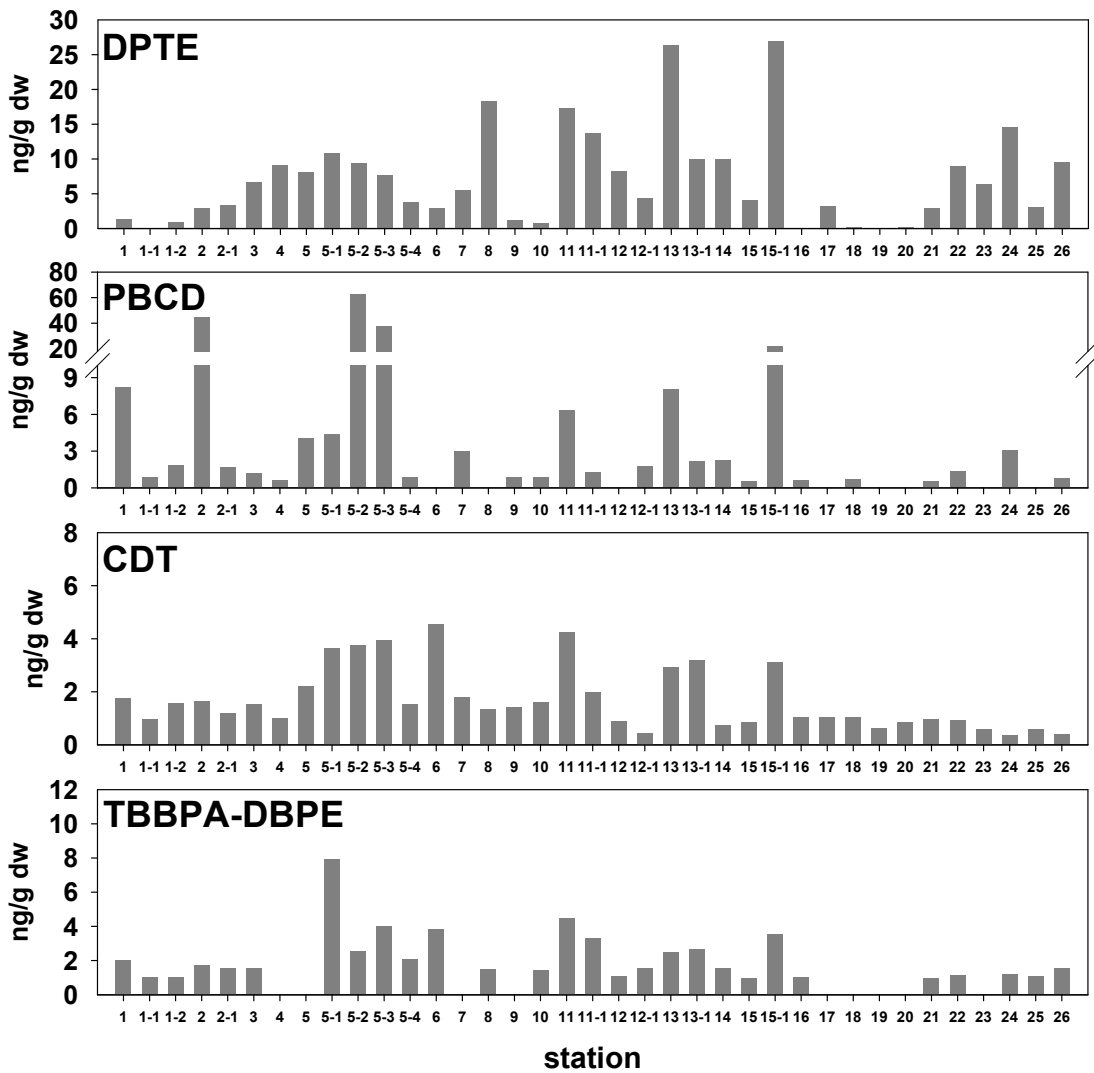


Figure 4-3-70. Distributions of DPTE, PBCD, CDT and TBBPA-DBPE in sediment from Busan coastal area.

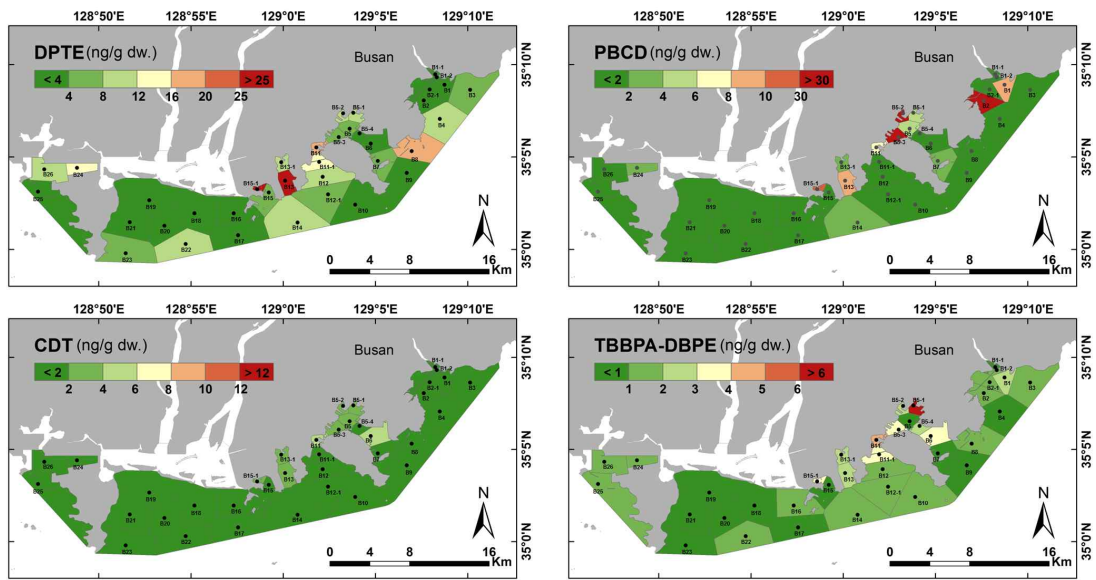


Figure 4-3-71. Distributions of DTPE, PBCD, CDT and TBBPA-DBPE in sediment from Busan coastal area.

울산 해역 32개 정점에서 채취한 퇴적물 시료 중 DTPE, PBCD, CDT, TBBPA-DBPE 농도 범위는 각각 미검출~25.33 ng/g, 미검출~26.52 ng/g, 0.66~10.92 ng/g, 미검출~7.34 ng/g 이였고, 평균값은 9.66 ± 5.19 ng/g, 3.45 ± 4.75 ng/g, 3.14 ± 2.09 ng/g, 2.65 ± 1.86 ng/g로 나타났다(Table 4-3-42). 4개 화합물 모두 부산보다 울산에서 높은 농도 수준을 보였다. 부산보다 산업활동이 활발한 울산에서 이러한 화합물들을 더 많이 사용되고 있는 것으로 추측된다. DTPE는 만 내측의 농도가 외해 보다 낮아 다른 화합물과 반대의 오염분포를 보였다. 이는 화합물이 다른 화합물보다 극성인 화합물로서 바다에 용해되어 보다 먼 거리를 이동할 수 있으며 최근의 DTPE의 유입이 낮거나 없는 것으로 추측 된다. PBCD는 대형조선소 인근 정점 U3-3에서 가장 높은 농도로 검출되었다. CDT와 TBBPA-DBPE는 장생포항 주변 정점 U4-1에서 가장 높은 농도를 나타냈으며, 만 내측에서 외측으로 갈수록 농도가 감소하는 경향을 보였다(Fig. 4-3-72, 4-3-73).

Table 4-3-42. Summary of the contentations of DPTE, PBCD, CDT and TBBPA-DBPE in surface sediment from Ulsan Bay.

(단위: ng/g dry wt.)

Compound	최소-최대	평균±편차	중간값
DPTE	미검출 - 25.33	9.66±5.19	9.19
PBCD	미검출 - 26.52	3.45±4.75	2.29
CDT	0.66 - 10.92	3.14±2.09	2.49
TBBPA-DBPE	미검출 - 7.34	2.65±1.86	2.03

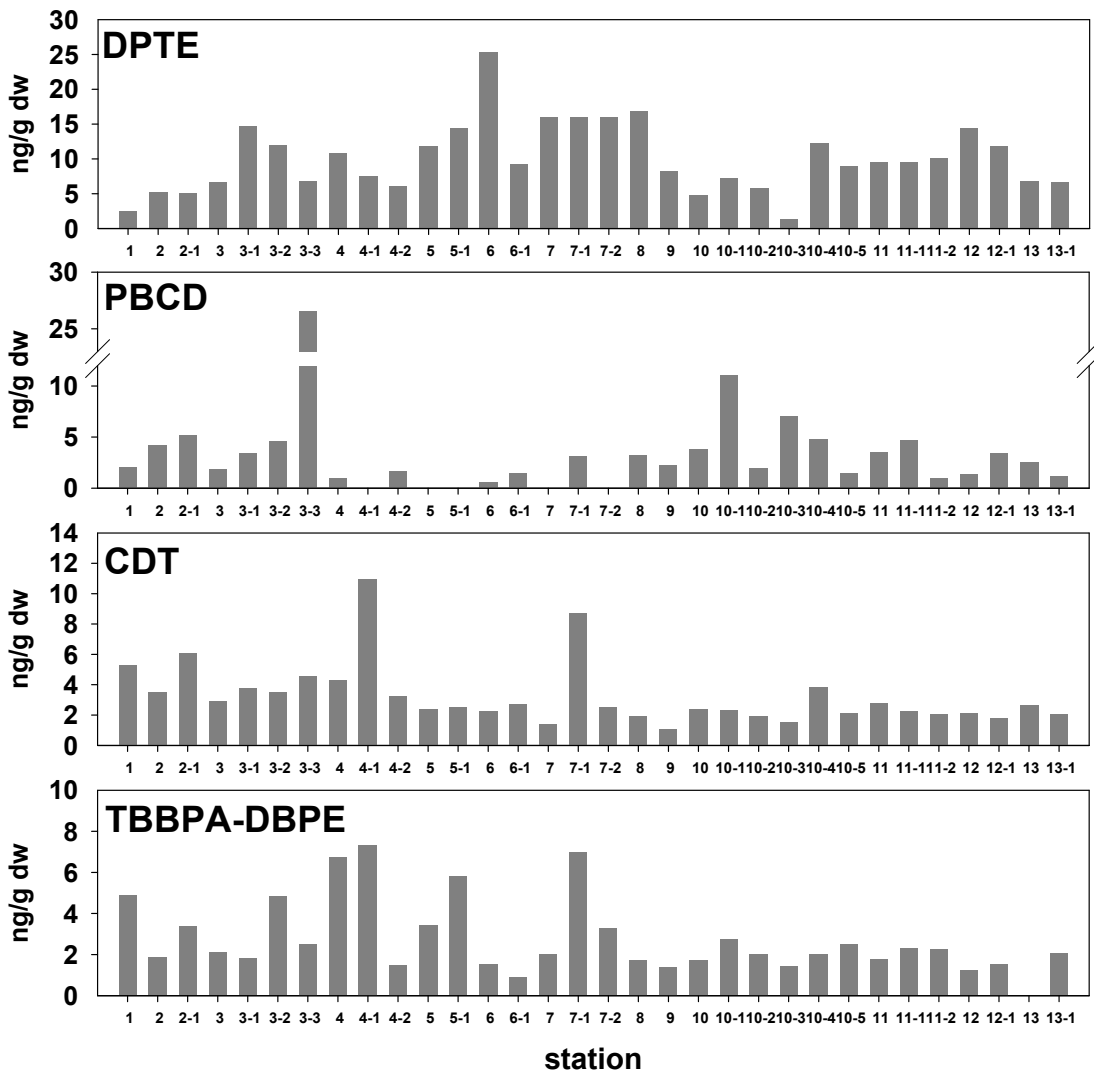


Figure 4-3-72. Distributions of DPTE, PBCD, CDT and TBBPA-DBPE in sediment from Ulsan Bay.

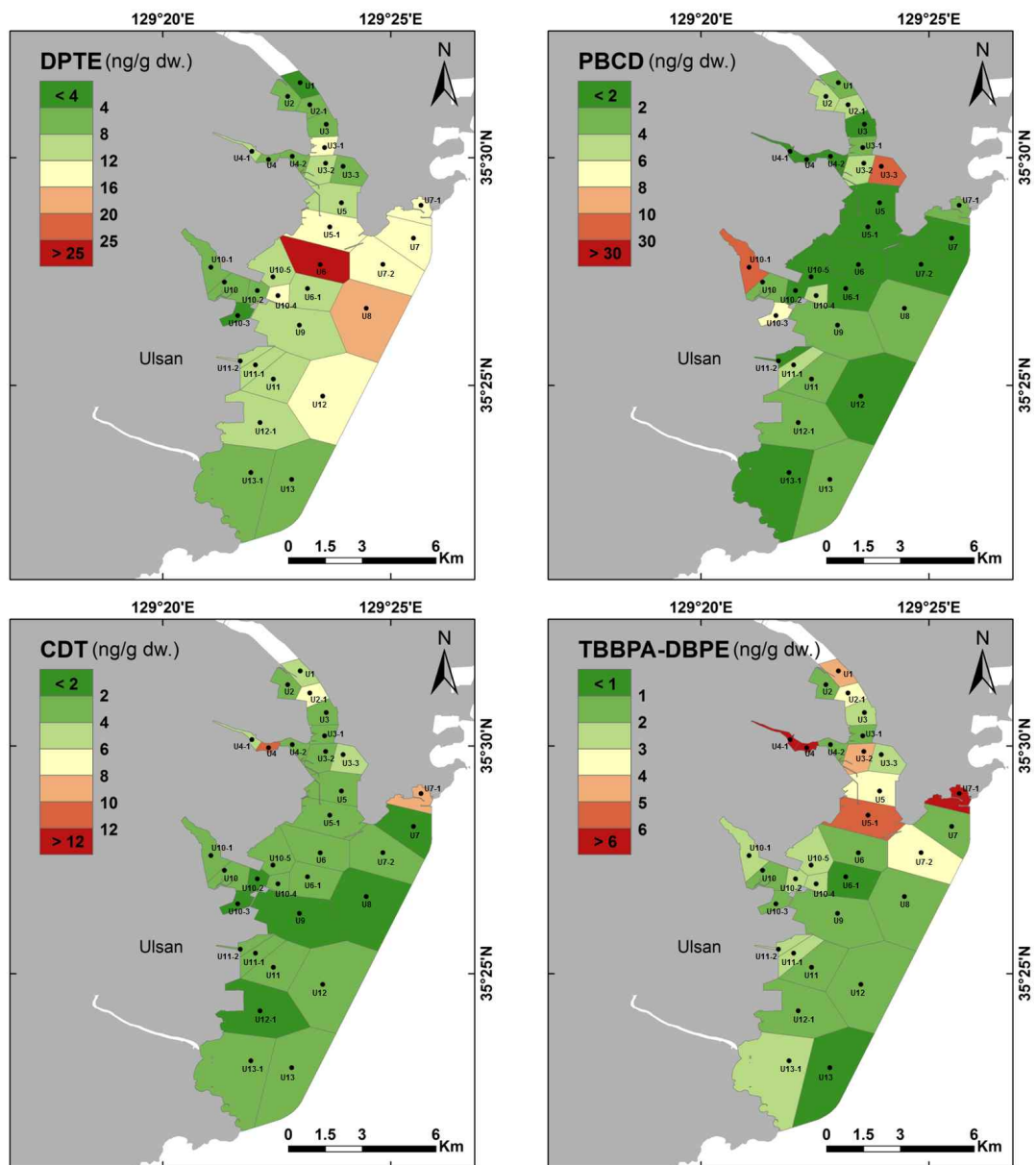


Figure 4-3-73. Distributions of DPTE, PBCD, CDT and TBBPA-DBPE in sediment from Ulsan Bay.

아. 표층 퇴적물 내 중금속의 오염현황 및 특성

1) 부산해역 표층퇴적물 중 중금속 농도와 분포

부산해역 표층퇴적물 내 중금속 원소들의 농도는 Cr 20.0~87.6 ppm, Co 4.2~14.8 ppm, Ni 7.9~35.9 ppm, Cu 5.7~799.3 ppm, Zn 44.4~461.8 ppm, As 4.4~16.8 ppm, Cd 0.08~0.91 ppm, Pb 19.5~107.8 ppm, Hg 0.01~0.29 ppm의 농도범위를 나타내고 있었다(Fig. 4-3-74). 분석된 중금속의 평균농도는 Zn이 165.7 ppm으로 가장 높았으며 Cu(93.2 ppm)>Cr(60.2 ppm)>Pb(39.0 ppm)>Ni(24.5 ppm)>Co(11.0 ppm)>As(10.1 ppm)>Cd(0.27 ppm)>Hg(0.09 ppm)의 순으로, 원소간의 1,900배의 큰 농도차이가 존재하는 것으로 나타났다. Cd는 부산항 내측인 B5-1 정점에서 최대농도를 보였으며, Cu, Pb 및 Hg는 자갈치 시장 인근인 B11 정점에서 최대농도를 보였다. Cr과 Ni은 감천항 내측인 B13 정점에서, Zn과 As는 B15-1 정점에서 최대농도를 나타내고 있어, 오염원에 따라 중금속 원소의 농도가 상이하게 나타났다.(Fig. 4-3-74).

부산해역 퇴적물 내 중금속 농도를 해역의 지형적 특성에 따라 수영강 주변(B1~4), 부산항만 주변(B5~15) 및 낙동강 주변(B16~26)로 구분하면 중금속 원소의 농도를 비교하면 다음과 같다. Cu의 경우, 수영강 주변해역에서는 19.8 ppm의 평균농도를 보였으나 부산항만을 포함한 해역에서는 143.3 ppm로 가장 높은 평균농도를 보였고, 낙동강에 영향을 크게 받는 해역에서는 19.2 ppm으로 수영강 인근과 유사한 농도를 보였다. Cd는 수영강 주변해역에서의 평균농도는 0.23 ppm이었으며, 부산항만 주변지역이 0.33 ppm으로 가장 농도가 높았고 낙동강 주변은 0.17 ppm으로 상대적으로 낮은 농도를 보이고 있었다. 나머지 중금속 원소 및 TOC 농도 역시 부산항만 인근에서 상대적으로 높은 농도를 보이고 있었다.

부산해역 퇴적물 내 중금속의 농도를 우리나라 해양환경기준과의 비교는 Figure 4-3-75에 나타냈다. Cr은 모든 조사정점에서 우리나라 주의기준(TEL, 116 ppm) 이하의 농도를 보였다. Ni 역시 모든 정점에서 TEL(47.2 ppm) 이하의 농도를 나타내고 있었다. Cu와 Zn는 Li을 이용하여 입도보정을 실시하게 되어있다. 입도보정 후 Cu의 농도는 9개 정점에서 TEL(20.6 ppm)과 PEL(64.4 ppm) 사이의 농도를 보였으며, 7개 정점(정점 11)은 PEL(64.4 ppm)을 초과하고 있는 것으로 나타났다. 입도보정 후 Zn의 농도는 19개 정점에서 TEL(68.4 ppm)과 PEL(157 ppm) 사이의 농도를 보였으며, 6개 정점은 PEL(157 ppm)을 초과하는 것으로 나타났다. Cu와 Zn가 우리나라 주의기준

(TEL) 또는 관리기준(PEL)을 초과하는 지역은 부산항, 부산남항, 감천항 및 다대포항 등 항구 지역인 것으로 나타나 이들 지역의 금속 오염도가 매우 큰 것으로 나타났다. As는 다대포항 내측은 B15-1 정점에서 주의기준을 초과하고 있었으며, Cd는 부산항 부두 밀집지역인 B5-1과 B5-3에서 주의기준을 초과하고 있었다. Pb는 부산항, 감천항 및 다대포항 정점들에서 주의기준을 초과하였다. Hg는 수영강 영향을 받는 B1~B1-2와 부산항, 부산남항 및 감천항에서 주의기준을 초과하는 것으로 나타났다. 그러나 As, Cd, Pb 및 Hg는 부산해역 퇴적물에서 관리기준을 초과하는 농도는 없었다.

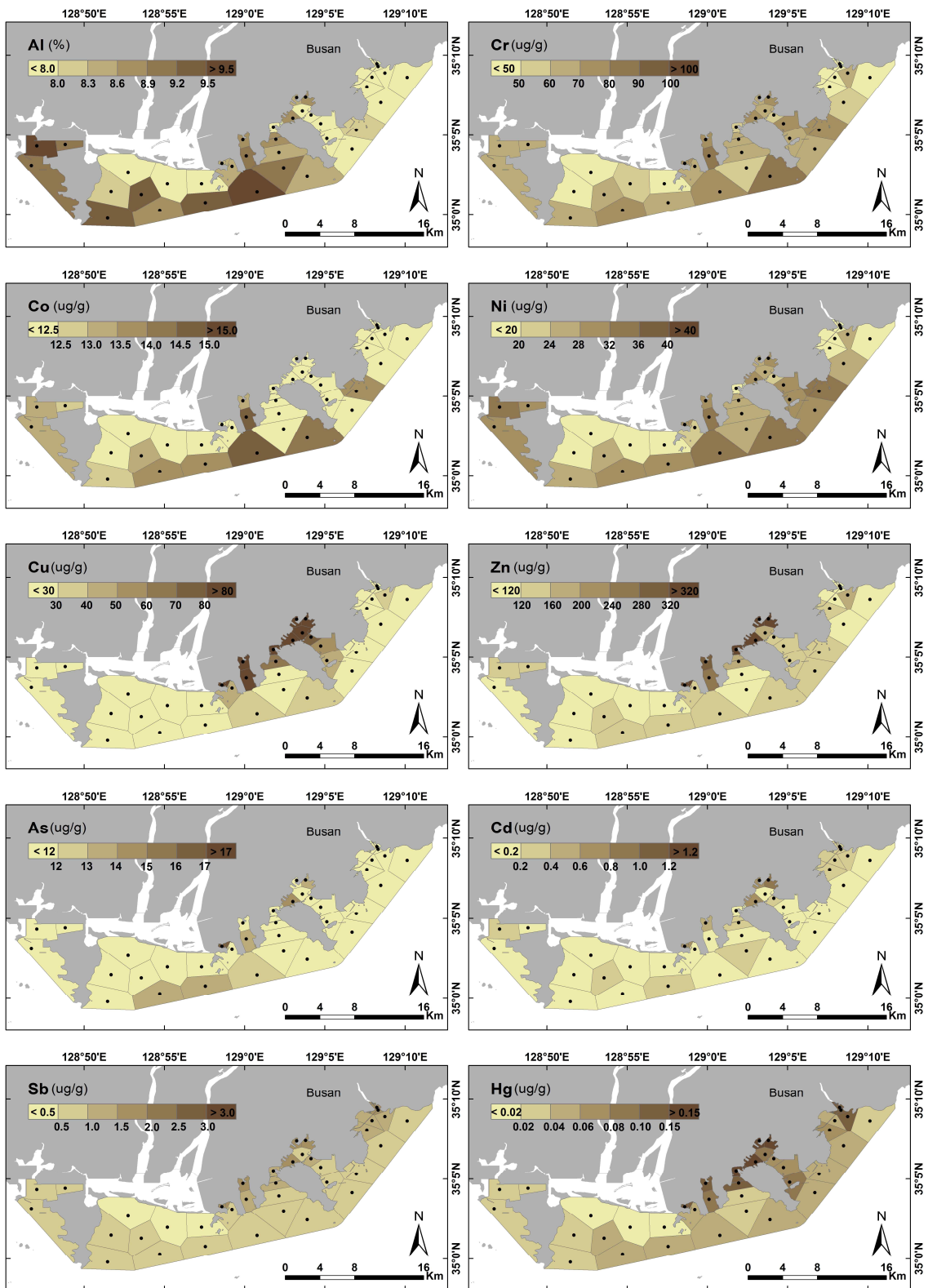


Figure 4-3-74. Spatial distribution maps of trace metals in surface sediment from Busan coastal area.

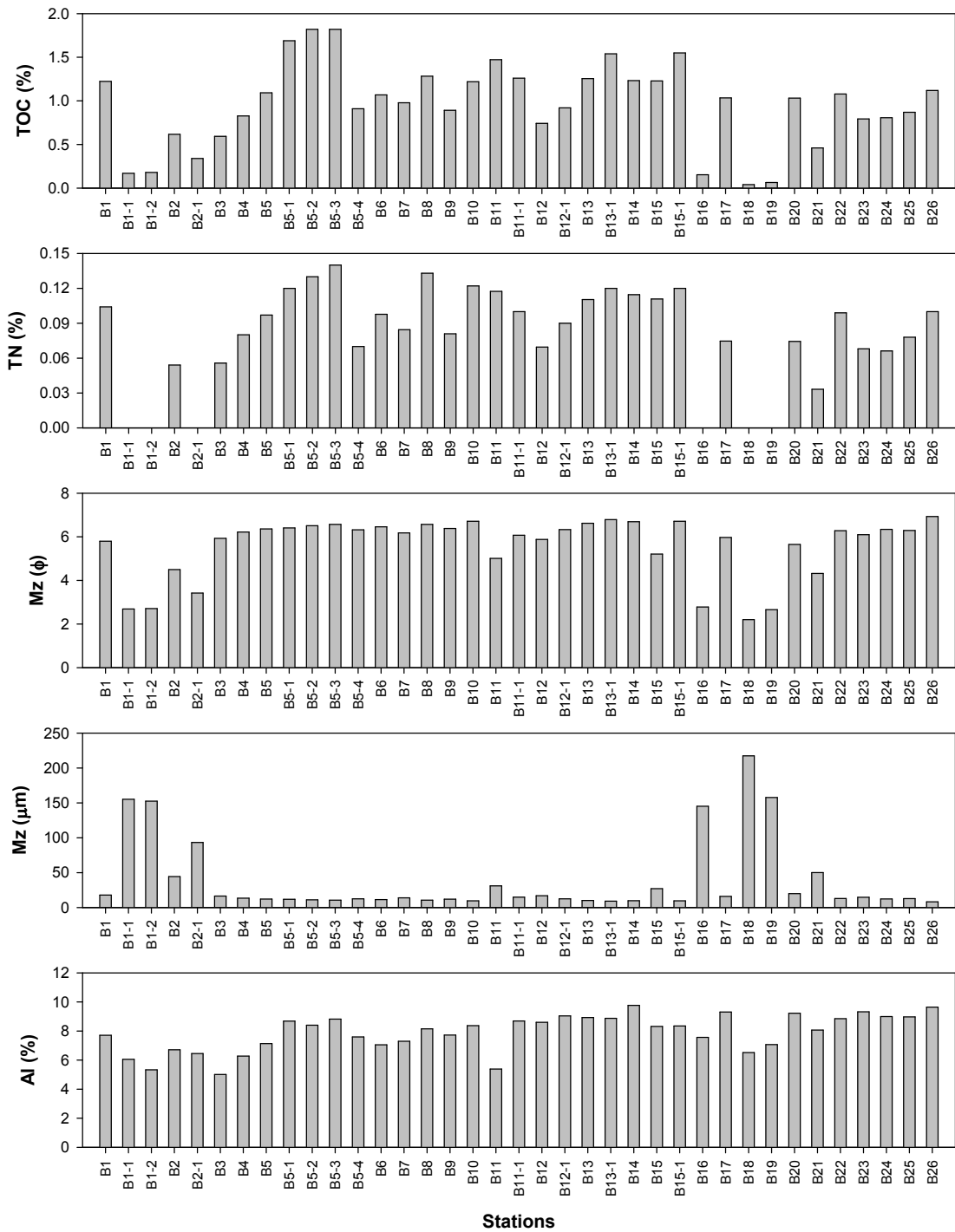


Figure 4-3-75. Spatial distributions of TOC, TN, mean grain size and heavy metals in surface sediment from Busan coastal area. Dashed and solid lines represent the TEL and PEL values of sediment quality guideline of Korea.

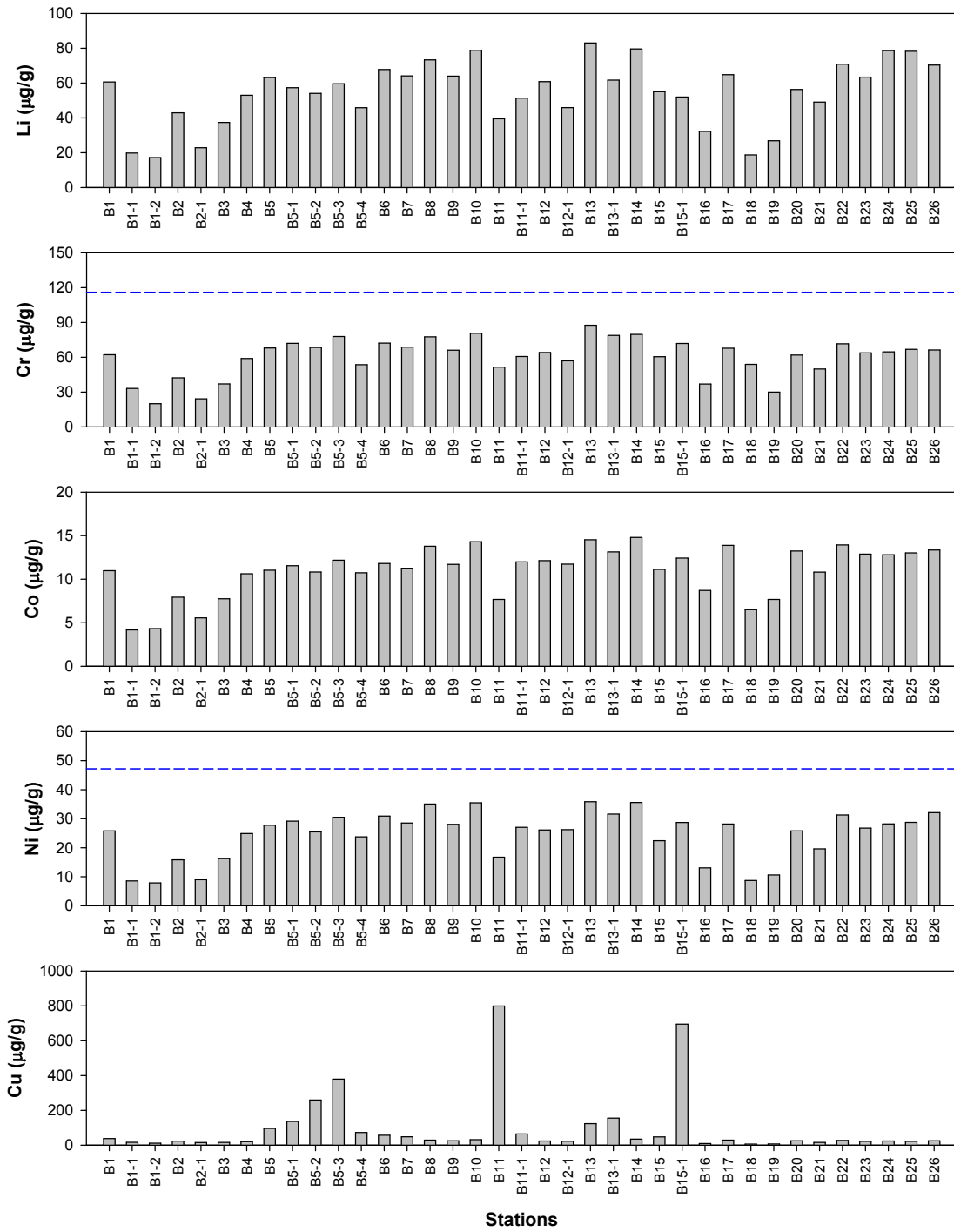


Figure 4-3-75. continue.

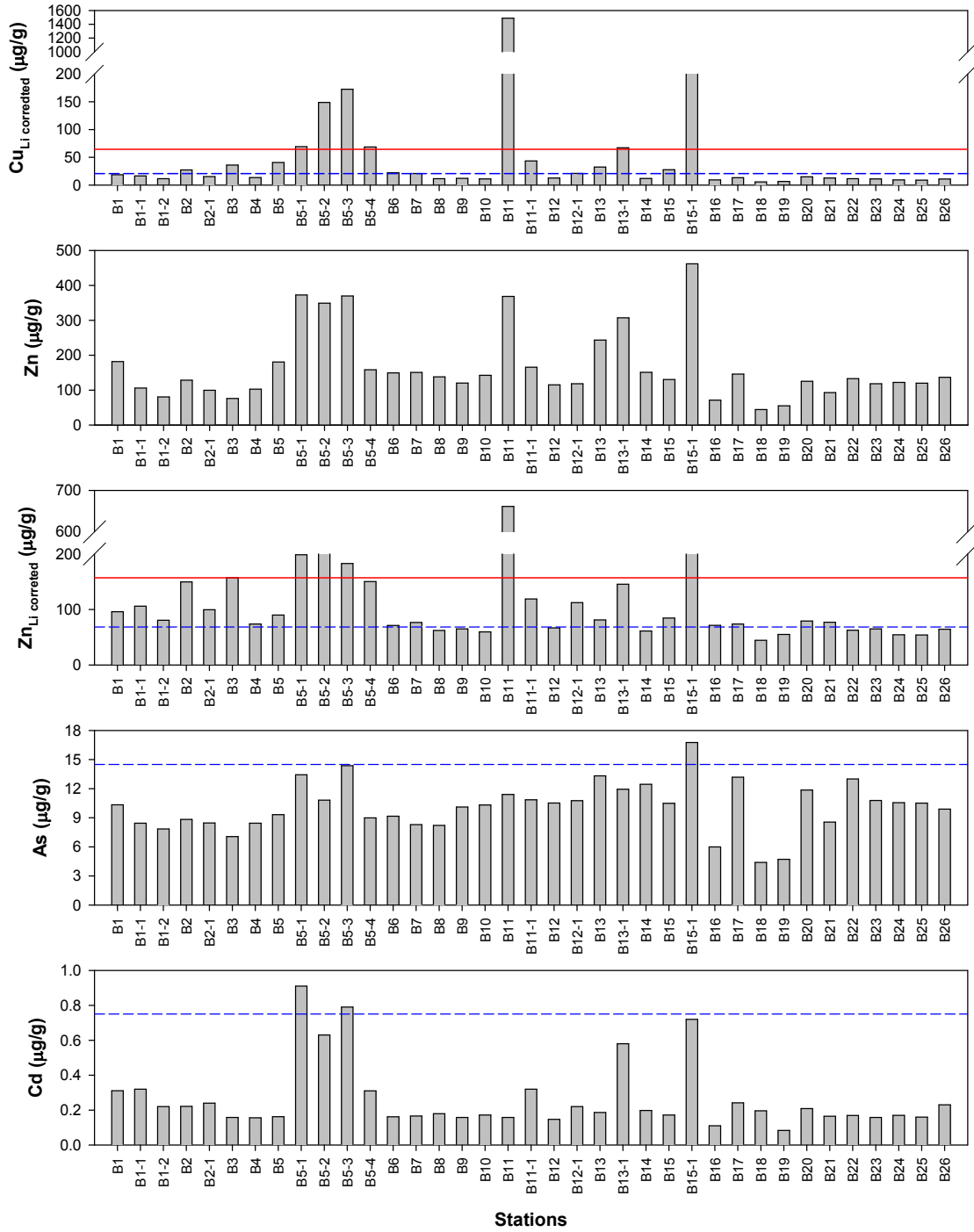


Figure 4-3-75. continue.

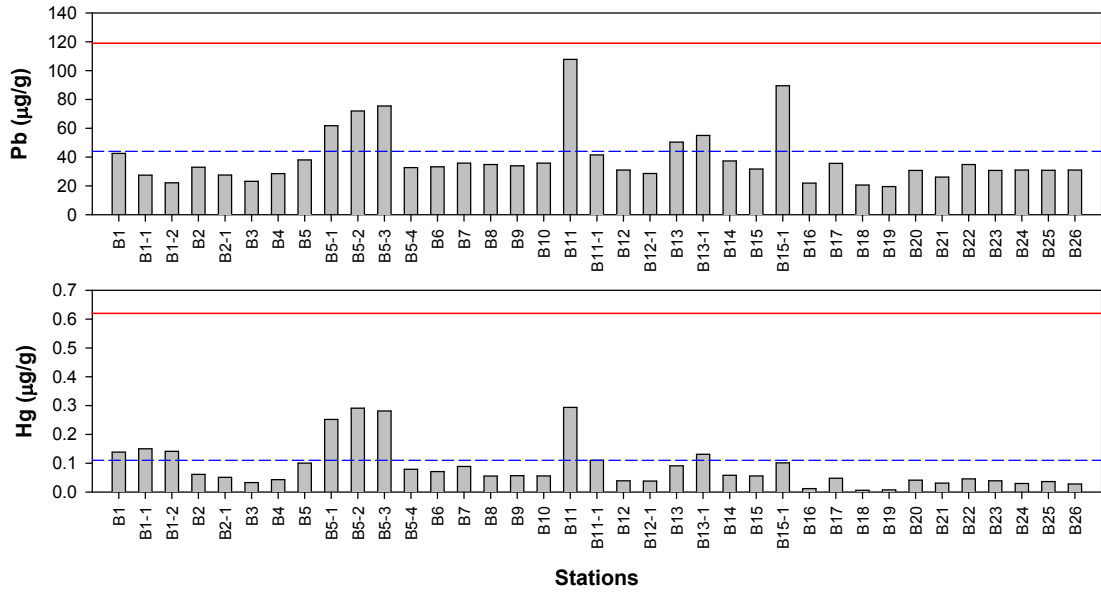


Figure 4-3-75. continue.

2) 울산해역 표층퇴적물 중 중금속 농도 및 공간분포

표층퇴적물 내 중금속 원소들의 농도는 Cr 11.2~90.1 ppm, Co 5.2~32.1 ppm, Ni 7.8~42.9 ppm, Cu 10.0~731.4 ppm, Zn 69.5~775.2 ppm, As 6.2~88.0 ppm, Cd 0.17~5.32 ppm, Pb 20.6~878.5 ppm, Hg 0.01~2.60 ppm의 범위를 나타내었다(Fig. 4-3-76). 원소별 중금속의 평균농도는 Zn이 203.9 ppm으로 가장 높았으며 Cu(88.6 ppm)>Pb(72.5 ppm)>Cr(60.2 ppm)>Ni(29.5 ppm)>As(16.2 ppm)>Co(13.4 ppm)>Cd(0.61 ppm)>Hg(0.30 ppm)의 순이었다. 공간적으로 살펴보면 Co와 Hg는 외항강을 통하여 석유화학단지 및 울주신일반산업단지의 영향을 받는 U10-1 정점에서 최대농도를 보였다. 나머지 Cr, Ni, Cu, Zn, As, Cd 및 Pb는 U11-2 정점에서 가장 높은 농도를 나타냈다(Fig. 4-3-77).

울산 해역 퇴적물 내 중금속 농도를 울산만 내측(U1~4), 온산산업단지 인근(U10~11) 및 외해역(U5~9, 12~13)로 구분하여 중금속 원소의 농도를 비교한 결과, Cr은 울산만 내측에서, Co, Cu, Zn, Cd, Pb 및 Hg 온산산업단지 주변에서 상대적으로 더 높은 평균농도를 보이고 있었다. 울산해역 중금속 농도를 우리나라 해양환경기준과 비교를 하면, Cr, Ni은 모든정점에서 TEL이하의 농도를 보였다. 입도보정 후 Cu는 총 33개 정점 중 15개 정점에서 TEL과 PEL사이의 농도였으며, 8개 정점은 PEL을 초과하였다. 입도보정 후 Zn의 농도는 총 33개 정점 중 10개 정점이 TEL과 PEL사이의 농도를 보였으며, 9개 정점은 PEL을 초과하고 있는 것으로 나타났다. As은 12개 정점에서, Cd는 4개 정점에서, Pb는 12개 정점에서, Hg는 13개 정점에서 TEL과 PEL사이의 농도를 나타냈으며, As 1개, Cd 1개, Pb 2개, Hg 3개 정점은 PEL을 초과하는 높은 농도를 보였다.

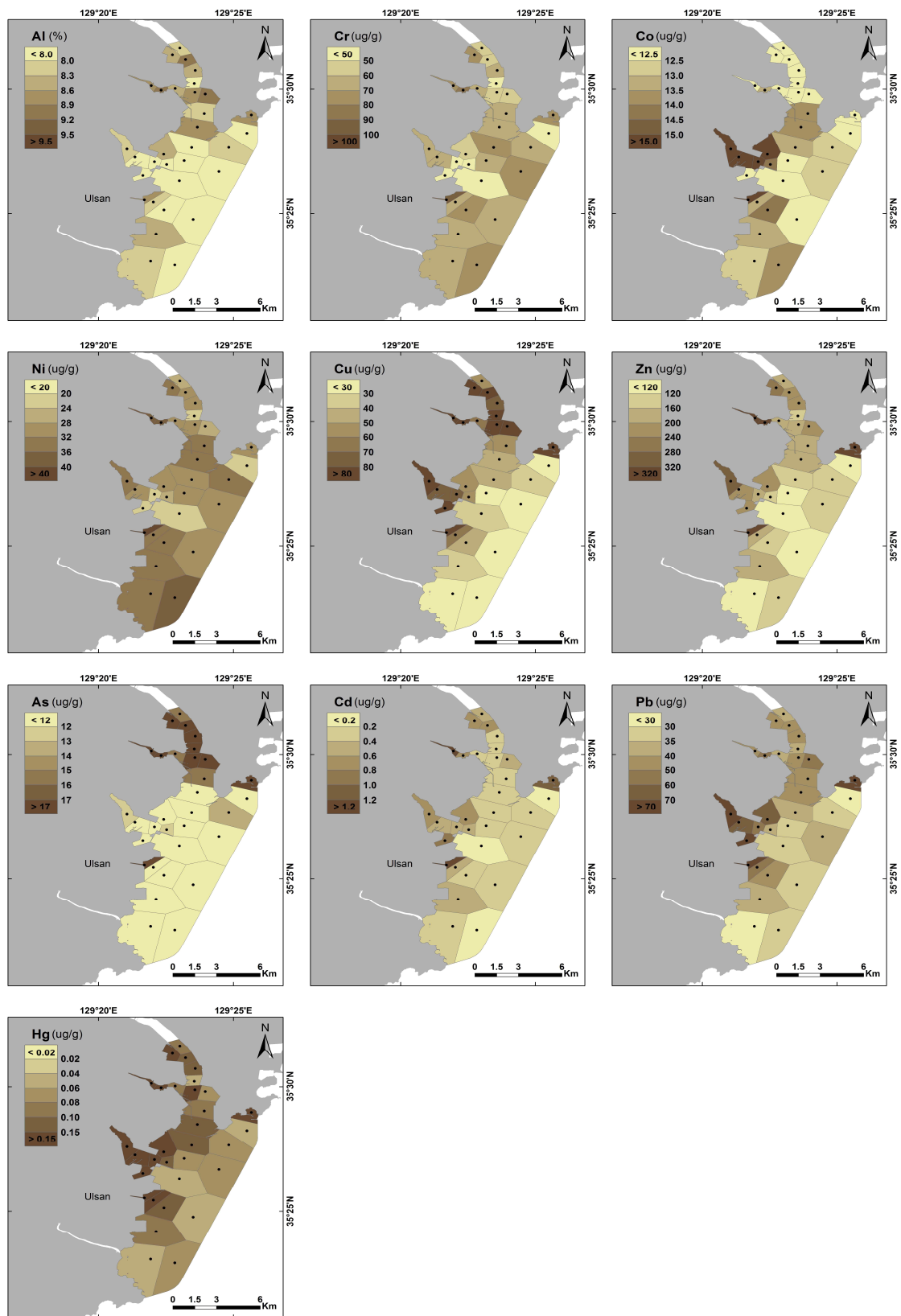


Figure 4-3-76. Spatial distribution maps of trace metals in surface sediment from Ulsan Bay.

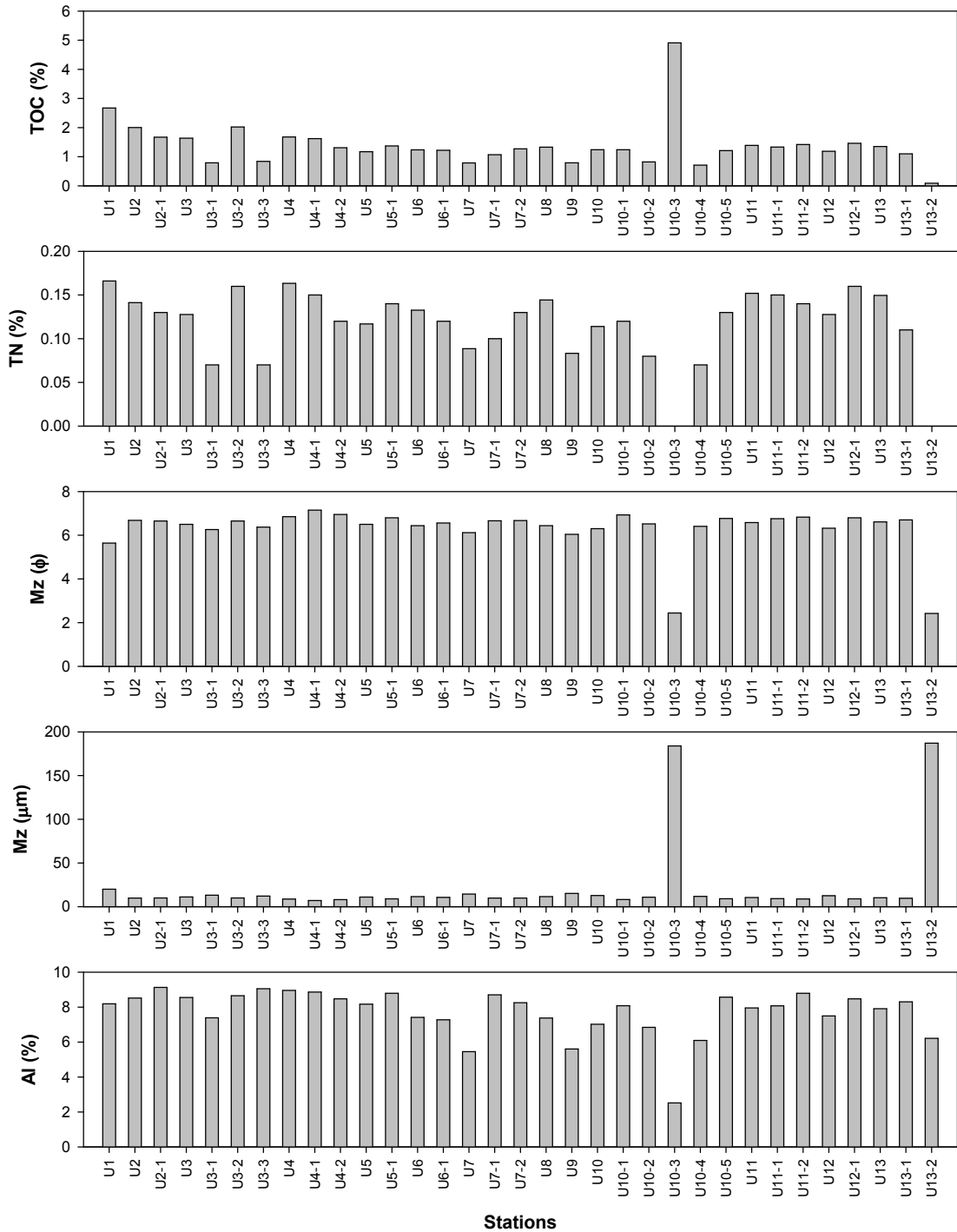


Figure 4-3-77. Spatial distributions of TOC, TN, mean grain size and heavy metals in surface sediment from Ulsan Bay. Dashed and solid lines represent the TEL and PEL values of sediment quality guideline for Korea.

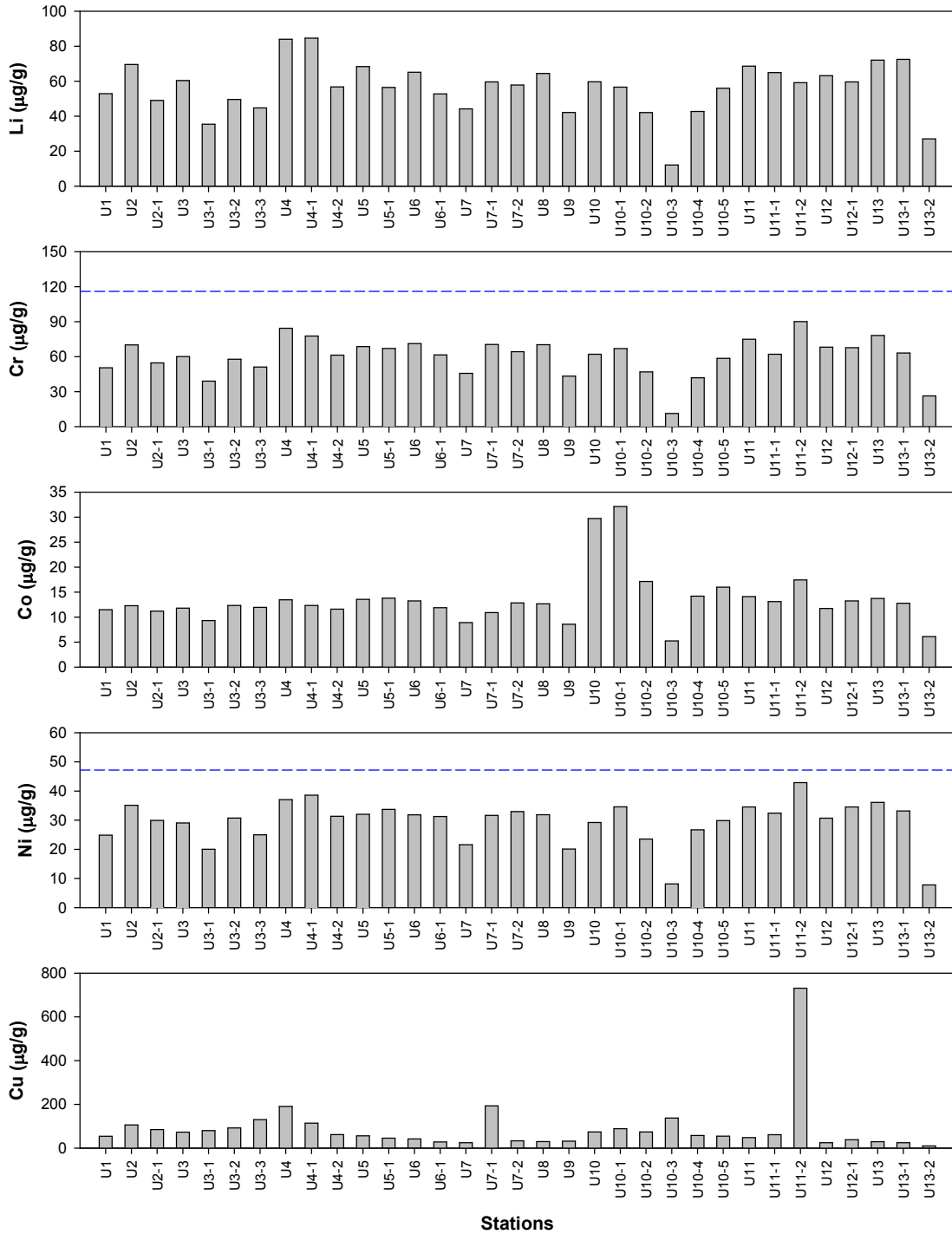


Figure 4-3-77. continue.

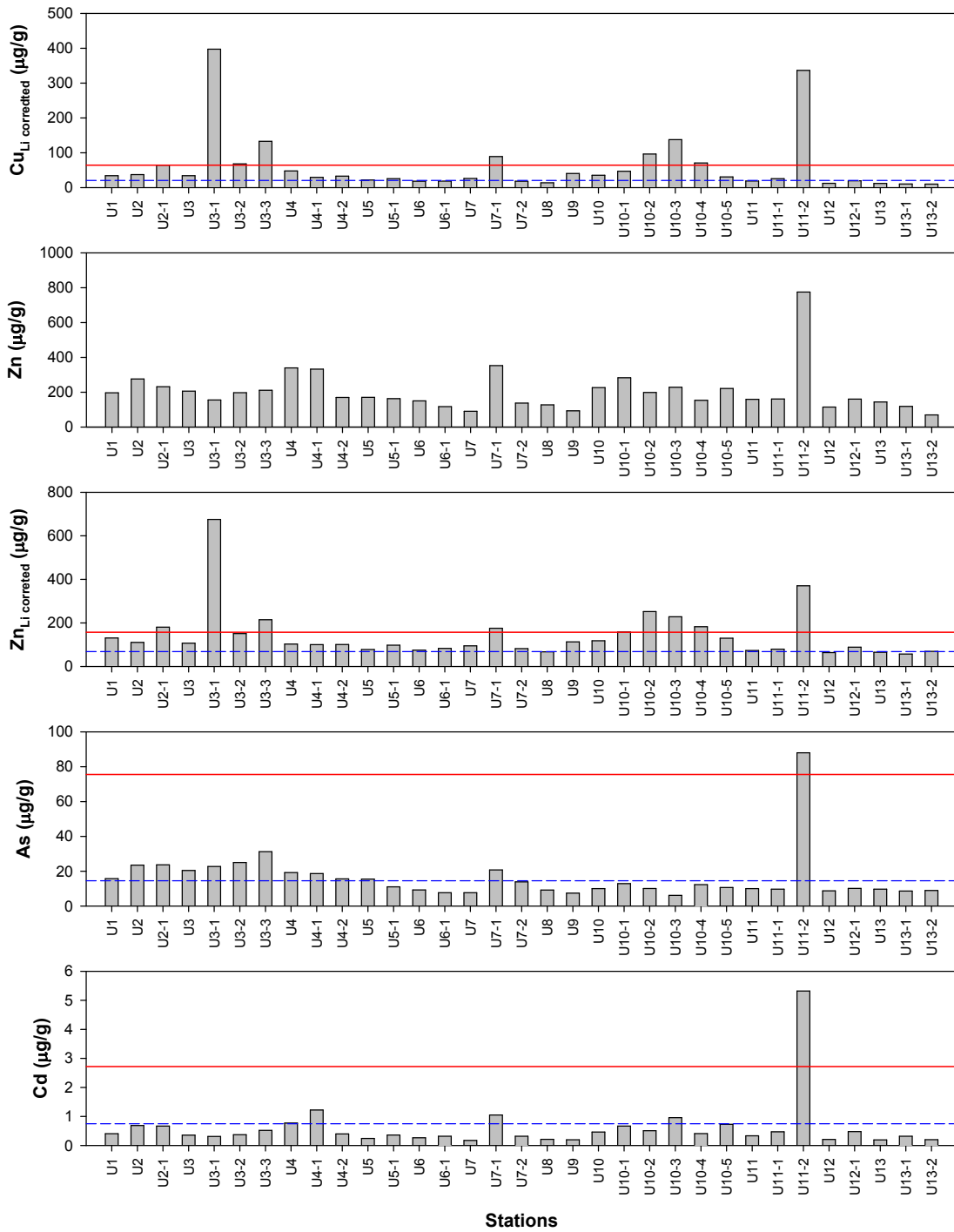


Figure 4-3-77. continue.

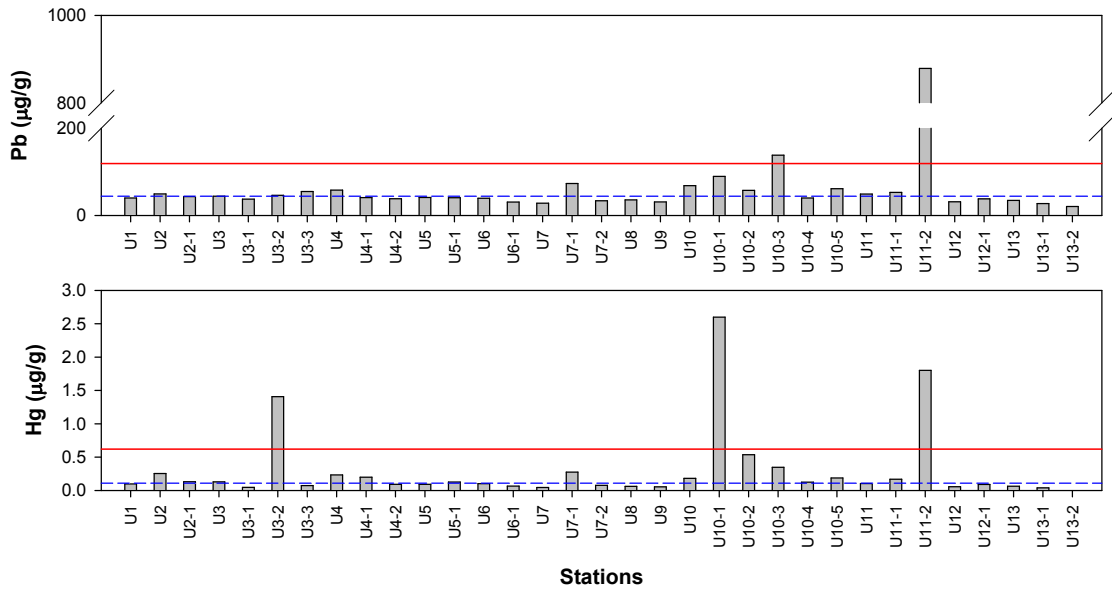


Figure 4-3-77. continue.

3) 진해 표층퇴적물 중 중금속 농도 비교

2015년 채취한 진해만 16개 정점에서의 표층퇴적물 내 중금속 원소들의 농도는 Cr 53.8~79.4 ppm, Co 11.7~15.7 ppm, Ni 23.3~37.8 ppm, Cu 26.4~112.0 ppm, Zn 138.3~317.4 ppm, As 6.7~13.6 ppm, Cd 0.17~1.23 ppm, Pb 30.7~67.3 ppm, Hg 0.03~0.14 ppm의 범위를 나타내었다(Fig. 4-3-78). 원소별 중금속의 평균농도는 Zn이 187.9 ppm으로 가장 높았으며 Cr(70.3 ppm)>Cu(57.1 ppm)>Pb(41.5 ppm)>Ni(32.0 ppm)>Co(13.9 ppm)>As(9.8 ppm)>Cd(0.64 ppm)>Hg(0.06 ppm)의 순이었다. 공간적으로 살펴보면 Zn, As, Cd, Pb 등은 JH1 정점에서 최대농도를 보이고 있었으며, Cr과 Ni은 JH20에서 최대농도를 보이는 등 금속 원소에 따라 최대농도를 나타내는 정점이 상이하게 나타났다.

진해만 해역 중금속 농도를 우리나라 해양환경기준과 비교를 하면, Cr, Ni, As는 모든 정점에서 TEL 이하의 농도를 보였다. 입도보정을 하게 되었있는 Cu와 Zn는 16개 정점 중 각각 3개와 4개 정점이 TEL 기준을 초과하였으나 PEL 이하의 농도였다. Cd는 JH1, JH2, JH5, JH10, JH18, JH20 등 5개 정점에서 TEL을 초과하는 농도를 보였다. 각각 Ni은 Ni은 모든 정점에서 TEL이하의 농도를 보였다. Pb는 Cu, Zn 등이 TEL을 초과하는 정점인 4개 정점에서 TEL을 초과하고 있었다. Hg는 JH2 정점만이 TEL을 초과하는 것으로 나타났다. 진해만 표층퇴적물 내 중금속 농도는 일부 조사정점에서 Cu, Zn, Pb, Cd 등이 TEL을 초과하고 있었으나 모든 정점에서 PEL을 초과하는 지역은 없는 것으로 나타났다.

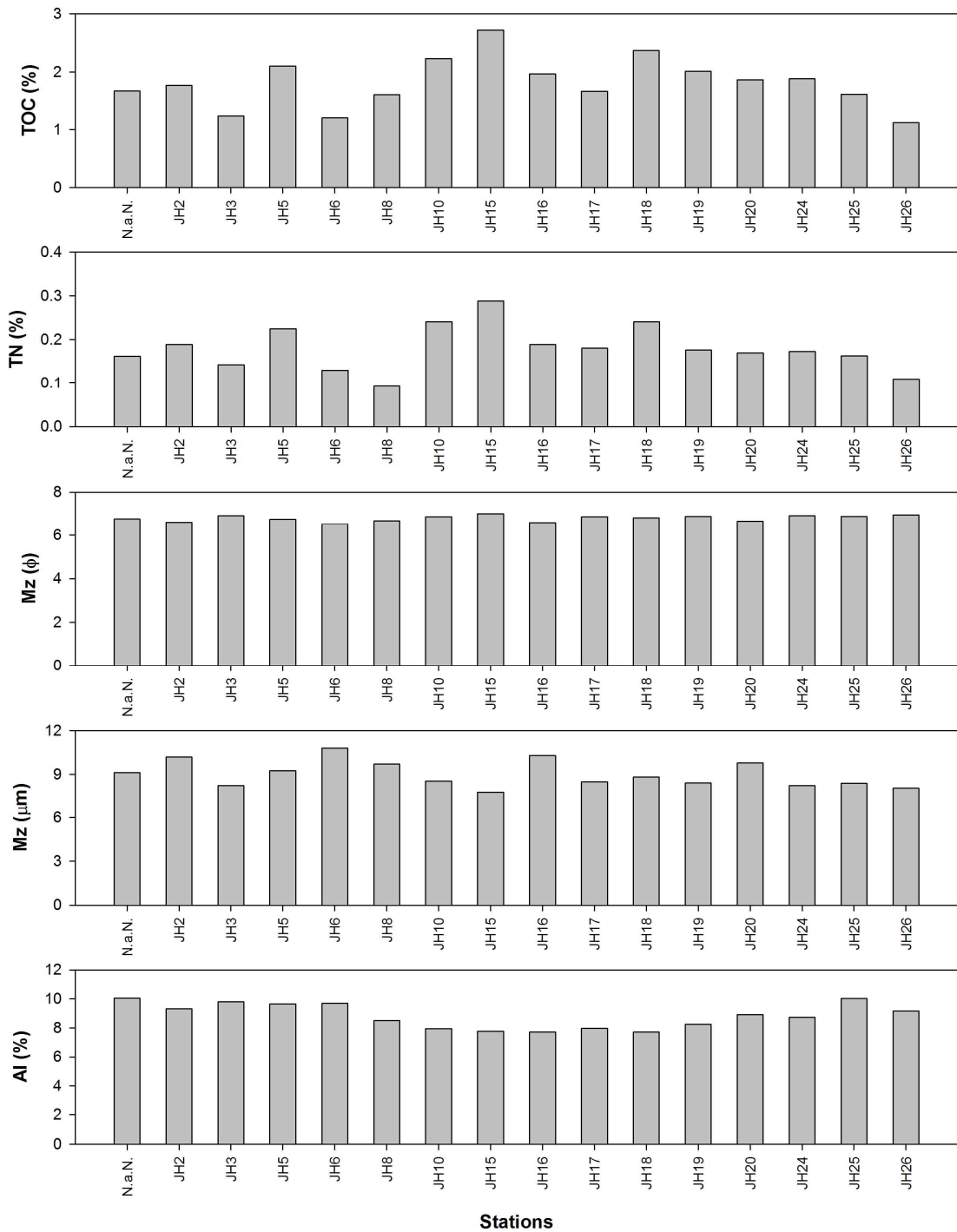


Figure 4-3-78. Spatial distributions of TOC, TN, mean grain size and heavy metals in surface sediment from Jinhae Bay in 2015. Dashed and solid lines represent the TEL and PEL values of sediment quality guideline for Korea.

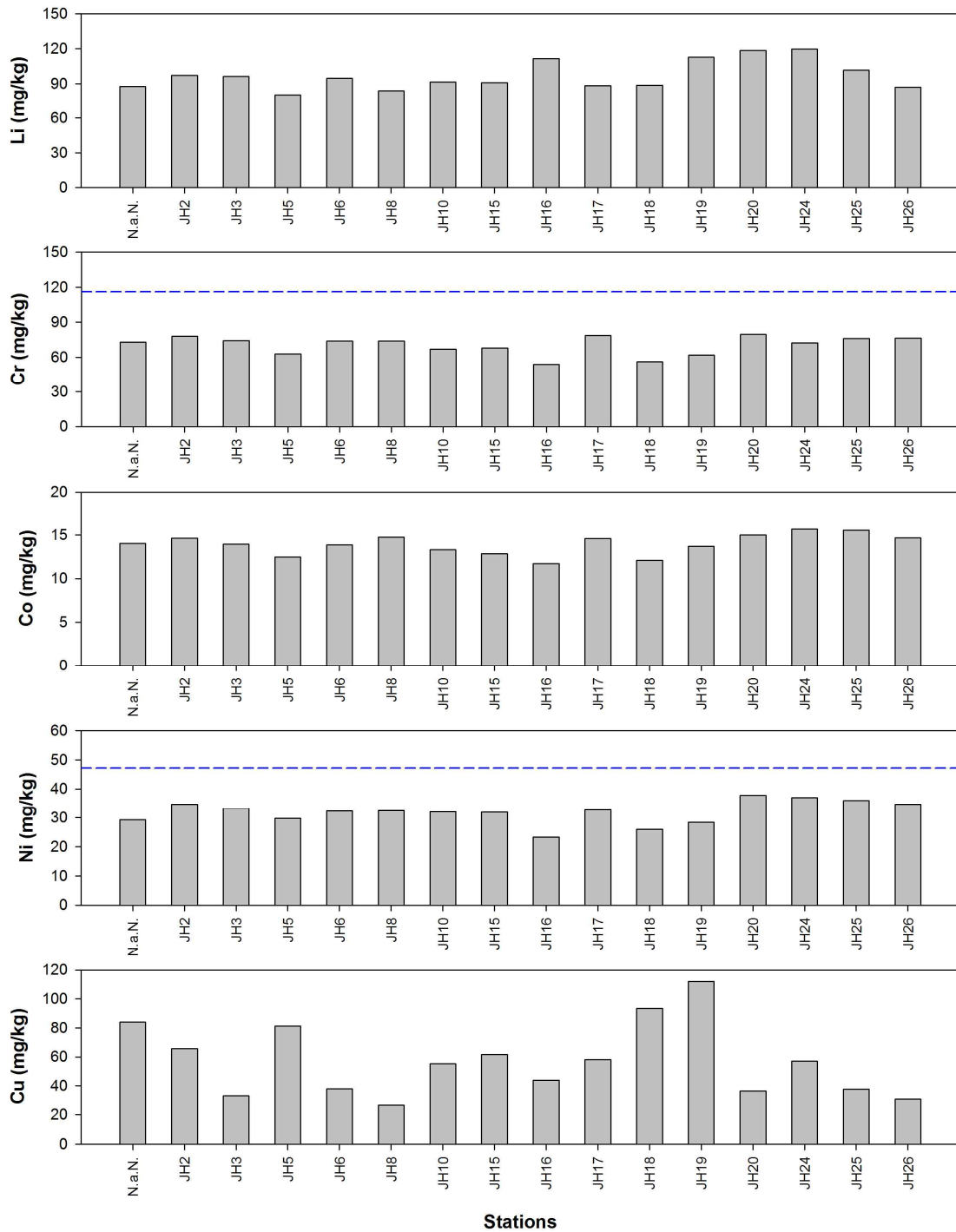


Figure 4-3-78. continue

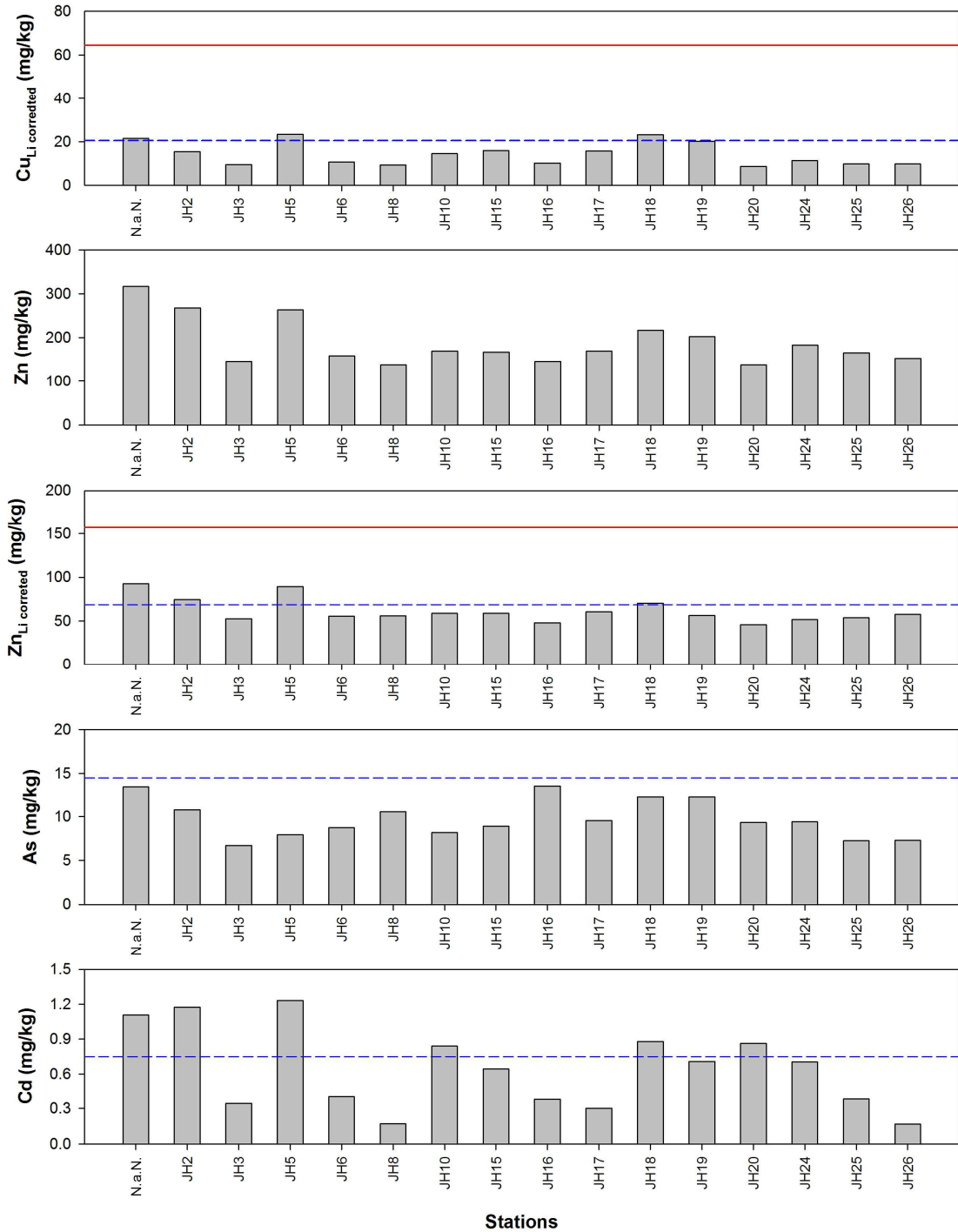


Figure 4-3-78. continue.

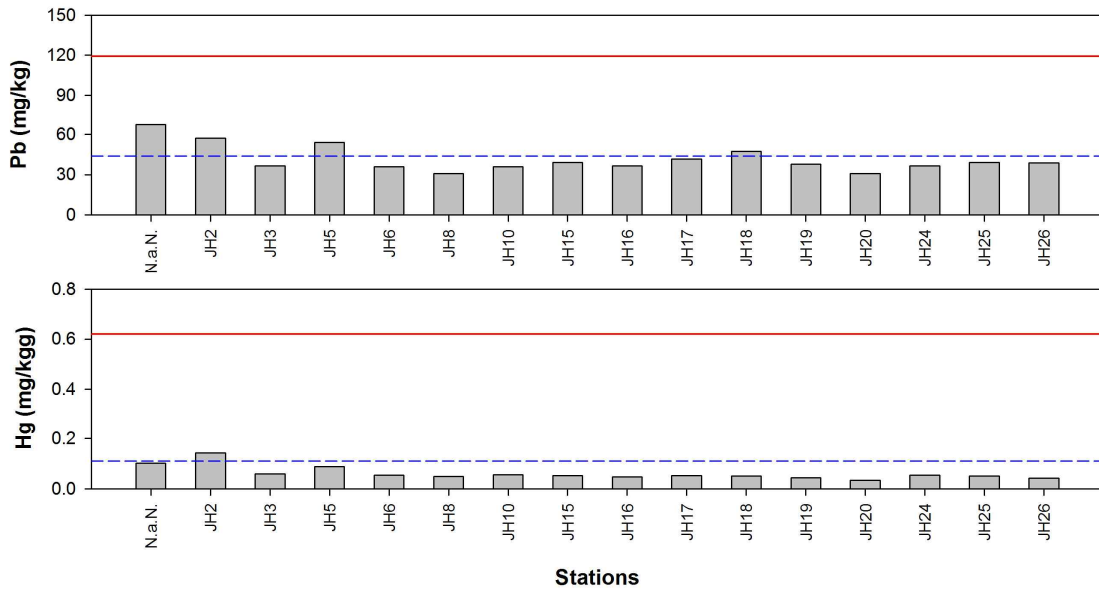


Figure 4-3-78. continue.

자. 표층 퇴적물 중 분배영향인자 분석

1) 부산해역/울산만/진해만의 입자 조직 및 유기탄소 함량

부산해역 퇴적물의 입자크기는 8.2~217.4 μm 의 범위와 38.3 μm 의 평균 입자크기로 B26 정점이 가장 세립한 입도를, 낙동강의 영향을 받는 B18 정점에서 가장 조립한 입도를 보이고 있는 것으로 나타났다. 특히 낙동강의 영향을 받는 해역(정점 16, 18 및 19)에서는 퇴적물이 조립하였으며, 모래가 구성하는 상대적인 비율이 93%를 초과하는 것으로 나타났다(Fig. 4-3-80). 부산해역에서는 지형에 따라 크게 silt, sandy silt 및 sand의 3가지 퇴적물 입도 특성을 보이고 있었다. 퇴적물 내 총유기탄소(TOC)의 평균 및 농도범위는 각각 0.96%와 0.04~1.82%로 정점에 따라 약 45배의 농도차이가 존재하였다. 공간적으로 살펴보면 부산항 내측인 B5-1~2 정점에서 TOC 농도가 가장 높았으며, 입도가 가장 조립한 정점 B18에서 가장 낮은 농도를 보였다(Fig. 4-3-75).

울산해역 33개 정점 표층퇴적물 내 입도의 평균 및 범위는 각각 21.4 μm 와 7.0~187.1 μm 로 평균적으로 부산해역에 비해 상대적으로 세립한 퇴적물이 분포하는 것으로 나타났다(Fig. 4-3-79). 정점별로 살펴보면 장생포항 상류인 U4-1 정점에서 입도가 7.0 μm 로 가장 세립하였으며 온산산업단지 인근인 U10-3과 외해역인 U13-2에서 180 μm 을 초과하는 조립한 퇴적물이 존재하고 있었다. 퇴적물 내 TOC의 평균 및 농도범위는 각각 1.39%와 0.09~4.91%로 정점에 따라 약 54배의 큰 농도차이가 존재하는 것으로 나타났다. 공간적으로 살펴보면, 온산산업단지 인근인 U10-3 정점에서 4.91%의 가장 높은 TOC 농도를 보였으며, 울산만 상류지역에서 상대적으로 높은 농도를 보였다. 그러나 상대적으로 입도가 조립한 외해역에서는 낮은 TOC 농도를 나타내고 있었다.

2015년에 채취한 진해만 표층퇴적물 내 입도의 평균 및 범위는 각각 6.8 μm 와 6.5~7.0 μm 로 정점에 따른 입도크기의 차이가 적었다(Fig. 4-3-80). U4 진해만 표층퇴적물 내 TOC의 평균 및 농도범위는 각각 1.82%와 1.12~2.72%로 JH15 정점이 가장 높았으며, JH26 정점에 가장 낮은 농도를 보였다. 진해만 표층퇴적물 모두 silt가 우세한 특징을 보이고 있었다(Fig. 4-3-80).

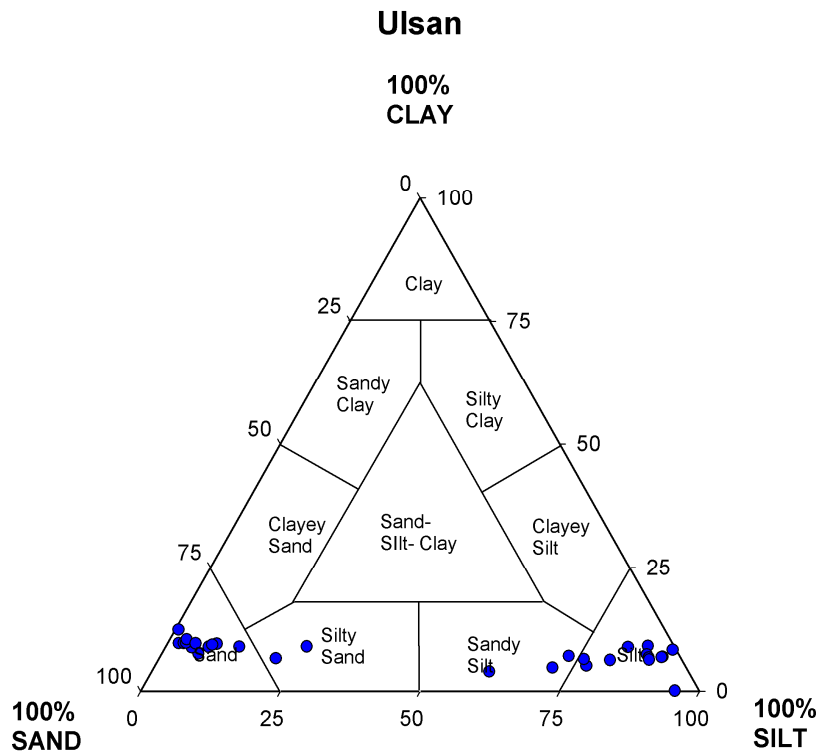
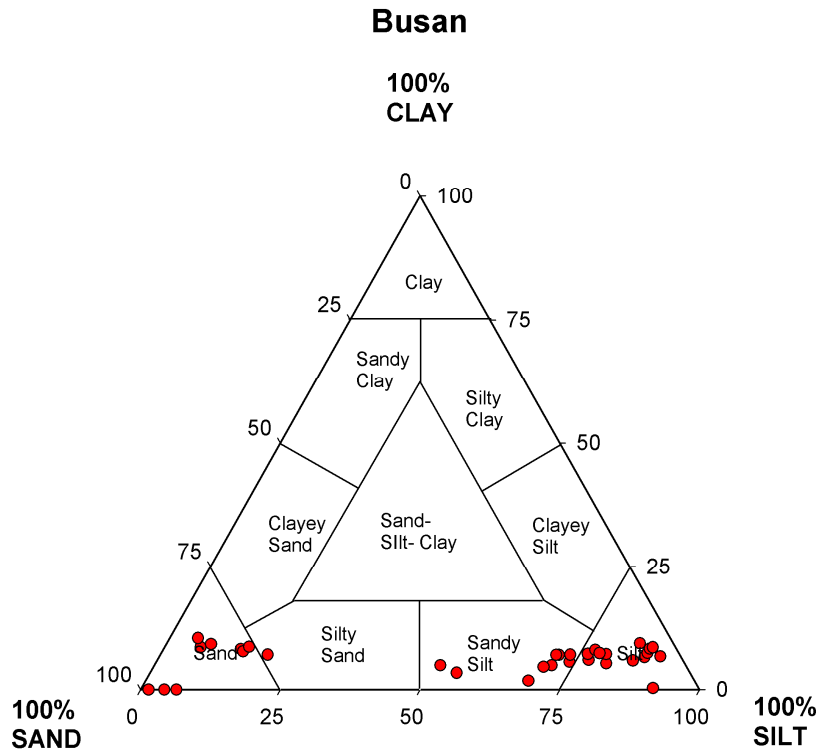


Figure 4-3-79. Ternary graph of textural parameters in surface sediment from Busan coastal area (upper) and Ulsan Bay (lower).

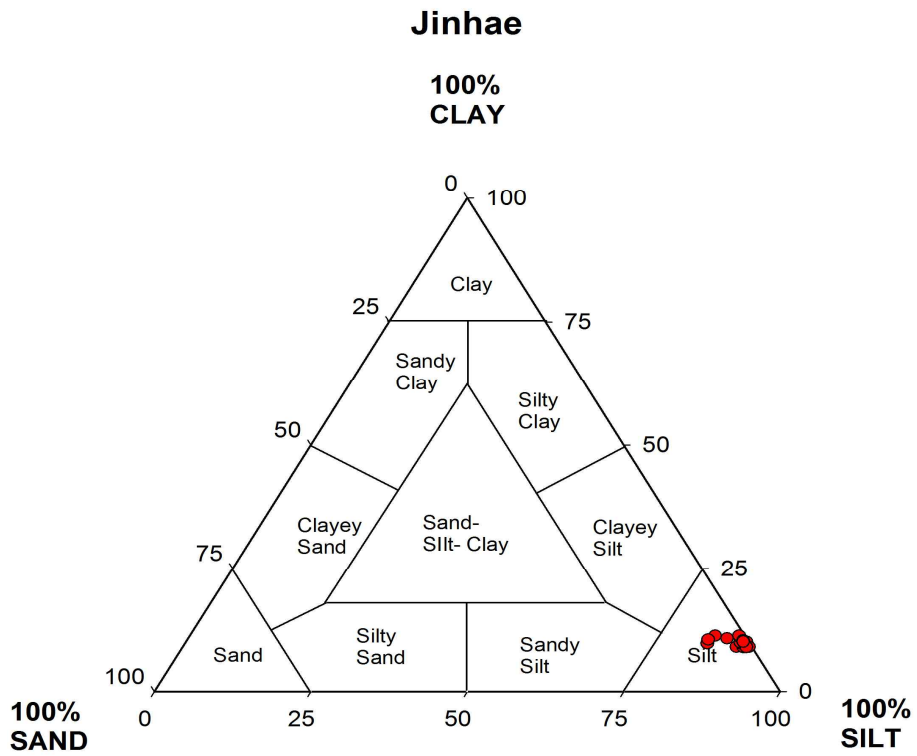


Figure 4-3-80. Ternary graph of textural parameters in surface sediment from Jinhae Bay.

2) 부산/울산해역 표층퇴적물 중 중금속 오염물질 영향인자

일반적으로 퇴적물은 입도, 기반암의 종류, 광물조성, 탄산염 및 유기물 농도의 영향을 많이 받고 있으며(Calvert, 1976) 용존 중금속은 입자와의 친화력이 크기 때문에 입자에 흡착되어 저층으로 퇴적되고 있다. 따라서 중금속과 유기물 농도는 세립한 입자의 표면적이 더 크기 때문에 금속농도가 높아지고 조립한 퇴적물 일수록 낮은 농도를 보이고 있다(Horowitz, 1991). Al은 퇴적물 내 수 % 단위로 존재하는 주요원소이며 대부분이 퇴적물 내에서 안정성이 높은 광물격자에 존재하기 때문에 퇴적물의 입도보정이 가능한 원소 중 하나로 활용되고 있다. Table 4-3-43는 부산해역에서 퇴적물 입도구성, TOC, Al 및 중금속 원소 등 분석항목간의 개별적인 상관성을 파악하기 위하여 상관분석(Pearson's correlation)을 실시하였다(Fig. 4-3-81, 4-3-82). 퇴적물 입도(Mz)와 Al은 Cr, Co, Ni 및 As과 양호한 상관성을 보여주고 있어 이들 중금속 원소는 퇴적물 입자크기 변화에 따른 알루미늄-규산염 광물, 즉 석영 회석 효과에 의해 조절되고 있는 것으로 판단된다. 그러나 입도 및 Al은 Cu, Zn, Cd, Pb 및 Hg 등의 중금속 원소와는 상관성이 없는 것을 알 수 있었다. TOC는 Al을 제외한 중금속 원소간에 양호한 양의 상관성을 보이고 있는 것으로 나타났다(Fig. 4-3-83).

울산해역의 경우, 퇴적물 입도는 Cr, Ni과 양호한 상관성을, TOC는 Al, Zn, As, Cd와 양호한 상관성을 보였다(Table 4-3-44). Al은 Cr, Ni, As 등과 양호한 상관성을 보이고 있었으나, 나머지 원소와는 상관성이 없는 것으로 나타났으며 나머지 원소들 간에는 양호한 양(+의 상관성을 나타내고 있었다.

2015년 진해만 표층퇴적물 내 퇴적물 입도는 금속 및 총유기탄소와 상관성이 없는 것으로 나타났다(Table 4-3-45). 총유기탄소는 Al, Cr, Co와는 음의 상관성을 보였으나, Cu, Cd와는 양의 상관성을 나타내고 있어 진해만 퇴적물 내 중금속 농도는 입도 및 유기물의 영향을 동시에 받는 것을 알 수 있었다.

부산해역 37개, 울산만 32개, 진해만 15개 정점 퇴적물 입자의 유기탄소함량은 각각 평균 0.96%, 1.43%, 1.82%으로 진해만에서 상대적으로 높게 나타났다. 유기탄소함량이 상대적으로 높은 부산항 내측과 울산만 내측, 고현만 내 정점에서 대다수의 유기오염물질이 높은 농도로 보였다. 그러나, 정점별 퇴적물 입자의 총유기탄소 함량과 유기오염물질 간의 상관관계를 분석해 보면 상관성은 미약하게 나타났다(Fig. 4-3-84).

Table 4-3-43. Pearson's correlation coefficients for sediment textures, organic carbon and metals in surface sediments (n=37) from Busan coastal area.

	Mz	Clay	Sand	Silt	TOC	Al	Li	Cr	Co	Ni	Cu	Zn	As	Cd	Pb	Hg
Mz	-															
Clay	0.94**	-														
Sand	-0.18	0.01	-													
Silt	0.09	-0.11	-0.99**	-												
TOC	0.81**	0.80**	0.06	-0.14	-											
Al	0.58**	0.72**	0.11	-0.17	0.49**	-										
Li	0.85**	0.80**	-0.38*	0.31	0.62**	0.71**	-									
Cr	0.83**	0.82**	-0.13	0.05	0.78**	0.69**	0.88**	-								
Co	0.84**	0.85**	-0.14	0.06	0.65**	0.85**	0.93**	0.89**	-							
Ni	0.92**	0.90**	-0.22	0.14	0.76**	0.73**	0.94**	0.94**	0.95**	-						
Cu	0.19	0.20	0.28	-0.30	0.54**	-0.10	-0.03	0.19	0.00	0.08	-					
Zn	0.46**	0.50**	0.31	-0.36*	0.81**	0.20	0.22	0.48**	0.26	0.38*	0.83**	-				
As	0.66**	0.72**	-0.05	-0.02	0.78**	0.60**	0.55**	0.64**	0.62**	0.64**	0.52**	0.73**	-			
Cd	0.27	0.39*	0.49**	-0.52**	0.61**	0.22	0.01	0.29	0.10	0.20	0.48**	0.81**	0.57**	-		
Pb	0.36*	0.38*	0.25	-0.28	0.74**	0.07	0.15	0.38*	0.17	0.27	0.94**	0.94**	0.65**	0.63**	-	
Hg	0.16	0.14	0.19	-0.20	0.60**	-0.12	-0.06	0.15	-0.12	0.05	0.65**	0.78**	0.41*	0.70**	0.79**	-

** . 상관계수는 0.01 수준(양쪽)에서 유의

* . 상관계수는 0.05 수준(양쪽)에서 유의

Table 4-3-44 Pearson's correlation coefficients for sediment textures, organic carbon and metals in surface sediments (n=33) from Ulsan bay.

	Mz	Clay	Sand	Silt	TOC	Al	Li	Cr	Co	Ni	Cu	Zn	As	Cd	Pb	Hg
Mz	-															
Clay	-0.68**	-														
Sand	-0.24	0.65**	-													
Silt	0.27	-0.69**	-0.99**	-												
TOC	0.36	0.03	-0.08	0.08	-											
Al	-0.66**	0.73**	0.29	-0.33	-0.31	-										
Li	-0.65**	0.49**	-0.10	0.07	-0.18	0.69**	-									
Cr	-0.69**	0.54**	0.02	-0.05	-0.20	0.74**	0.91**	-								
Co	-0.39*	0.29	0.16	-0.17	-0.17	0.26	0.31	0.40*	-							
Ni	-0.76**	0.71**	0.22	-0.25	-0.14	0.76**	0.87**	0.95**	0.45**	-						
Cu	-0.04	0.28	0.22	-0.22	0.14	0.19	0.06	0.34	0.14	0.33	-					
Zn	-0.13	0.44*	0.25	-0.27	0.20	0.32	0.21	0.45**	0.29	0.45**	0.95**	-				
As	-0.16	0.38*	0.24	-0.25	0.01	0.38*	0.08	0.36*	0.10	0.36*	0.34**	0.87**	-			
Cd	-0.02	0.30	0.28	-0.28	0.13	0.17	0.07	0.34	0.16	0.34	0.98**	0.93**	0.90**	-		
Pb	0.00	0.18	0.19	-0.20	0.11	0.09	-0.01	0.29	0.18	0.29	0.96**	0.86**	0.89**	0.97**	-	
Hg	-0.07	0.29	0.33	-0.33	0.10	0.13	-0.02	0.20	0.59**	0.26	0.53**	0.58**	0.48**	0.52**	0.54**	-

** 상관계수는 0.01 수준(양쪽)에서 유의

* 상관계수는 0.05 수준(양쪽)에서 유의

Table 4-3-45 Pearson's correlation coefficients for sediment textures, organic carbon and metals in surface sediments (n=16) from Jinhae bay.

	Mz	Clay	Silt	Sand	TOC	Al	Li	Cr	Co	Ni	Cu	Zn	As	Cd	Pb	Hg
Mz	-															
Clay	0.36	-														
Silt	0.34	-0.53*	-													
Sand	-0.54*	0.22	-0.94**	-												
TOC	0.22	0.20	-0.19	0.13	-											
Al	-0.16	0.13	0.07	-0.12	-0.64**	-										
Li	-0.08	0.13	0.16	-0.24	0.05	-0.12	-									
Cr	0.05	-0.48	0.54*	-0.42	-0.58*	0.51*	-0.03	-								
Co	0.16	-0.15	0.41	-0.41	-0.53*	0.45	0.26	0.86**	-							
Ni	0.21	-0.29	0.55*	-0.52*	-0.36	0.41	0.20	0.87**	0.87**	-						
Cu	0.15	0.42	-0.10	-0.05	0.55*	-0.21	-0.02	-0.52*	-0.40	-0.50	-					
Zn	-0.11	0.34	-0.24	0.14	0.20	0.33	-0.28	-0.12	-0.15	-0.24	0.70**	-				
As	-0.38	0.15	-0.46	0.46	0.31	-0.36	0.20	-0.49	-0.37	-0.66**	0.53*	0.40	-			
Cd	-0.16	0.21	-0.12	0.05	0.50*	0.14	-0.00	-0.20	-0.24	-0.11	0.66**	0.80**	0.28	-		
Pb	-0.10	0.24	-0.20	0.14	0.10	0.37	-0.40	-0.06	-0.18	-0.26	0.56*	0.96**	0.35	0.69**	-	
Hg	-0.30	0.02	-0.22	0.24	0.01	0.39	-0.32	0.11	-0.05	-0.05	0.29	0.79**	0.18	0.64**	0.81**	-

** 상관계수는 0.01 수준(양쪽)에서 유의

* 상관계수는 0.05 수준(양쪽)에서 유의

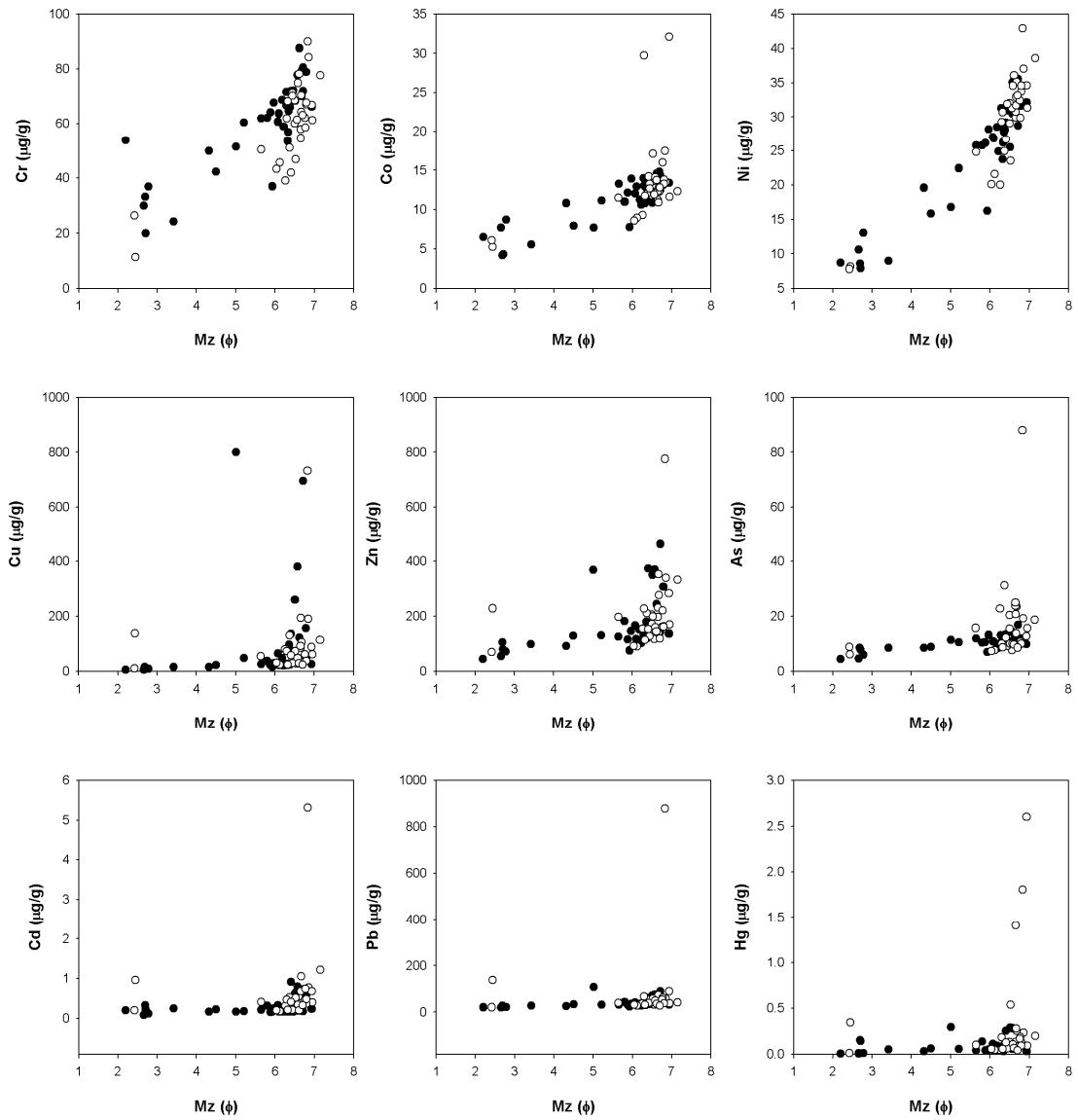


Figure 4-3-81. Correlations between sediment median size and metals contents in Busan (closed symbol) and Ulsan (open symbol) sediments.

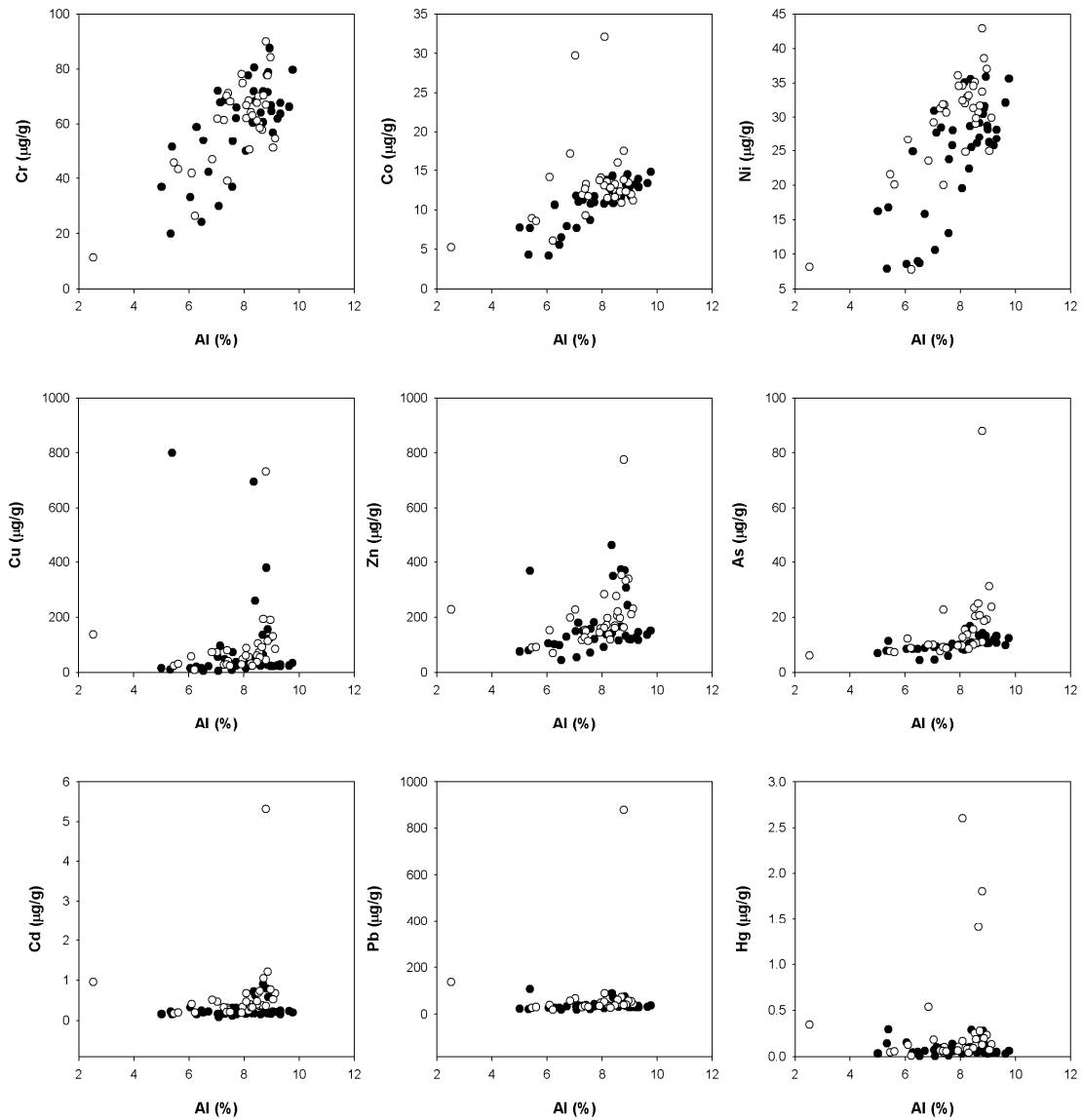


Figure 4-3-82. Correlations between Al and metals contents in Busan (closed symbol) and Ulsan (open symbol) sediments.

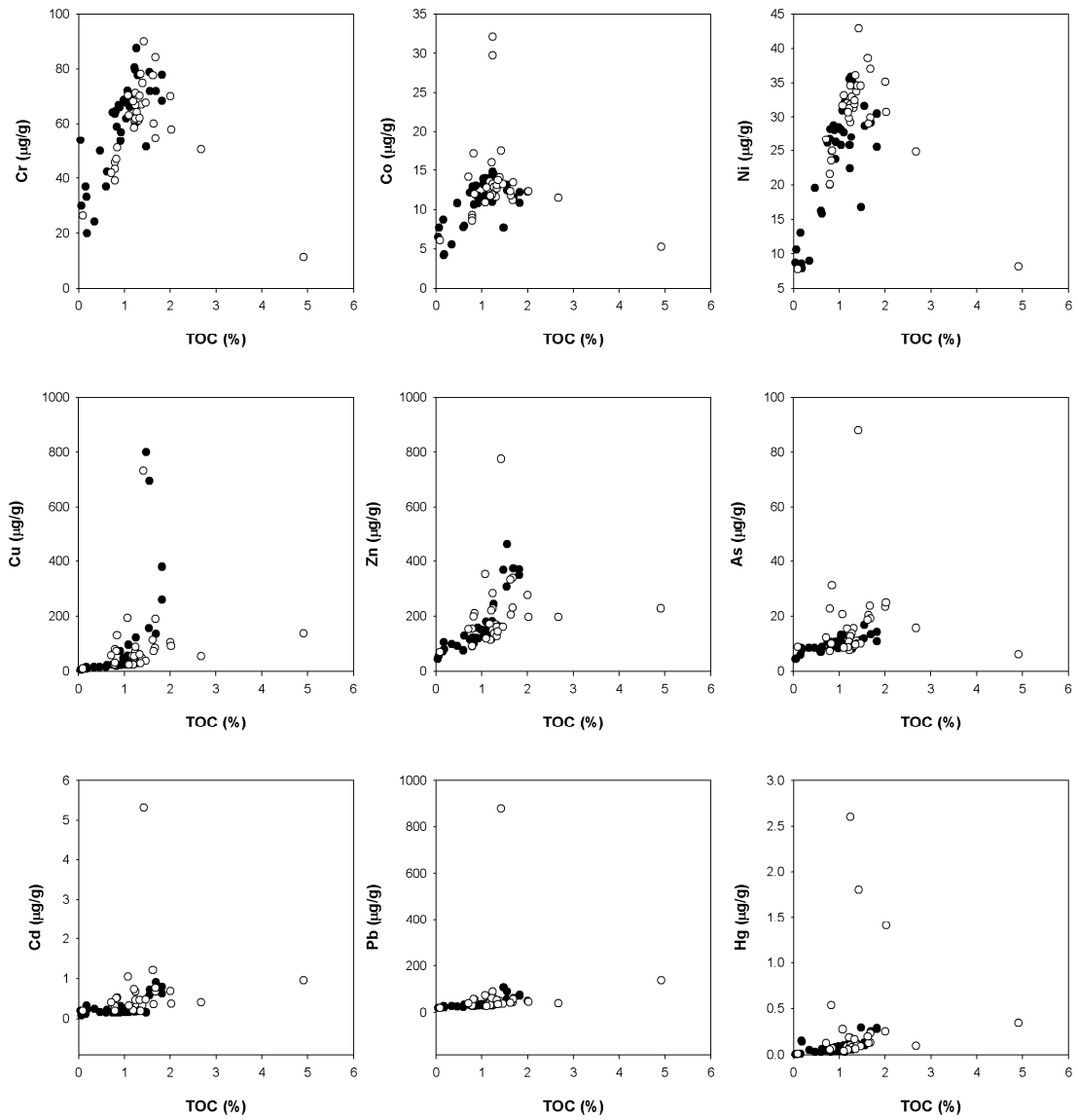


Figure 4-3-83. Correlations between total organic carbon and metals contents in Busan (closed symbol) and Ulsan (open symbol) sediments.

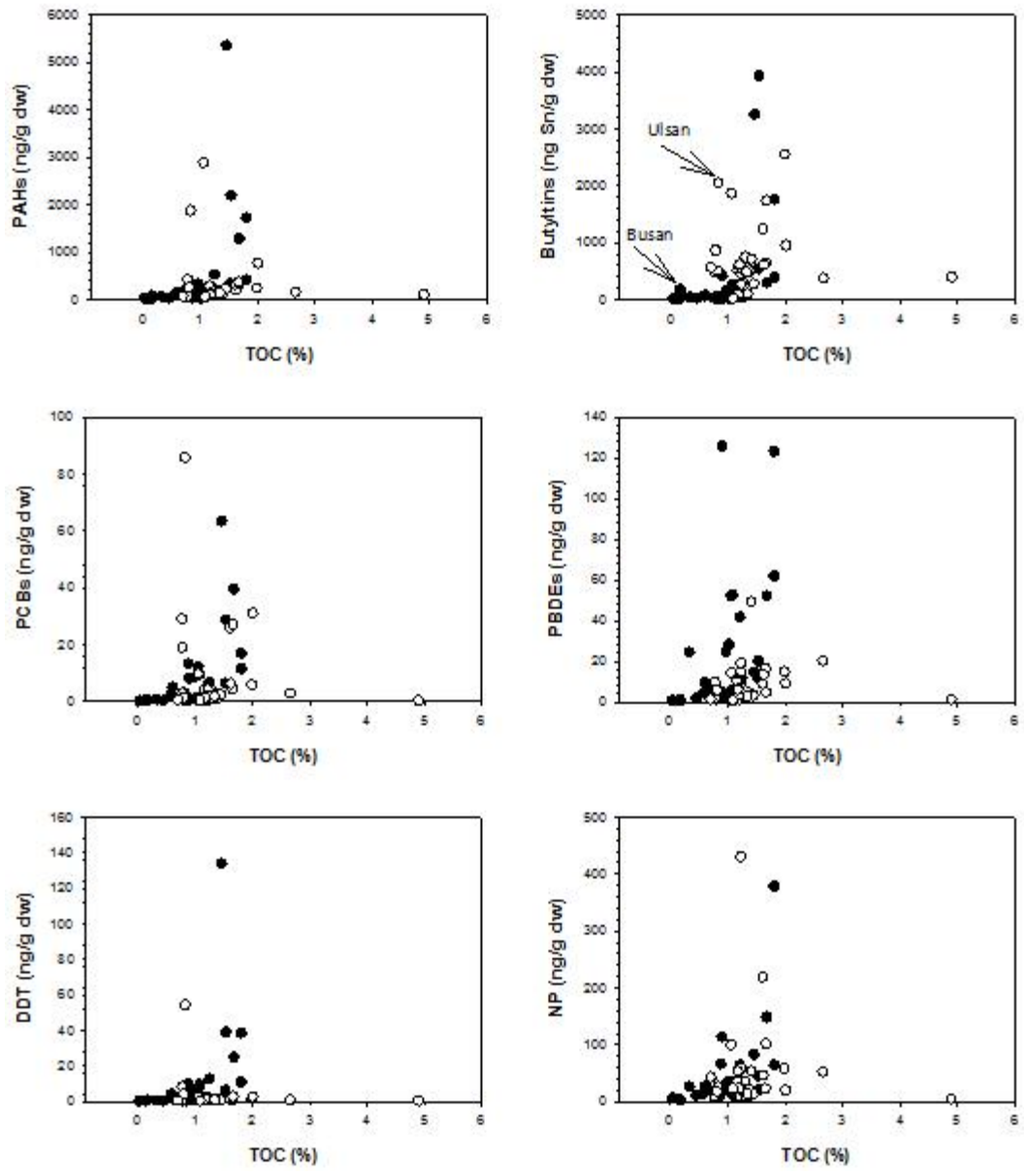


Figure 4-3-84. Relationship between total organic carbon (TOC) and organic pollutants (closed circle: Busan coastal area, opened circle: Ulsan Bay).

차. 울산만 오염원 조사

1) 울산만 하천퇴적물 중 유기오염물질과 중금속 오염현황 및 분포

울산만 육상 유역 14개 하천퇴적물 중 유기오염물질 PBDEs, PCBs, DDTs, HCB, CHLs, PAHs의 농도(건중량 기준)는 각각 0.01~226 ng/g, 0.004~36.7 ng/g, 미검출~3.39 ng/g, 0.003~106 ng/g, 미검출~0.44 ng/g, 4.32~3456 ng/g의 범위를 나타냈고, 평균값은 각각 59.3 ng/g, 6.69 ng/g, 0.96 ng/g, 9.95 ng/g, 0.15 ng/g, 614 ng/g으로 나타났다(Table 4-3-46). 하천퇴적물 내 유기오염물질의 분포를 보면, 온산산업단지(C13, C14)에 위치한 하천에서 대부분의 유기오염물질이 상대적으로 높은 농도를 나타냈으며, DDTs와 PAHs는 울산공단(C4~C6)에 위치한 정점에서 각각 3.39 ng/g, 3456 ng/g으로 가장 높은 농도를 나타냈다(Fig. 4-3-85). 이는 온산단지에 위치한 제련소와 울산공단 내 석유화학공장의 영향을 크게 받고 있음을 의미한다. 인구밀집지역인 C1~C3(태화강, 동천강, 명춘천) 하천퇴적물에서는 상대적으로 낮은 농도 분포를 보였다. 유기오염물질 중 PAHs, PBDEs, HCB의 하천퇴적물 내 평균농도는 주변 해역에 비해 2~97배 높은 농도로 나타나, 하천을 통한 유입 가능성을 시사하였다.

하천퇴적물 중 신규브롬계 난연제 HBCDs, TBBPA, BTBPE의 농도(건중량 기준)는 0.06~585 ng/g, 0.15~44.7 ng/g, 0.16~291 ng/g의 범위를 나타냈다(Table 4-3-46). HBCDs와 BTBPE는 석유화학단지에 인접한 C11 정점에서, TBBPA는 울산공단에 위치한 C5 정점에서 가장 높은 농도를 나타냈다. 석유화학단지가 위치한 C7~C11 정점에서 신규브롬계 난연제가 상대적으로 높은 농도를 보였다(Fig. 4-3-86). 해당 하천의 영향을 받는 해역의 표층퇴적물(U10-1)에서도 높은 농도를 보이고 있어, 석유화학단지가 신규브롬계 난연제의 주 오염원임을 확인하였다.

Table 4-3-46. Summary of toxic organic contaminants concentrations in creek sediment from Ulsan Bay.

(단위: ng/g dry wt.)

Compound	최소-최대	평균±편차	중간값
PBDEs	0.01 - 226	59.3 ± 68	34.6
PCBs	0.004 - 36.7	6.69 ± 9.92	3.52
DDTs	미검출 - 3.39	0.96 ± 1.14	0.44
HCB	0.003 - 106	9.95 ± 28.2	0.34
CHLs	미검출 - 0.44	0.15 ± 0.16	0.10
PAHs	4.32 - 3456	614 ± 912	334
HBCDs	0.06 - 585	134 ± 176	57.9
TBBPA	0.15 - 44.7	4.32 ± 11.7	1.07
BTBPE	0.16 - 291	43.8 ± 77.7	18.2

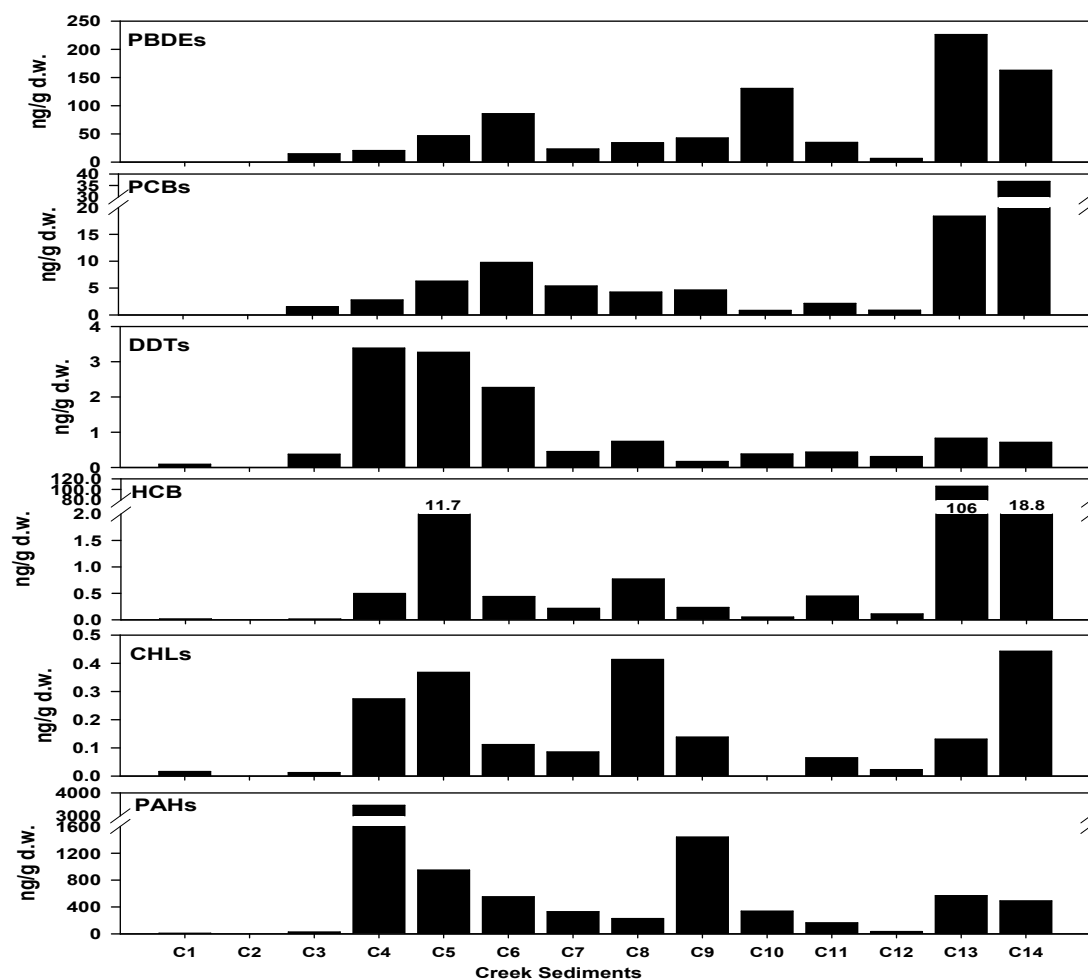


Figure 4-3-85. Distribution of toxic organic contaminants in creek sediment from Ulsan Bay.

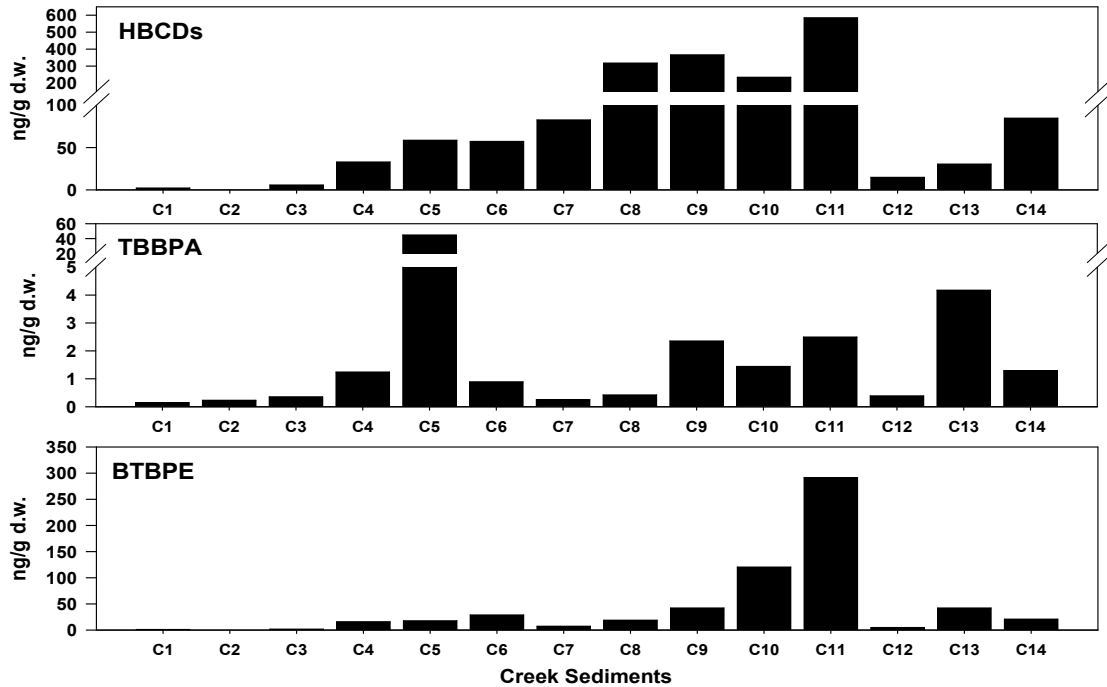


Figure 4-3-86. Distributions of HBCDs, TBBPA and BTBPE in creek sediment from Ulsan Bay.

울산만 육상 유역 하천퇴적물 내 중금속 원소들의 농도는 Cr 21.4~1,778.3 ppm, Co 4.7~144.2 ppm, Ni 9.4~312.8 ppm, Cu 10.9~30,191.9 ppm, Zn 50.2~16,208.6 ppm, As 7.4~4,105.0 ppm, Cd 0.13~204.8 ppm, Pb 21.1~19,012.7 ppm, Hg 0.01~39.08 ppm의 농도범위를 나타내고 있었다(Fig. 4-3-87). 조사지역에 따라 중금속 농도는 30.4배(Co)~3,097배(Hg)의 큰 농도차이를 보였다. Co는 석유화학단지인 C11 정점에서, Cr, Ni, Cu, As, Cd는 온산산업단지인 C13 정점에서, 나머지 중금속인 Zn, Pb, Hg는 C14 정점에서 최대농도를 나타내고 있었다. 최소농도를 나타낸 조사지역인 원소에 따라 약간의 차이는 있으나, 태화강과 동천강 등 주변에 오염원이 적게 존재하는 지역으로 나타났다.

울산만 육상 유역 하천퇴적물 내 중금속 농도와 퇴적물 기준과의 비교는 Figure 4-3-87에 나타났다. 우리나라 담수환경 내 퇴적물에 대한 기준이 고시되어 있지 않아 Smith et al. (1996)의 주의기준(TEL)과 관리기준(PEL)을 이용하였다. Cr은 C1(태화강)와 C2(동천강)을 제외한 정점들이 TEL 기준을 초과하는 농도를 보였으며, C3~C6, C8, C11, C13~C14의 7개 정점에서는 PEL을 초과하였다. Ni은 Cr과 유사하게 C1(태화강), C3(동천강), C12(청량천)을 제

외한 정점에서 TEL 기준을 초과하였으며, Cr과 동일한 7개 정점에서는 PEL을 초과하고 있었다. Cu는 C1~C3, C9, C12 지역을 제외한 정점에서 TEL을 초과하였으며, Cr, Ni와 같이 C5, C8, C13, C14에서는 PEL을 초과하는 높은 농도를 보이고 있었다. Zn 역시 산업단지에서 떨어진 정점들(C1, C2, C9, C12)에서는 TEL이하의 낮은 농도를 보였으며, 울산공단, 석화단지, 온산산업단지 등의 정점에서는 PEL을 초과하고 있었다. As는 모든 조사지역이 TEL을 초과하는 것으로 나타났으며, C3, C5, C8, C11~C14 정점에서는 PEL을 초과하였다. Cd는 다른 중금속과 마찬가지로 석유화학단지 일부, 태화강, 동천강 등의 정점만이 TEL 이하의 농도를 보였으며, 울산공단의 C5, 온산산업단지의 C13, C14 정점에서는 PEL을 초과하는 높은 농도를 보였다. Pb 역시 C5~C6, C8, C13, C14 정점에서 TEL을 초과하였으며, 이들 정점 중 C2, C3, C5, C9, C10의 5개 정점은 PEL 기준을 초과하고 있었다. Hg는 다른 중금속에 비해 TEL을 초과하는 조사지역이 가장 적었으며, C4~C6, C8, C11, C13~14의 정점들이 TEL을 초과하였고, C5, C6, C13, C14 정점을 PEL을 초과하고 있었다.

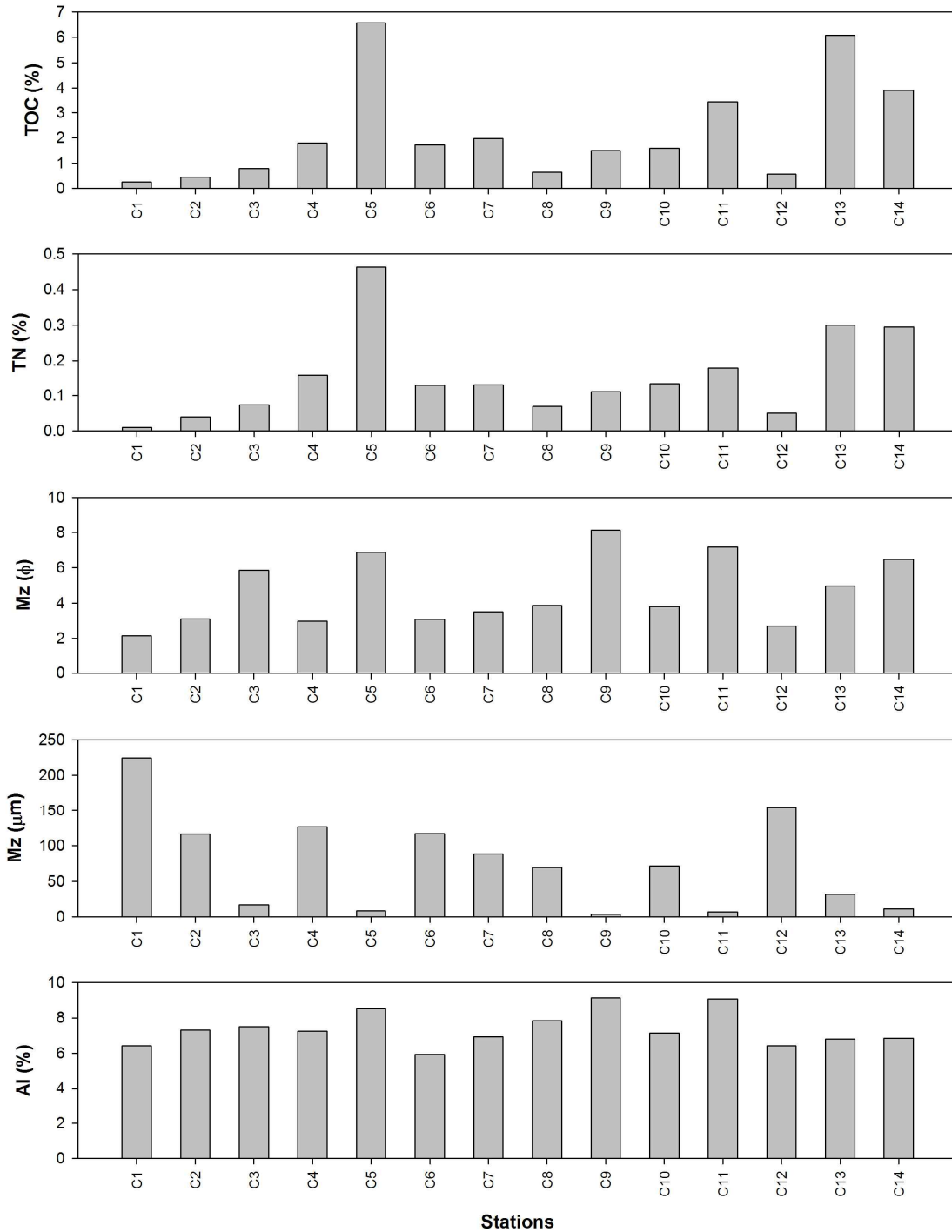


Figure 4-3-87. Spatial distributions of TOC, TN, mean grain size and heavy metals in creek sediment from Ulsan Bay. Dashed and solid lines represent the TEL and PEL values for freshwater sediment by Smith et al., 1996.

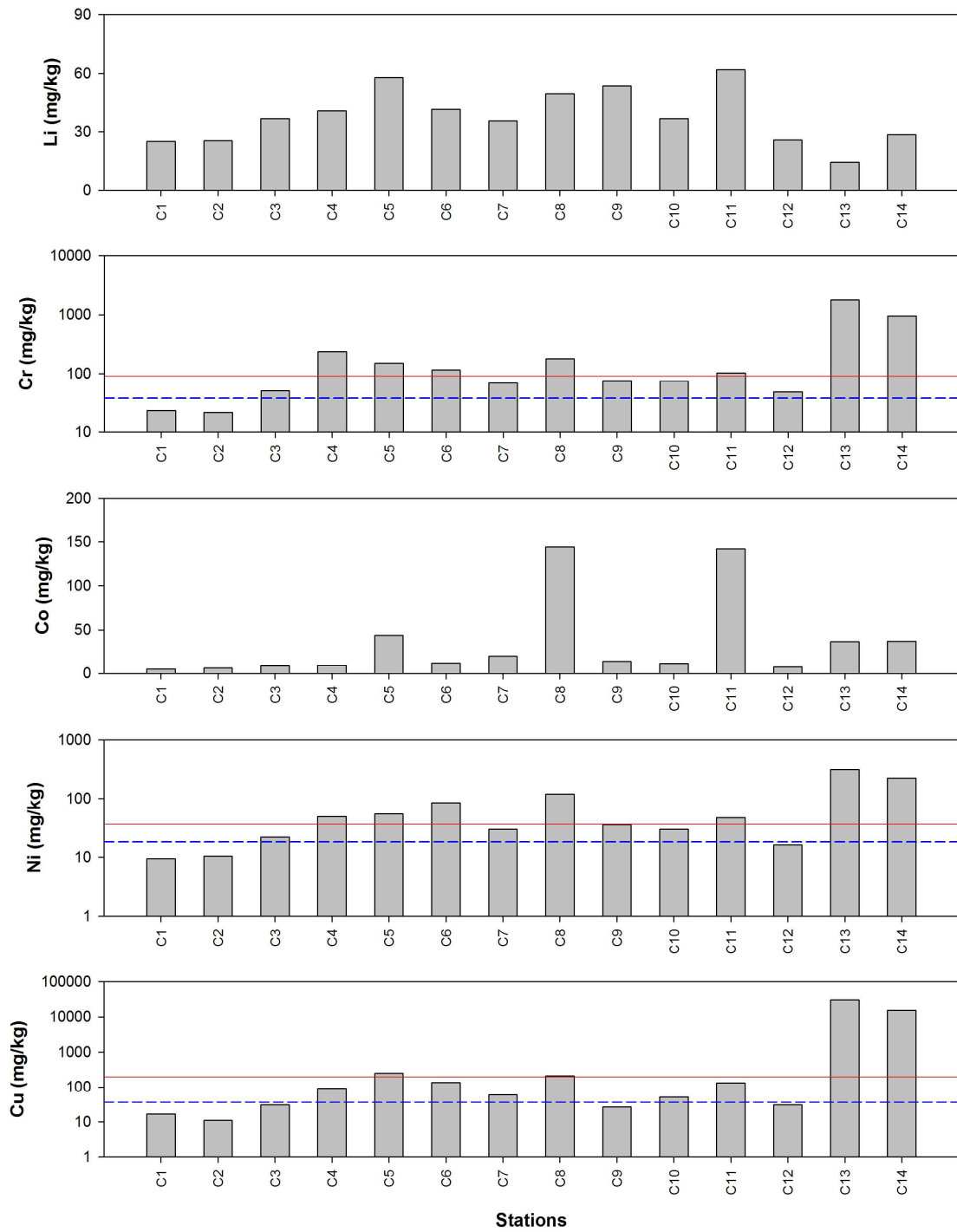


Figure 4-3-87. continue

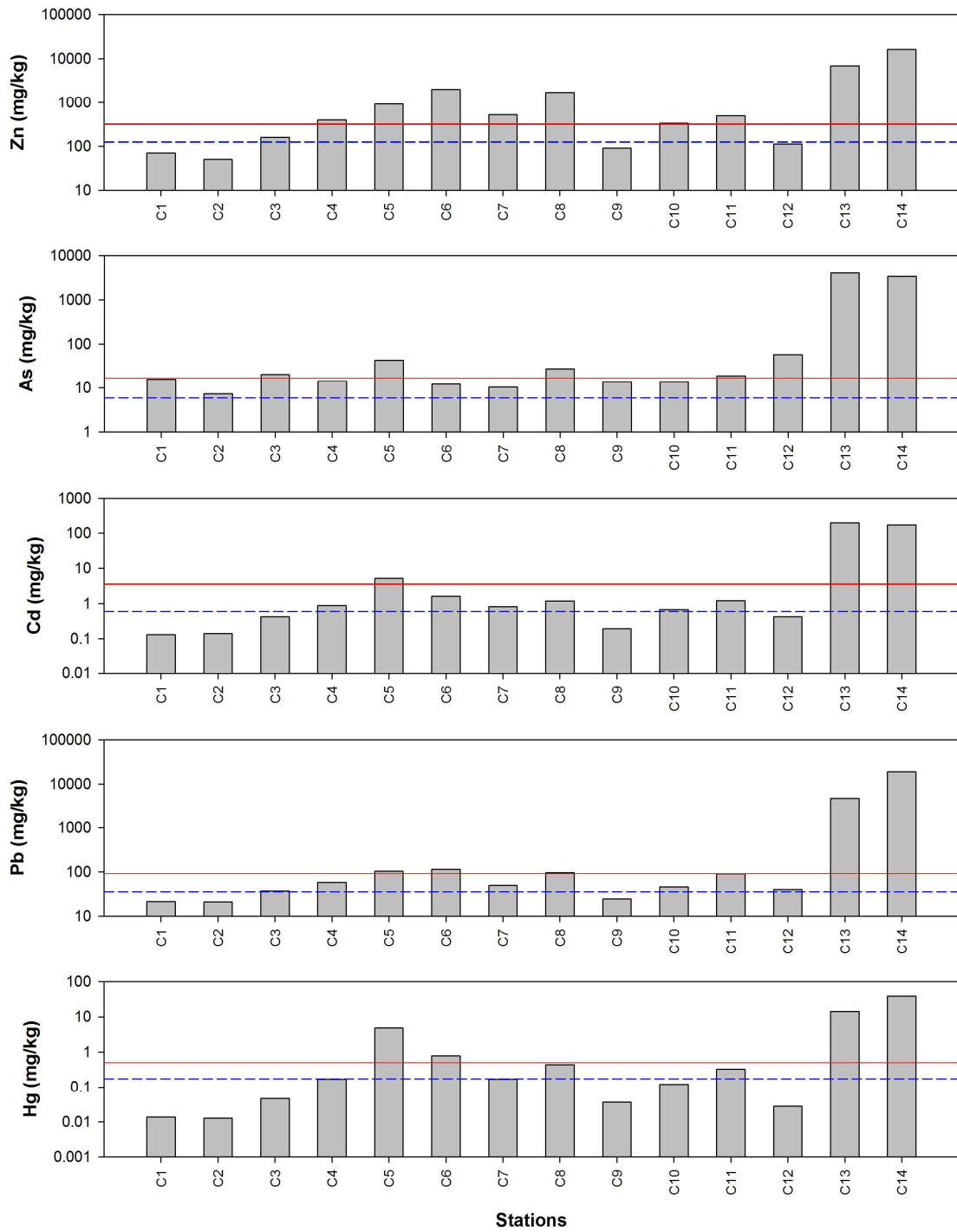


Figure 4-3-87. continue

1-2. 울산해역 퇴적물 주상시료 중 유기오염물질과 중금속 농도 및 공간분포
 울산해역 온산항 내측에 위치한 U10-1 정점에서의 퇴적물 주상시료 내 PBDEs, PCBs, DDTs, HCB, HCHs, PAHs, CHLs, HBCDs, BTBPE의 농도는 각각 19.3~33.3 ng/g, 1.58~2.65 ng/g, 0.43~1.49 ng/g, 0.07~0.30 ng/g, 0.01~0.04 ng/g, 152~393 ng/g, 0.003~0.04 ng/g, 404~1008 ng/g, 15.4~41.1 ng/g의 범위를 나타내었다(Fig. 4-3-88). U10-1 주상 퇴적물의 경우, 연대측정 결과 표층에서 깊이 30 cm 까지 퇴적물의 물리적 또는 생물학적 교란이 있는 것으로 관찰되어, 30 cm 전과 후의 깊이 간의 농도 차이를 비교하면 다음과 같다. PBDEs는 28~31 cm에서, PCBs는 40~43 cm에서 최대농도를 보였으며, 저층에서 표층으로 가면서 감소하는 경향을 보였다. DDTs, HCB, HCHs, CHLs은 전반적으로 낮은 농도 수준을 나타냈으며, 표층과 저층간의 차이가 적은 것으로 나타났다. PAHs 경우, 표층으로 가면서 농도가 증가하는 패턴을 나타내고 있으며, 이는 최근 PAHs 오염이 심화된 것을 시사한다. 신규브롬계 난연제인 BTBPE는 예상과 달리 저층에서의 농도가 표층보다 낮은 경향을 보였다. HBCDs는 깊이에 따른 농도변화는 적었다(Fig. 4-3-88).

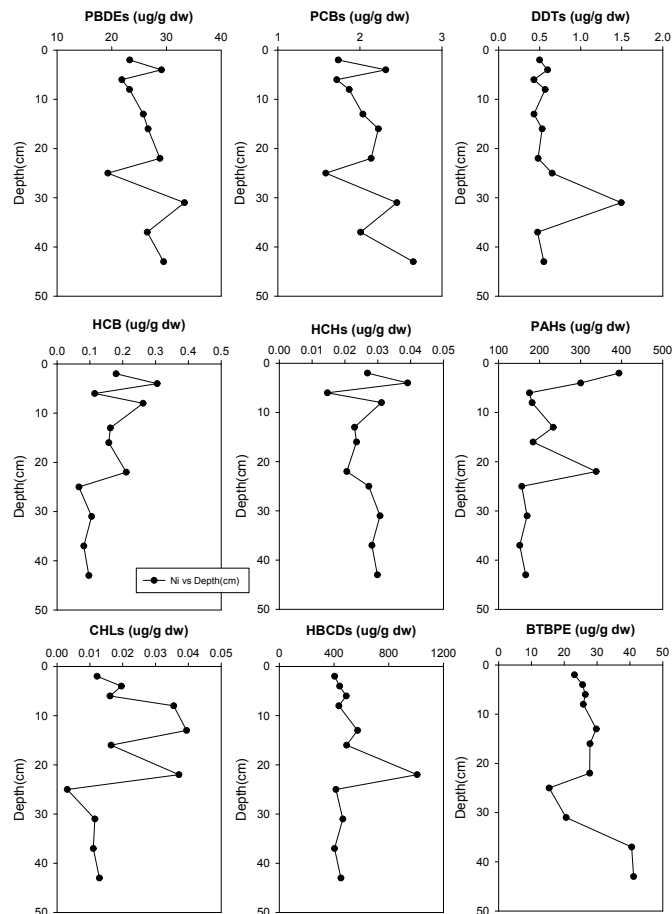


Figure 4-3-88. Vertical distribution of toxic organic contaminants in sediment cores at St. U10-1 from Ulsan Bay.

울산해역 장생포항 내측에서 채취한 U4 정점에서의 퇴적물 주상시료 내 중금속 농도는 Cr 74.8~90.9 ppm, Co 12.8~14.6 ppm, Ni 33.8~39.9 ppm, Cu 141.7~197.7 ppm, Zn 274.4~362.4 ppm, As 16.2~26.4 ppm, Cd 0.45~0.86 ppm, Pb 54.1~83.5 ppm, Hg 0.17~0.26 ppm의 범위를 나타내었으며, 원소에 따라 1.1~1.9배의 농도차이를 나타내었다(Fig. 4-3-89). 원소에 따라 차이는 있으나 Cr, Co, Ni는 4~6cm 수심과 16~22 cm 수심에서 농도가 증가하는 경향을 보였다. Cu는 표층에서 6~8 cm 퇴적깊이까지 농도가 점차적으로 증가하였고 10~13 cm 수심까지는 높은 농도를 보이다가 저층으로 갈수록 농도가 감소하는 특징을 나타냈다. Zn 역시 표층에서 4~6 cm까지 농도가 증가하여 최대농도를 보였으며, 이후 깊이 증가에 따라 감소하는 경향을 보였다. As는 표층에서 18.1 ppm의 농도를 보였으며 퇴적 깊이 증가에 따라 농도가 증가하고 있었다. Cd는 표층에서 8~10 cm 깊이까지 농도가 증가한 뒤 25~28 cm 깊이까지 감소하다가 저층으로 갈수록 다시 증가하는 농도변화를 나타냈다. Pb는 Cu와 유사하게 표층보다는 6~13 cm 깊이에서 상대적으로 높은 농도를 보인 뒤 16~19 cm까지 농도가 감소한 뒤 일정한 농도를 나타내고 있었다. Hg는 표층에서 저층까지 전체적으로는 농도가 감소하고 있었으나, 10~13 cm에서 최대농도를 나타내었다. 우리나라 해저퇴적물의 주의기준 및 관리기준과의 농도비교 결과는 다음과 같다. Cr, Ni은 모든 퇴적깊이에서 TEL 이하의 농도를 보였으며, 입도보정된 Cu, Zn 및 As, Pb, Hg는 모든 퇴적깊이에서 TEL을 초과하였으나 PEL은 초과하지 않는 것으로 나타났다. Cd는 최대농도를 보인 일부 깊이만 TEL을 초과하였을 뿐 대부분은 TEL이하의 낮은 농도를 나타내고 있었다.

울산해역 석유화학단지과 외항강의 영향을 받는 U10-1 정점에서의 퇴적물 주상시료 내 중금속 농도는 Cr 79.4~91.6 ppm, Co 40.5~122.4 ppm, Ni 36.6~44.4 ppm, Cu 52.6~100.1 ppm, Zn 193.1~363.1 ppm, As 11.3~16.7 ppm, Cd 0.41~0.80 ppm, Pb 38.3~95.4 ppm, Hg 0.51~1.74 ppm의 범위를 나타내었으며, 원소에 따라 1.2~3.4배의 농도차이를 나타내었다(Fig. 4-3-90). Cr은 8~10 cm와 19~22 cm에서 최대농도를 보였으며 표층과 저층간의 차이가 적은 것으로 나타났다. Co는 표층에서 16~19 cm까지는 약간 농도가 증가하는 경향을 보였으나, 19~22 cm에서 122.4 ppm으로 최대농도를 보인 뒤 다시 농도가 감소하고 있었다. Ni은 Cr과 Co와 유사하게 8~10 cm와 19~22 cm에서 최대농도를 보이고 있었다. Cu는 표층에서 22~25 cm까지 농도의 증감을 있으나 전체적으로 약간 농도가 증가하였다가 저층으로 갈수록 농도가 감소하는 수직분포를 보였다. Zn는 표층에서 16~19 cm 퇴적깊이까지 농도가 감소하다가 19~22 cm에서 최대농도를 보인 뒤 다시 농도가 감소하는 경향을 나타내고 있었다. As는 퇴적깊이에 따라 농

도의 증감을 보였으나, 다른 중금속의 농도가 높았던 19~22 cm에서 최대농도를 나타내고 있었다. Cd는 표층에서 저층까지 농도가 감소하는 경향을 보였으며, 일부 퇴적깊이에서 13~19에서 농도의 증가를 알 수 있었다. Pb는 표층에서 약 30 cm 깊이까지는 일정한 농도를 유지하다가 이후 큰 폭으로 농도가 감소하는 특징을 보였다. Hg는 Pb와 마찬가지로 표층에서 16~19 cm까지 전반적으로 농도가 증가하다가 이후 저층으로 갈수록 농도가 감소하고 있었다. 장생포항 내 U4 정점과 마찬가지로 Cr과 Ni은 모든 퇴적깊이에서 TEL 이하의 낮은 농도를 보였다. 입도보정된 Cu, Zn와 Pb는 저층일부를 제외하고는 TEL과 PEL 사이의 농도를 나타내고 있었다. As와 Cd는 최대농도를 보인 일부 퇴적깊이만이 TEL을 초과하였으며 나머지 정점은 TEL 이하의 농도를 나타내고 있었다. Hg는 저층을 제외한 모든 정점에서 PEL을 초과하는 높은 농도를 나타냈다.

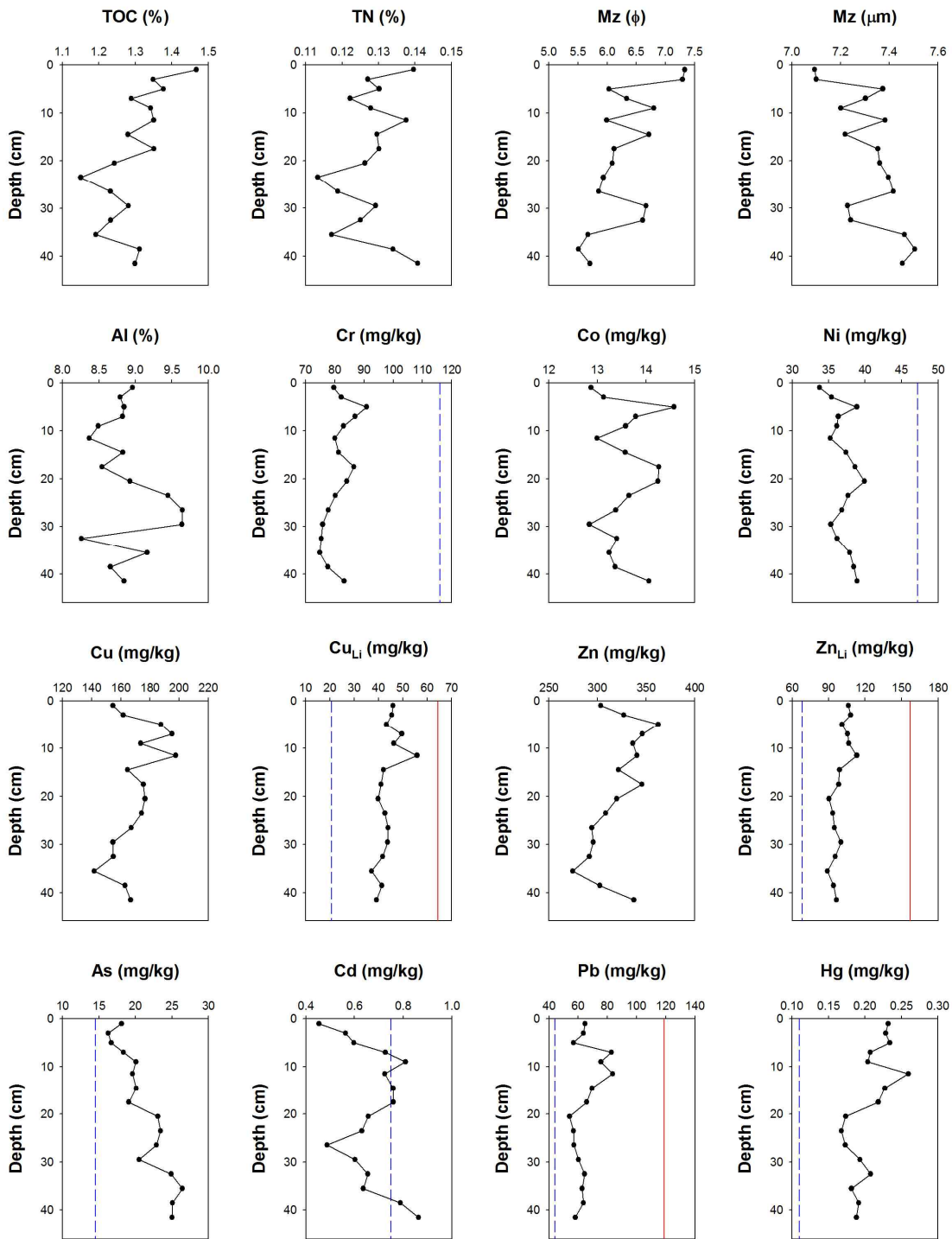


Figure 4-3-89. Vertical distribution of TOC, TN, mean grain size and heavy metals in sediment cores at St. U4 from Ulsan Bay. Dashed and solid lines represent the TEL and PEL values of sediment quality guideline for Korea.

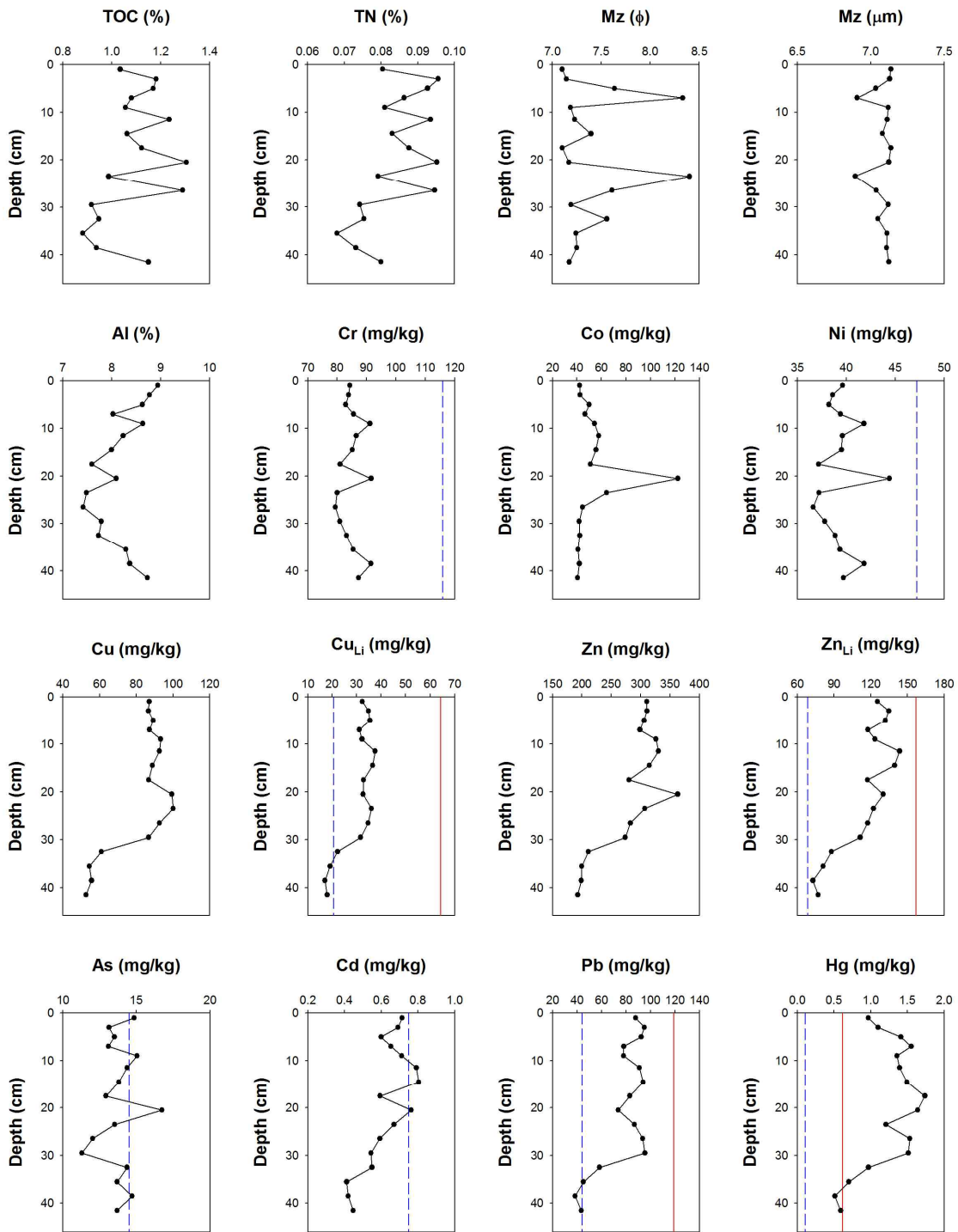


Figure 4-3-90. Vertical distribution of TOC, TN, mean grain size and heavy metals in sediment cores at St. U10-1 from Ulsan Bay. Dashed and solid lines represent the TEL and PEL values of sediment quality guideline for Korea.

카. 단각류 독성(Amphipod sediment toxicity test)

해양오염의 평가에 있어 오염 매체의 이화학적인 분석만으로 완전한 평가 결과의 도출은 힘들다. 따라서 평가에 있어, 농도분석을 통한 오염 물질 군 및 개별 물질의 농도분석과 군집분석과 같은 평가 현장 생태의 구조분석, 그리고 노출실험을 통한 현장시료의 실험실 내 독성시험 결과를 종합적으로 검토해야 한다(Long and Chapman, 1985; Chapman et al., 1987). 특히, 근해 해양 퇴적물은 인간 활동 및 자연발생적인 오염원으로부터의 영향을 모든 환경매체로부터 받을 수 있다. 이러한 복합적 혼합물인 해양퇴적물의 오염평가를 위해서 분석 가능한 물질 농도의 고저로 생물, 더 나아가 생태계에 미치는 영향을 판단 또는 예측할 수 없다. 오염의 평가에 있어서 생물에 대한 매체의 영향을 독성실험 또는 생물검정을 병행 연구할 필요가 있다.

ASTM (American Society for Testing and Materials), USACE(United States Army Corps of Engineers) 등에서 해양생물을 이용한 생물검정법의 표준화 지침서를 제시하였으며, OECD(Organization for Economic Cooperation and Development)에서 생태 독성평가를 위하여 초기생활사 단계의 무척추동물 이용을 권하고 있다. 국내에서도 해양환경공정시험기준에 해양 무척추동물인 저서 단각류를 이용한 퇴적물의 독성시험 기준을 제시하고 있다. 해양 무척추동물을 이용한 퇴적물의 독성시험 또는 생물검정법 중 단각류를 이용한 퇴적물 독성시험은 널리 이용되는 기법으로 퇴적환경의 진단 및 모니터링에 이용되고 있으며 미 환경보호국(USEPA)에서는 표준화 지침서 또한 제공하고 있다. 특히 본 연구에서는 국내 연안퇴적 환경을 잘 반영할 수 있는 국내산 단각류를 이용하여 해양환경공정시험기준에 준하여 퇴적물의 독성을 판단하였다.

1) 부산해역/울산만 표층퇴적물의 단각류 독성 평가

부산 서안 녹산공단 연안에서 동안 수영만 까지 총 37 개 정점에서의 표층 퇴적물을 대상으로 한 단각류 독성실험에서 사망률은 최고 $33 \pm 5.8\%$ ~ 0% 수준으로 나타났다(Fig. 4-3-91). 실험 대조구의 평균 사망률은 $2.5 \pm 2.9\%$ 이었고 실험 시작 시와 종료 시 실험구 내 상등액에서의 암모니아 농도는 시험기준치 이하였다. 부산해역 37개 정점 중 부산항내 정점 B5-2와 B5-4에서 단각류 사망률 20%를 초과하였고, 정점 B5-4는 통계적으로 대조구와의 유의한 차이($p < 0.05$) 또한 나타났다. 따라서 부산해역 퇴적물이 단각류에게

미치는 영향은 정점 B5-2 ‘잠재적 독성(Toxic potential)’, B5-4 ‘독성(Toxic)’, 나머지 정점은 ‘무독성(non-toxic)’으로 평가되었다.

울산 내만과 중·외해 총 32 개 정점의 표층퇴적물에 노출한 단각류 (*Monocorophium ueno*)의 사망률은 $1.3 \pm 2.5\%$ ~ $53 \pm 5.8\%$ 의 범위를 보였다 (Fig. 4-3-92). 실험 대조구의 평균 사망률은 $2.5 \pm 2.9\%$ 이었고 실험 시작시와 종료시 실험구내 상등액에서의 암모니아 농도는 시험기준치 이하이었다. 3개 정점(U10-3, U11-2, U12-1)에서 단각류 사망률 20%를 초과하였고, U10-3과 U12-1은 통계적으로 대조구와의 유의성 또한 나타났다. 따라서 정점 U11-2는 ‘잠재적 독성(Toxic potential)’, U10-3과 U12-1은 ‘독성(Toxic)’으로 평가되었다.

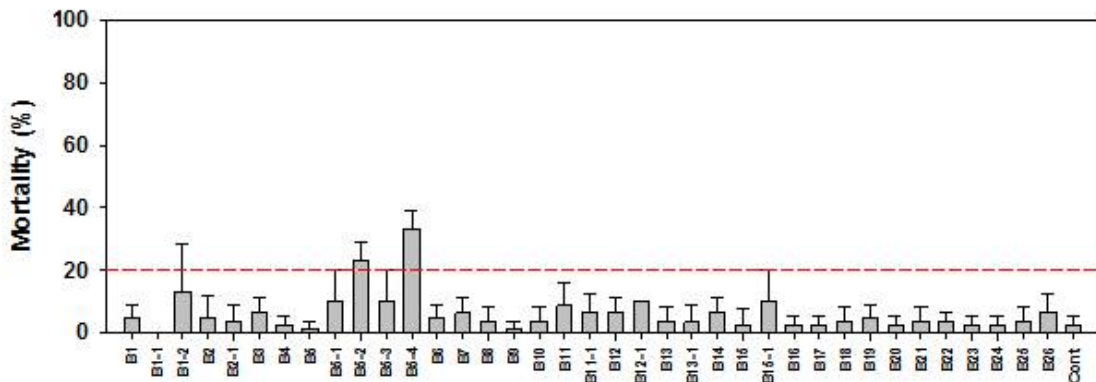


Figure 4-3-91. Mortality of amphipod exposed to sediment from Busan coastal area.

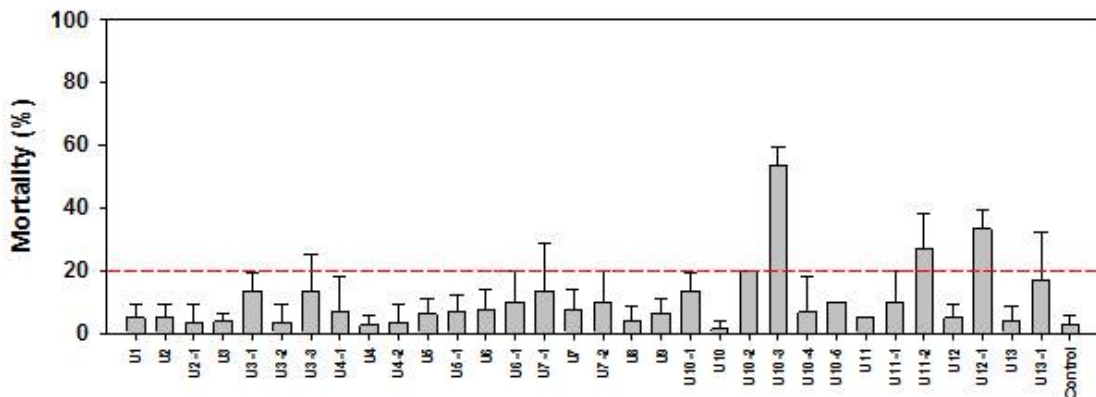


Figure 4-3-92. Mortality of amphipod exposed to sediment from Ulsan Bay.

다. 선진국 퇴적물 관리기준과의 비교

선진국에서는 해양생물을 오염으로부터 보호하기 위하여 퇴적물의 권고기준을 과학적 근거를 가지고 설정하고 있다. 우리나라의 경우, 국토해양부를 중심으로 2008년부터 수질과 퇴적물에 대한 ‘해양환경기준설정 및 개선방안 연구’ 사업을 추진하여 왔다. 2012년 일부 중금속(As, Cd, Cu, Hg, Pb, Zn)에 대한 해저퇴적물 기준을 고시하였으며, 2013년에 Cr, Ni에 대해 기준치를 추가 고시하였다. 유기오염물질에 대한 기준치는 아직 준비 단계에 있다. 본 연구에서는 국내 퇴적물 기준 설정 작업이 마무리 되지 않은 관계로 퇴적물 지수 산출에 선진국의 퇴적물 기준을 활용하였으며, 중금속의 경우 국내 기준치를 적용하여 비교하였다.

부산해역 37개 정점과 울산만 32개 정점, 진해만 16개 공통정점에서 채집된 표층퇴적물에서 측정된 유기오염물질과 중금속의 농도를 캐나다 CCME(Canadian Council of Ministers of the Environment), 미국 NOAA, 호주/뉴질랜드 ANZECC(Australian and New Zealand Environment and Conservation Council)에서 제안한 퇴적물 권고기준과 함께 Table 4-3-47에 나타내었다. 캐나다의 퇴적물 권고기준은 수서생물을 보호하는 것을 목적으로 설정되었으며, ‘interim sediment quality guideline (ISQG)’ 과 ‘probable effect level (PEL)’ 로 제시되고 있다. ISQG 값 이하일 경우 위대한 생물학적 영향이 관찰되지 않는 농도로 규정되며, PEL을 초과할 경우 위대한 영향이 발생할 가능성이 높은 농도로 규정된다. 이와 비슷하게 미국 NOAA는 ‘effects range low (ERL)’, ‘effects range median (ERM)’ 을, 호주/뉴질랜드는 ‘ISQG-low’, ‘ISQG-high’ 를 설정하고 있다.

선진국의 해양퇴적물권고기준과 부산해역 퇴적물 중 유기오염물질의 농도를 비교하면(Table 4-3-48), PAH 화합물과 린단, DDT 화합물, Dieldrin, Endrin, PCB 화합물, TBT가 권고기준 하한값(ISQG, ERL, ISQG-low)을 3~57% 정점에서 초과하고 있다. 중금속의 경우 상당수의 정점에서 퇴적물권고기준 하한값인 ISQG(캐나다), ERL(미국), ISQG-low(호주)를 넘고 있다. PAH 화합물의 경우, 3~16% 정점에서 ISQG/ERL/ISQG-low 기준값을 넘고 있고 정점 B11에서는 PEL 기준값도 넘고 있다. 유기염소계 농약류의 경우, 3~51% 정점에서 ISQG/ERL/ISQG-low 기준값을 초과하였고, PEL/ERM/ISQG-High 또한 3~19% 정점에서 초과하고 있다. 정점 B5, B5-1, B5-2, B9, B11, B11-1, B15-1은 p,p’-DDT의 캐나다 PEL(4.77 ng/g)을 초과하며 총 DDTs에 대한 p,p’-DDT의 조성비가 약 50%를 차지한다. 이는 DDT가 최근에 유입되었음을 시사하며,

유입경로와 원인을 밝히기 위한 연구가 진행될 필요가 있다.

부산해역 51% 정점에서 Dieldrin 농도는 미국과 호주/뉴질랜드의 권고기준을 넘고 있다. 이는 Dieldrin에 대한 미국 ERL과 호주 ISQG-Low가 0.02 ng/g로 매우 낮게 책정되어 있기 때문이다. 캐나다 ISQG는 0.71 ng/g으로 이를 초과하는 농도는 검출되지 않았다. Dieldrin은 다른 화합물과 다르게 어떤 권고기준을 적용하느냐에 따라 상당히 다른 결과가 나오는 물질로 구분되며, 퇴적물 지수산출에 적용할 기준 선정에 있어 보다 세밀히 검토할 필요가 있다. TBT의 경우 ANZECC 만이 권고기준을 설정하고 있는데, 57% 정점에서 ISQG를 초과하며 이 중 선박활동이 많은 부산항, 감천항, 다대포항 정점이 ISQG-high를 초과하고 있다. PCB의 경우, 정점 B5-1, B11, B15-1에서 ISQG/ERL/ISQG-low 기준값을 초과하고 있고, NP 화합물은 퇴적물 권고기준을 넘지 않았다.

부산해역 퇴적물 내 중금속의 농도를 우리나라 해양환경기준과의 비교하면(Table 4-3-48), Cr은 모든 조사정점에서 우리나라 주의기준(TEL, 116 ppm) 이하의 농도를 보였다. Ni 역시 모든 정점에서 TEL(47.2 ppm) 이하의 농도를 나타내고 있었다. Cu와 Zn는 Li을 이용하여 입도보정을 실시하게 되어있다. 입도보정 후 Cu의 농도는 16개 정점에서 TEL(20.6 ppm)을 초과하고 있었으며, 4개 정점(정점 5-2, 5-3, 11, 15-1)은 PEL(64.4 ppm)을 초과하고 있는 것으로 나타났다. 입도보정 후 Zn의 농도는 25개 정점에서 TEL(68.4 ppm)을 초과하였으며 2개 정점은 PEL(157 ppm)을 초과하는 것으로 나타났다. 그러나 입도보정 후 Cu와 Zn가 PEL을 초과하는 정점은 부산항만 내측인 정점 B11과 다대포항 정점 B15-1로 이 지역에서의 중금속 오염도가 큰 것을 알 수 있었다. Cd는 부산항 내측 2개 정점에서 TEL(0.75 ppm)을 초과한 것으로 나타났다. Pb는 부산항, 감천항, 다대포항 내측 정점에서 TEL(44.0 ppm)을 초과하고 있었으며, Hg는 부산항과 수영강 인근 정점에서 TEL(0.11 ppm)을 초과하고 있었으나 PEL을 초과하는 정점은 없는 것을 알 수 있었다.

울산만의 경우(Table 4-3-48), 부산해역에 비해 PAH 화합물, DDT 화합물, Dieldrin 권고기준을 초과하는 정점이 제한적이며, Endrin과 PCBs가 16~25% 정점에서 ISQG/ERL/ISQG-low 기준값을 초과하고 있다. 한편, TBT의 경우 91% 정점이 ANZECC의 ISQG-low를 초과하였고, 또한 34% 정점에서 ISQG-high를 초과하였다. 중금속의 경우 캐나다, 미국, 호주의 퇴적물권고기준 하한값을 모두 초과하고 있고, 3~19% 정점에서 상한값을 초과하였다.

울산해역 중금속 농도를 우리나라 해양환경기준과 비교를 하면, Cr, Ni은 모든 정점에서 TEL이하의 농도를 보였다. 입도보정 후 Cu는 총 32개 정점

중 23개 정점이 TEL을 초과하였고, 4개 정점에서 PEL을 초과하였다. 입도보정 후 Zn의 농도는 4개 정점을 제외한 28개 정점에서 TEL을 초과하였고, 2개 정점은 PEL을 초과하는 것으로 나타났다. As은 13개 정점에서, Cd는 5개 정점에서, Pb는 14개 정점에서, Hg는 16개 정점에서 TEL을 초과하고 있어, 전체적인 중금속의 오염도는 부산해역에 비해 높은 것을 알 수 있었다.

당해연도 조사된 진해만 16개 공통정점과 2010년 23개 공통정점의 표층퇴적물에서 측정된 유기오염물질과 중금속의 농도를 선진국의 해양퇴적물권고기준과 비교하면(Table 4-3-49), 2010년의 경우, PAH 화합물과 DDT 화합물, Dieldrin, Endrin, TBT가 권고기준 하한값(ISQG, ERL, ISQG-low)을 4~100% 정점에서 초과하고 있으며, p,p'-DDT, TBT는 권고기준 상한값(PEL, ERM, ISQG-High)을 3~19% 정점에서 초과하였다. 2015년의 경우, Fluoranthene, Pyrene, p,p'-DDT, Dieldrin, TBT가 6~88% 정점에서 권고기준 하한값을 넘고 있고, TBT가 6% 정점에서 상한값을 초과하였다. 따라서 여전히 TBT가 주요 우려물질로 파악되었다. 중금속의 경우(Table 4-3-49), 2010년과 2015년 모두 상당수의 정점에서 퇴적물권고기준 하한값을 넘고 있으며, Zn과 Cu는 권고기준 상한값을 각각 9%, 6% 정점에서 넘고 있다.

진해만 중금속 농도를 우리나라 해양환경기준과 비교를 하면, Cr, Ni은 모든 정점에서 TEL이하의 농도를 보였다. 나머지 중금속은 2010년 9~39%, 2015년 6~38% 정점에서 하한값(SQG-low)을 초과하였고 시간적 변화는 보이지 않았다.

Table 4-3-47. Sediment quality guidelines of Canada, USA ,Aus/AZ and Korea for the Target Toxicants in Busan coastal sea and Ulsan Bay.

Compound	Unit	Canada		US NOAA		ANZECC		Korea		Busan	Ulsan
		ISQG	PEL	ERL	ERM	ISQG-Low	ISQG-High	TEL	PEL		
Acenaphthene	ng/gdw	6.71	88.9	16	500	16	500	-	-	nd-60.3	0.18-34.6
Acenaphthylene	ng/gdw	5.87	128	44	640	44	640	-	-	nd-24.8	0.37-50.5
Anthracene	ng/gdw	46.9	245	85.3	1100	85	1100	-	-	0.09-81.5	0.52-49.6
Benz[a]anthracene	ng/gdw	74.8	693	261	1600	261	1600	-	-	0.17-487	2.25-164
Benzo[a]pyrene+Benzo[b]fluoranthene	ng/gdw	88.8	763	430	1600	430	1600	-	-	0.31-1133	4.92-847
Chrysene	ng/gdw	108	846	384	2800	384	2800	-	-	0.11-455	2.91-245
Dibenz[a,h]anthracene	ng/gdw	6.22	135	63.4	260	63	260	-	-	0.03-124	0.31-72.5
Fluoranthene	ng/gdw	113	1494	600	5100	600	5100	-	-	0.28-756	6.71-298
Fluorene	ng/gdw	21.2	144	19	540	19	540	-	-	0.07-62.9	0.41-27.9
2-Methylnaphthalene	ng/gdw	20.2	201	70	670	-	-	-	-	0.12-27	1.05-34.9
Naphthalene	ng/gdw	34.6	391	160	2100	160	2100	-	-	0.56-41.2	2.19-43.5
Phenanthrene	ng/gdw	86.7	544	240	1500	240	1500	-	-	0.29-381	2.85-156
Pyrene	ng/gdw	153	398	665	2600	665	2600	-	-	0.37-179	1.79-76.5
Lindane	ng/gdw	0.32	0.99	-	-	0.32	1	-	-	nd-0.38	nd-0.27
Chlordane	ng/gdw	2.26	4.79	0.5	6	0.5	6	-	-	nd-0.23	nd-0.05
p,p-DDD	ng/gdw	1.22	7.81	2	20	2	20	-	-	nd-29.8	0.01-2.23
p,p-DDE	ng/gdw	2.07	374	2.2	27	2.2	27	-	-	nd-10.5	0.01-6.41
p,p-DDT	ng/gdw	1.19	4.77	1	7	-	-	-	-	nd-68.6	0.01-33.3
Dieldrin	ng/gdw	0.71	4.3	0.02	8	0.02	8	-	-	nd-0.16	nd-0.05
Endrin	ng/gdw	2.67	62.4	-	8	0.02	8	-	-	nd-0.39	nd-0.04
T-PCBs	ng/gdw	21.5	189	22.7	180	23	-	-	-	0.01-59.1	0.09-80
Heptachlorepoide	ng/gdw	0.6	2.74	-	-	-	-	-	-	nd-0.01	nd
PCDD/Fs	ngTEQ/gdw	0.00085	0.0215	-	-	-	-	-	-	-	-
TBT	ngSn/gdw	-	-	-	-	-	-	-	-	nd-1644	nd-1086
NPs	ng/gdw	1000	-	-	-	5	70	-	-	2.09-377	3.27-429
Zinc	mg/kgdw	124	271	150	410	200	410	68.4 (Li보정)	157 (Li보정)	44-462 44-817(Li보정)	90-775 57-675(Li보정)
Chromium	mg/kgdw	52.3	160	81	370	80	370	116	181	20-88	11-90
Copper	mg/kgdw	18.7	108	34	270	65	270	20.6 (Li보정)	64.4 (Li보정)	5.7-799 5.7-1855(Li보정)	25-731 10-397(Li보정)
Nickel	mg/kgdw	-	-	20.9	51.6	-	-	47.2	80.5	7.9-36	8.1-43
Arsenic	mg/kgdw	7.24	41.6	8.2	70	20	70	14.5	75.5	4.4-17	6.2-88
Cadmium	mg/kgdw	0.7	4.2	1.2	9.6	1.5	10	0.75	2.72	0.08-0.91	0.17-5.3
Mercury	mg/kgdw	0.13	0.7	0.15	0.71	-	-	0.11	0.62	0.01-0.29	0.04-2.6
Lead	mg/kgdw	30.2	112	46.7	218	50	220	44	119	20-108	27-879

Table 4-3-48. Percentages of sediment samples in Busan coastal area and Ulsan Bay exceeding the each SQG value.

Variables	부산해역						울산해역									
	Canada		US EPA/NOAA		ANZECC		Korea		Canada		US EPA/NOAA		ANZECC		Korea	
	ISQG	PEL	ERL	ERM	ISQG- Low	ISQG- High	TEL	PEL	ISQG	PEL	ERL	ERM	ISQG- Low	ISQG- High	TEL	PEL
Acenaphthene	11	0	5	0	5	0	11	0	9	0	3	0	3	0	9	0
Acenaphthylene	11	0	0	0	0	0	11	0	6	0	3	0	3	0	6	0
Anthracene	3	0	0	0	0	0	3	0	3	0	0	0	0	0	3	0
Benz[a]anthracene	11	0	3	0	3	0	11	0	6	0	0	0	0	0	6	0
Benz[a]pyrene+Benzo[b]fluoranthene	14	3	5	0	5	0	14	3	9	3	3	0	3	0	9	3
Chrysene	11	0	3	0	3	0	11	0	6	0	0	0	0	0	6	0
Dibenz[a,h]anthracene	16	0	3	0	3	0	16	0	19	0	3	0	3	0	19	0
Fluoranthene	11	0	3	0	3	0	11	0	9	0	0	0	0	0	9	0
Fluorene	3	0	8	0	8	0	3	0	3	0	0	0	3	0	3	0
2-Methylnaphthalene	5	0	-	0	-	0	5	0	3	0	0	0	-	0	3	0
Naphthalene	3	0	0	0	0	0	3	0	3	0	0	0	0	0	3	0
Phenanthrene	8	0	3	0	3	0	8	0	6	0	0	0	0	0	6	0
Pyrene	3	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lindane	3	0	-	0	3	0	3	0	0	0	-	0	0	0	0	0
Chlordane	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
p,p'-DDD	30	5	22	3	24	3	30	5	3	0	3	0	3	0	3	0
p,p'-DDE	14	0	14	0	14	0	14	0	3	0	3	0	3	0	3	0
p,p'-DDT	38	19	38	8	-	-	38	19	9	6	9	3	-	-	9	6
Dieldrin	0	0	51	0	51	0	0	0	0	0	19	0	19	0	0	0
Endrin	0	0	-	0	22	0	0	0	0	0	-	0	25	0	0	0
T-PCBs	8	0	8	0	8	0	8	0	16	0	16	0	16	0	16	0
Heptachlor epoxide	0	0	-	0	-	0	0	0	0	0	-	0	-	0	0	0
TBT (as Sn)	-	-	-	-	57	22	57	22	-	-	-	-	91	34	91	34
NPs	0	-	-	-	-	-	0	-	0	-	-	-	-	-	0	-
Zinc	59	16	83	3	19	3	68	5	84	19	75	3	38	3	88	6
Cromium	76	0	3	0	5	0	75	0	75	0	6	0	6	0	0	0
Copper	78	19	41	8	24	8	43	11	100	19	75	3	44	3	72	13
Nickel	-	-	73	0	73	0	0	0	-	-	91	0	91	0	0	0
Cadmium	8	0	0	0	0	0	5	0	19	3	6	0	3	0	16	3
Arsenic*	89	0	86	0	0	0	3	0	97	3	88	3	25	3	41	3
Mercury*	22	0	14	0	14	0	22	0	41	9	38	9	38	9	50	9
Lead	73	0	19	0	19	0	19	0	94	6	38	3	31	3	44	6

Table 4-3-49. Percentages of sediment samples in 2010 and 2015 at Jinhae Bay exceeding each SQG values.

Variables	2010년 진해만						2015년 진해만					
	Canada CCME		US EPA/NOAA		ANZECC		Canada CCME		US EPA/NOAA		ANZECC	
	ISQG	PEL	ERL	ERM	ISQG-Low	ISQG-High	ISQG	PEL	ERL	ERM	ISQG-Low	ISQG-High
Acenaphthene	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Acenaphthylene	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Anthracene	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Benz[a]anthracene	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Benzo[a]pyrene+Benzo[b]fluoranthene	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Chrysene	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dibenz[a,h]anthracene	13	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Fluoranthene	4	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	6
Fluorene	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2-Methylnaphthalene	0	0	0	0	-	0	0	0	0	-	0	0
Naphthalene	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Phenanthrene	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Pyrene	4	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	6
Lindane	0	0	-	-	0	0	0	0	-	-	0	0
Chlordane	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
p,p'-DDD	4	0	4	0	4	0	0	0	0	0	0	0
p,p'-DDE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
p,p'-DDT	4	4	4	4	-	4	13	0	13	0	-	13
Dieldrin	0	0	26	0	26	0	0	0	88	0	88	0
Endrin	0	0	0	0	17	0	0	0	-	0	0	0
T-PCBs	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Heptachlor epoxide	0	0	-	-	-	0	0	0	-	-	-	0
TBT (as Sn)	-	-	-	-	100	22	-	-	-	-	88	6
NPs	0	-	-	-	-	100	0	0	0	0	0	0
Zinc	96	9	61	0	22	0	100	6	75	0	31	25
Cromium	96	0	9	0	13	0	100	0	0	0	0	0
Copper	100	9	65	0	17	0	100	6	81	0	31	19
Nickel	-	-	96	0	96	0	-	-	100	0	100	0
Cadmium	26	0	4	0	4	0	50	0	6	0	0	38
Arsenic	100	0	100	0	0	0	94	0	69	0	0	0
Mercury	9	0	9	0	9	0	6	0	0	0	0	6
Lead	91	0	17	0	13	0	100	0	25	0	19	25

*진해만: 2010년 23개 정점, 2015년 16개 정점

^a중급속: 한국 기준치 적용; 유기오염물질: CCME의 기준치와 ANZECC(TBT 경우)의 기준치 혼용

과. 퇴적물 지수 산출을 위한 지표 검토

선진국의 환경기준 값을 초과하는 빈도가 높은 물질을 우선적으로 지표로 포함시킬 수 있으며, 부산해역과 울산만의 경우 PAH 화합물, 린단, DDT 화합물, Dieldrin, TBT, 중금속류가 이에 해당할 수 있다.

중금속의 경우 단각류 독성이 나타나지 않은 상당수의 정점에서 선진국의 권고기준을 넘고 있다. 배경농도를 고려해서 산정된 국내 중금속 퇴적물 기준치를 적용할 경우, 상대적으로 소수의 정점에서 기준치를 초과하며 Zn, Cu, Cd, As, Hg, Pb이 기준치를 넘고 있어 주요 지표로 고려되어야 할 것으로 판단된다. 더불어 기준치를 초과하는 빈도와 함께 초과 정도를 퇴적물 지수 산정에 반영시켜 해역별 오염도 차이에 변별성을 부여할 필요가 있다.

한편, 평가해역 전반에 걸쳐 낮은 오염도를 보이는 물질의 경우 오염조사에 소요되는 비용 절감시키고 효율성을 높이기 위해 평가지표 목록에서 제외하는 것을 고려할 수 있다. 예로서, 클로르단 화합물은 전 정점에서 캐나다, 미국, 호주의 권고기준 이하를 나타내고 있다.

Dieldrin의 경우 미국 NOAA와 ANZECC의 기준치를 적용할 경우와 캐나다 CCME의 기준치를 적용했을 경우 서로 오염도 평가 결과가 상당히 다르게 나타날 수 있다. NOAA와 ANZECC는 Dieldrin의 권고기준이 0.02 ng/g으로, CCME는 0.71 ng/g으로 설정하고 있기 때문에, 독성자료를 함께 검토하여 지수산정에 적용할 기준치 설정할 필요가 있다.

대상해역의 오염특성에 따른 주요 우려대상 화합물을 지표 구성에 포함시킬 필요가 있으며, 선박관련 활동이 활발한 부산항과 울산만, 진해만의 경우 TBT 오염이 퇴적물 오염평가에 고려되도록 TBT를 지표로서 포함시키는 것이 중요하다.

하. 외국의 환경지수 적용

해역별 우선관리 대상 물질과 관리대상 해역을 정하고, 해역의 오염을 종합적으로 평가하기 위해서는 보다 체계적이고 논리적인 자료 분석과 해석이 필요하다. 본 연구에서는 캐나다의 퇴적물 지수(sediment quality index, SQI; CCME, 2001) 도출 방법을 두 해역에서 측정된 퇴적물 오염자료에 적용함으로써 해역별 퇴적물 오염 실태를 종합적으로 평가하였다.

1) 캐나다 퇴적물 지수(sediment quality index, SQI, CCME, 2001) 적용
 캐나다의 퇴적물환경지수는 Grapentine et al.(2002)이 제안하고 CCME가 변형한 것으로서 아래의 식으로 계산된다. F1은 총 변수 중 퇴적물기준 값을 초과하는 변수의 수로 얼마나 많은 물질이 기준치를 초과하는 지를 의미하며, F2의 경우 얼마만큼 초과하는지를 나타내는 값이다. 계산된 퇴적물 지수는 값의 범위에 따라 다음의 다섯 단계로 등급화된다: (1) excellent (SQI value of 95-100), (2) Good (SQI value of 80-94), (3) Fair (SQI value of 60-79), (4) Poor (SQI value of 45-59), and Very Poor (SQI value of 0-44).

<캐나다 퇴적물지수 산출식>

$$F_1 = \left(\frac{\# \text{ of tests variables}}{\text{total \# of variables}} \right) \times 100 = \text{Scope}$$

$$F_2 = \left(\frac{mdnc}{(0.01mdnc + 0.01)} \right) = \text{Amplitude}$$

$$mdnc = \frac{\sum_{i=1}^P non-compliance_i}{\# \text{ of tests}} ;$$

$$non-compliance_i = \left(\frac{\text{failed test value}_i}{\text{guideline}_i} \right) - 1 ;$$

$mdnc$ = Mean degree of non-compliance;
 i = Individual guideline;
 P = Total number of guideline used.

$$SQI = 100 - \frac{\sqrt{F_1^2 + F_2^2}}{\sqrt{2}}$$

퇴적물환경지수 산출식에 캐나다, 미국, 호주/뉴질랜드의 퇴적물 권고기준치를 적용하여 산출한 부산해역과 울산만, 진해만 퇴적물의 퇴적물지수를 Figure 4-3-93~95에 나타냈다. 부산해역 37개 표층퇴적물의 퇴적물지수는 CCME_ISQG, 20-100; NOAA_ERL, 25-100; ANZECC_ISQG low, 21-100의 범위를 나타냈다(Fig. 4-3-93). CCME_PEL, NOAA_ERM, ANZECC_ISQG high를 적용하여 계산된 퇴적물지수의 경우 각각 66-100, 78-100, 66-100으로 대부분의 정점에서 'excellent' 를 나타냈다. CCME_ISQG, NOAA_ERL,

ANZECC_ISQG low의 세 가지 권고기준을 적용한 결과를 비교하면, ANZECC의 ISQG low를 적용했을 때 부산해역의 오염상태가 가장 세분화되어 나타났다. 이는 부산해역의 퇴적물 오염상태를 판별함에 있어 ANZECC의 권고기준이 CCME와 NOAA에 비해 좋은 변별력을 주는 기준임을 의미하며, 이는 퇴적물 권고기준 설정항목의 차이 때문으로 해석된다. ANZECC의 경우 대상항목으로 TBT가 포함되어 있는 반면, CCME와 NOAA에서는 TBT의 기준치가 빠져있다. 한편, CCME의 경우 PCDD/Fs와 NPs의 기준치가 있는 반면 NOAA와 ANZECC는 관련 항목의 기준치가 없다. 이는 부산해역 퇴적물 오염평가에 있어 TBT가 중요한 평가항목으로 고려되어야 함을 시사한다. 이와 같이 조사지역의 주요 오염물질에 대한 권고기준이 설정되었는지 아닌지의 여부에 따라 퇴적물지수는 상당히 다른 값을 나타낼 수 있다. 이러한 한계점을 보완하기 위해 CCME의 권고기준치에 빠져있는 오염물질 항목인 TBT와 Nickel의 권고치를 ANZECC의 권고치로 보완하고 한국 중금속 권고기준 적용(이후부터 CCME/ANZECC/Korea로 표현함) 후 다시 부산해역 퇴적물의 퇴적물지수를 재산정하면, ISQG와 PEL을 적용한 퇴적물지수는 각각 18-100, 54-100을 나타냈다(Fig. 4-3-96). 부산해역 퇴적물지수를 보면 4개 정점이 'Very Poor', 2개 정점이 'Poor', 5개 정점이 'Fair', 16개 정점이 'Good', 10개 정점에서 'Excellent'로 나타났고, 부산항 인근과 다대포항이 가장 낮은 퇴적물지수를 나타냈다. 이에 중금속과 TBT외에도 PAH 화합물, DDT 화합물, PCB의 농도가 퇴적물 기준치를 초과하고 있었다.

울산만 표층퇴적물의 SQI는 CCME_ISQG, 38~93; NOAA_ERL, 45~97; ANZECC_ISQG low, 30~97의 범위를 나타냈고, CCME_PEL, NOAA_ERM, ANZECC_ISQG high를 적용하여 계산된 SQI의 경우 각각 70~100, 80~100, 75~100로 대부분의 정점에서 'Excellent'를 나타냈다(Fig. 4-3-94). CCME/ANZECC/Korea 퇴적물 기준치를 적용하여 퇴적물지수를 산정하면, 기준치 하한값을 적용한 경우 4개 정점이 'Very Poor', 6개 정점이 'Poor', 7개 정점이 'Fair'를 나타냈고, 기준치 상한값을 적용할 경우 대부분 정점에서 'Excellent'를 나타냈다(Fig. 4-3-96~97). 울산만 내측(U1~U5)과 온산산업단지 부근(U10~U10-5, U11-2)에서 낮은 퇴적물지수를 나타냈는데, 이에 TBT가 상당부분 기여하고 있고, PAH 화합물, PCB 화합물과 DDT도 일부 기여하고 있다.

2015년 진해만 16개 공통정점 표층퇴적물의 SQI는 CCME_ISQG, 79~88; NOAA_ERL, 80~94; ANZECC_ISQG low, 63~97의 범위를 나타냈고,

CCME_PEL, NOAA_ERM, ANZECC_ISQG high를 적용하여 계산된 SQI의 경우 각각 98~100, 100, 97~100로 모든 정점에서 'Excellent' 를 나타냈다 (Fig. 4-3-95). CCME/ANZECC(TBT)/Korea(중금속) 퇴적물 기준치를 적용하여 퇴적물지수를 산정하면, 기준치 하한값을 적용한 경우 1개 정점이 'Fair' , 나머지 15개 정점이 'Good', 'Excellent' 로 나타냈고(Fig. 4-3-96, Fig. 4-3-98)), 2010년 퇴적물지수와 비교해보면 많이 호전되는 양상을 보였다.

앞서 언급한 바와 같이 세 종류의 퇴적물 권고기준을 퇴적물지수 산정식에 적용할 경우 서로 다른 오염등급이 계산되는 것은 주로 퇴적물 권고기준 설정항목의 차이 때문으로, 실제 많은 정점에서 권고기준을 초과하는 중금속을 제외하고 유기독성물질로만 퇴적물지수를 계산할 경우 두 해역의 환경등급이 개선되는 결과를 보인다. 반대로 중금속만을 적용할 경우 환경등급이 낮아지는 결과를 나타냈다(Fig. 4-3-99). 이는 해역의 오염도를 평가할 때 평가대상 오염물질의 선정이 중요한 부분이 될 수 있음을 의미한다.

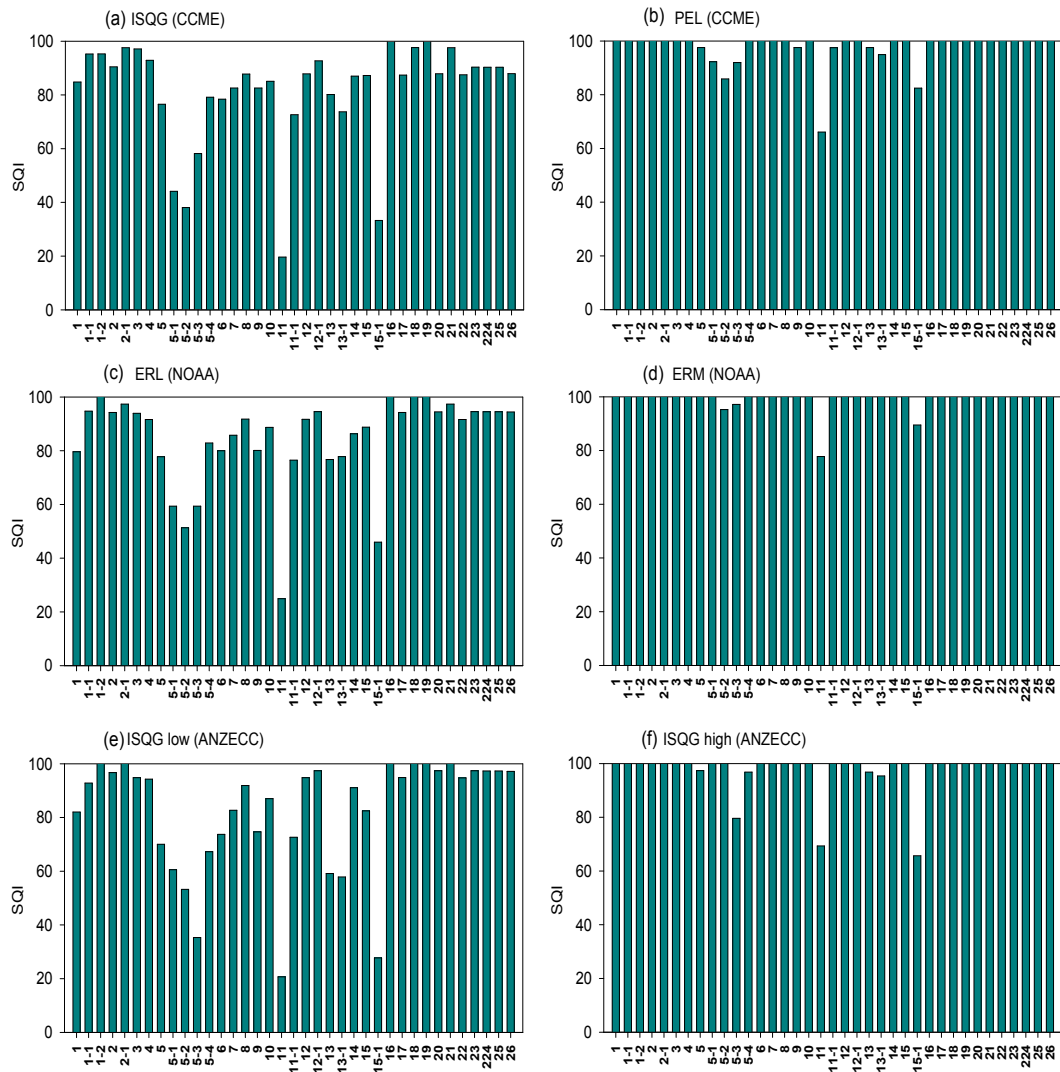


Figure 4-3-93. Sediment quality index (SQI) of Busan coastal area derived from (a) CCME interim sediment quality guideline (ISQG), (b) CCME probable effect level (PEL), (c) NOAA effect range low (ERL), (d) NOAA effect range median (ERM), (e) ANZECC interim sediment quality guideline low (ISQG-low), and (f) ANZECC interim sediment quality guideline high (ISQG-high).

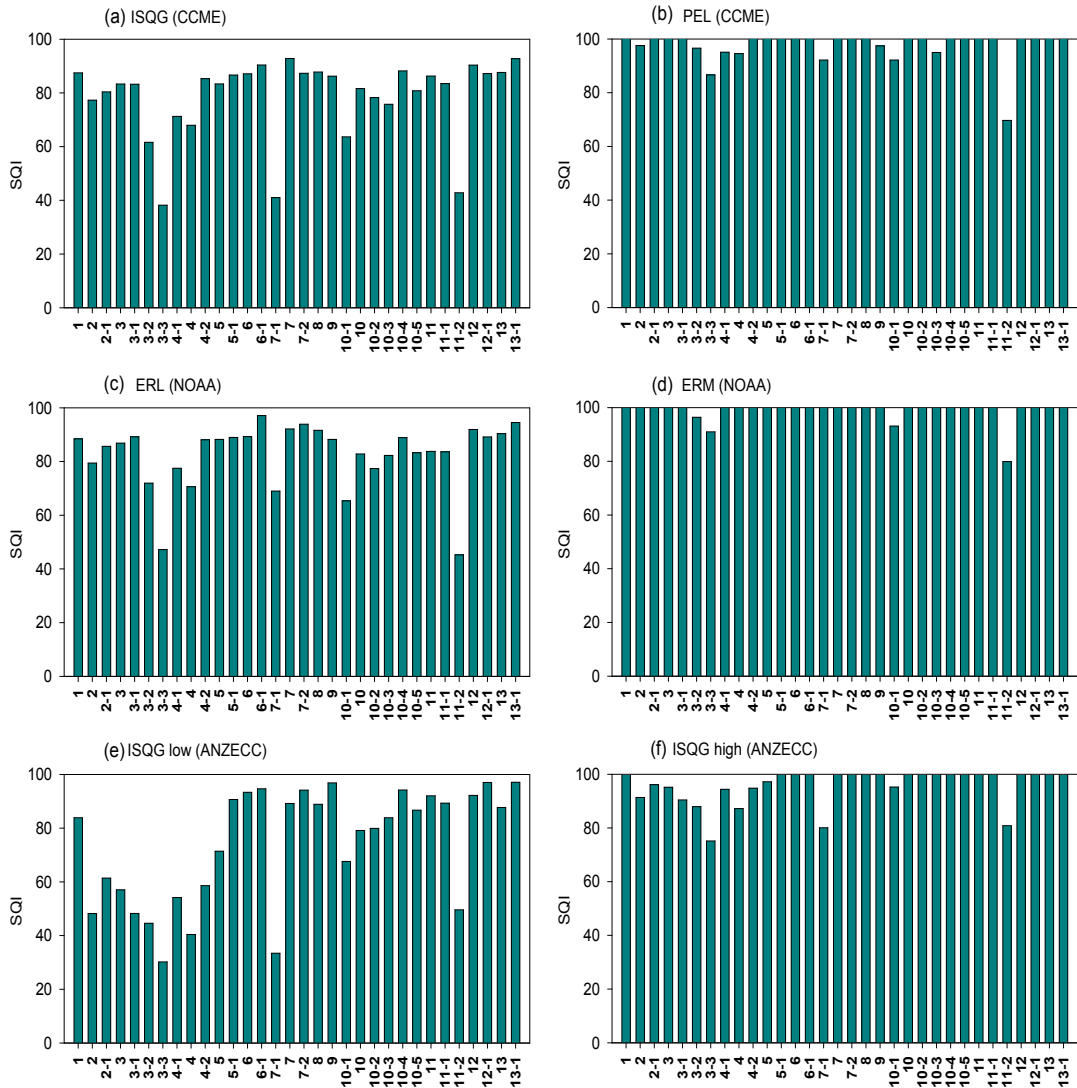


Figure 4-3-94. Sediment quality index (SQI) of Ulsan Bay derived from (a) CCME interim sediment quality guideline (ISQG), (b) CCME probable effect level (PEL), (c) NOAA effect range low (ERL), (d) NOAA effect range median (ERM), (e) ANZECC interim sediment quality guideline low (ISQG-low), and (f) ANZECC interim sediment quality guideline high (ISQG-high).

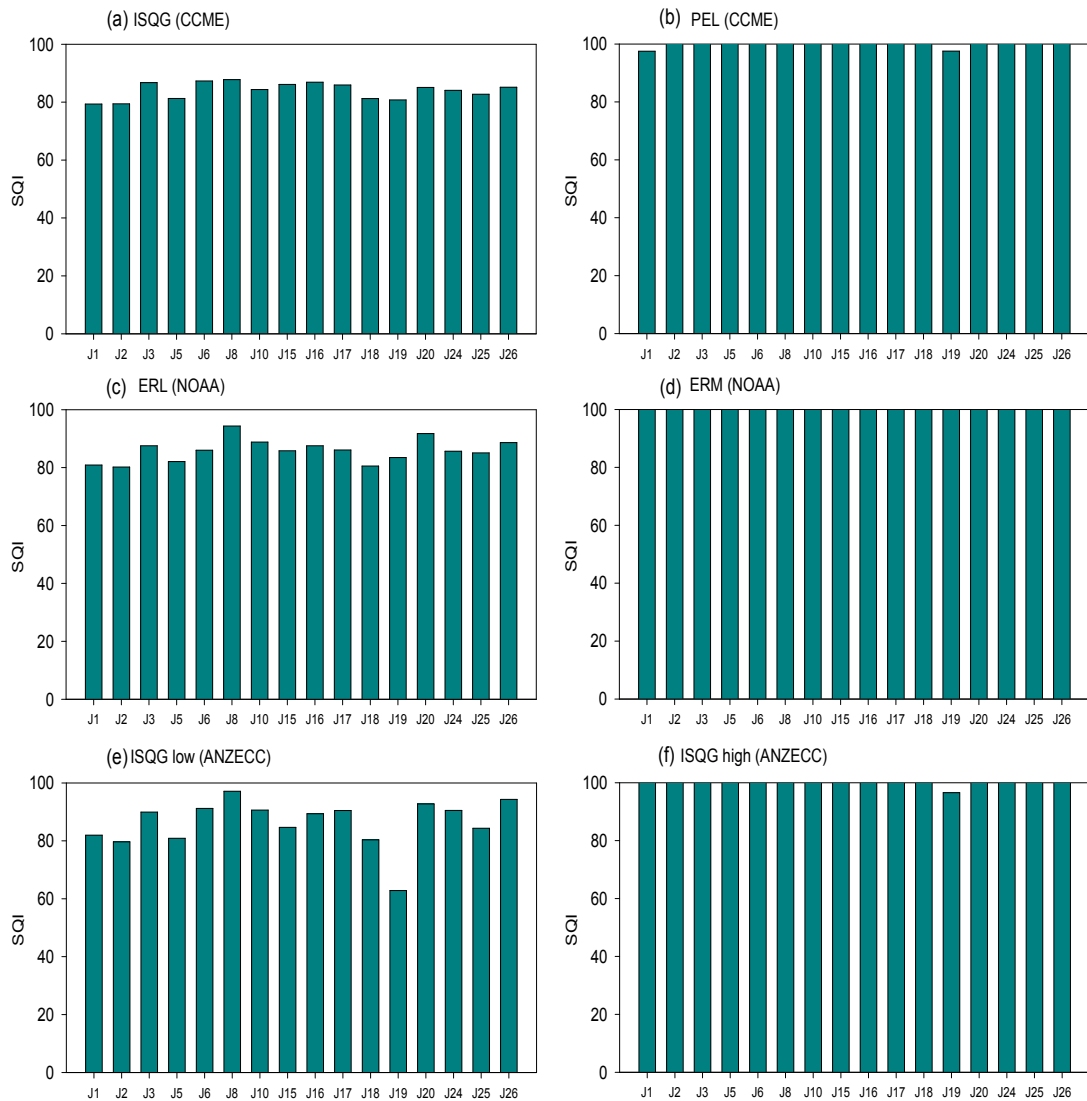


Figure 4-3-95. Sediment quality index (SQI) of Jinhae Bay derived from (a) CCME interim sediment quality guideline (ISQG), (b) CCME probable effect level (PEL), (c) NOAA effect range low (ERL), (d) NOAA effect range median (ERM), (e) ANZECC interim sediment quality guideline low (ISQG-low), and (f) ANZECC interim sediment quality guideline high (ISQG-high).

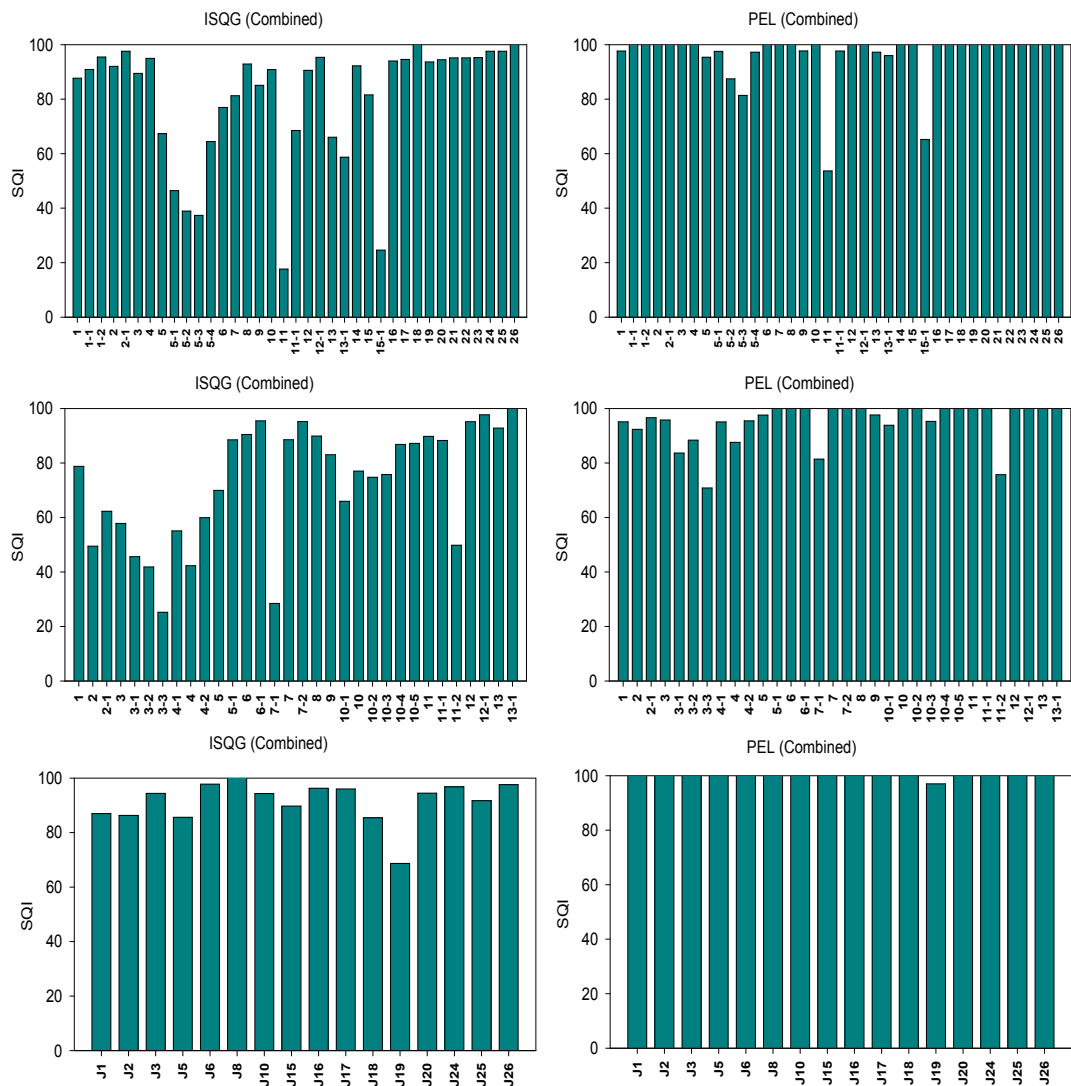


Figure 4-3-96. Sediment quality index (SQI) of Busan coastal area, Ulsan Bay and Jinhae Bay derived from the combined guidelines of CCME, ANZECC and Korea.

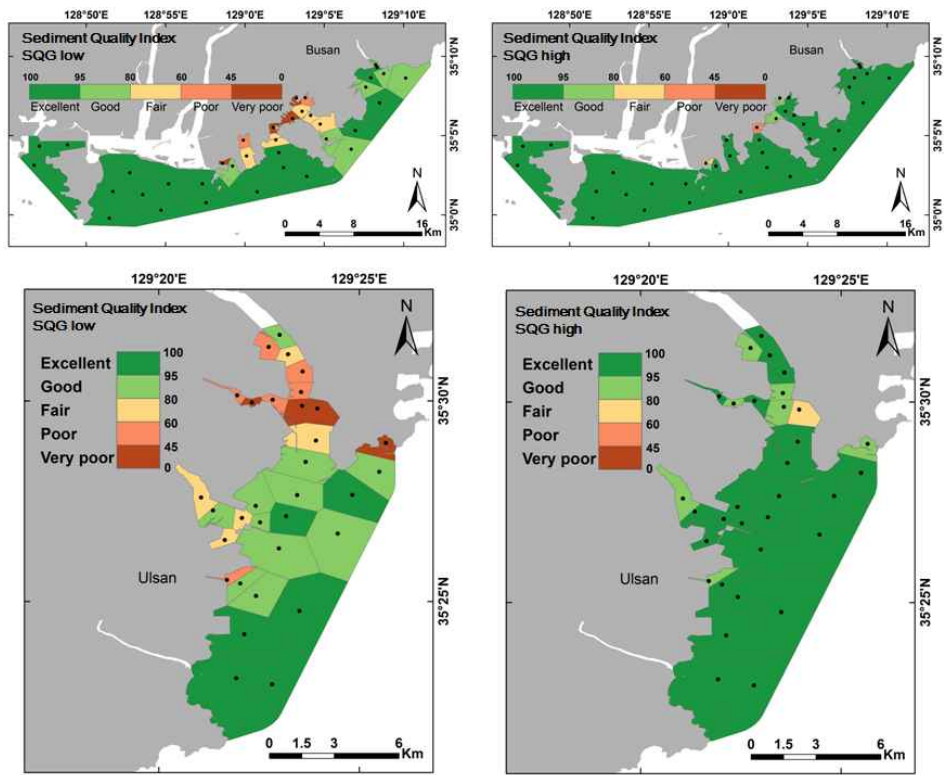


Figure 4-3-97. Distribution maps of the sediment quality index (SQI: CCME, 2002) in Busan coastal area (upper) and Ulsan Bay (lower) based on the combined sediment guidelines from CCME, ANZECC and Korea.

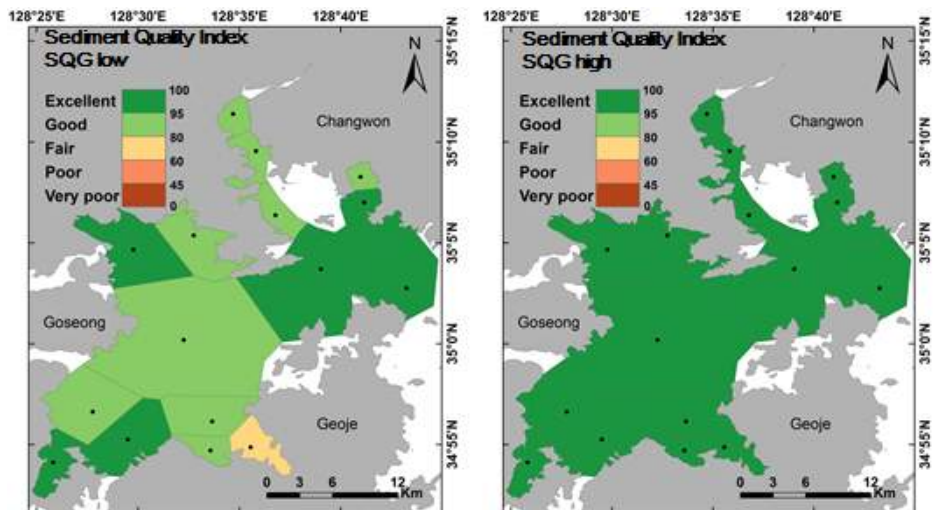
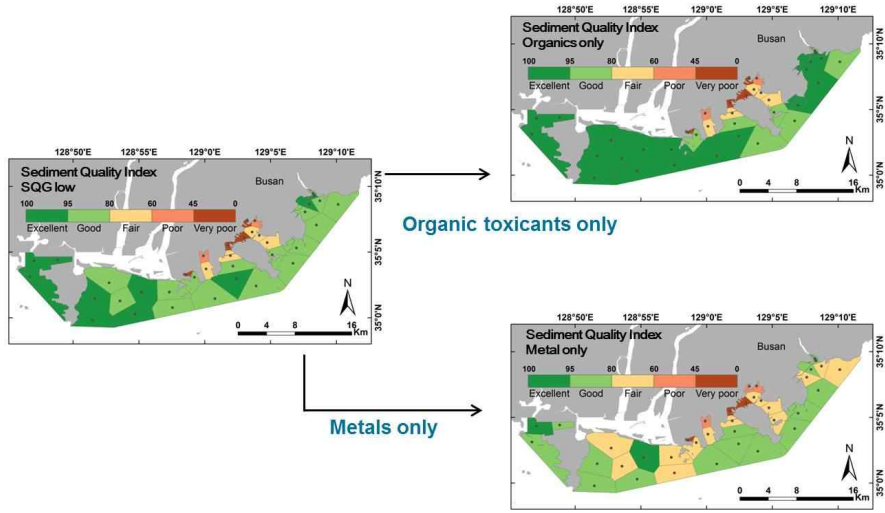
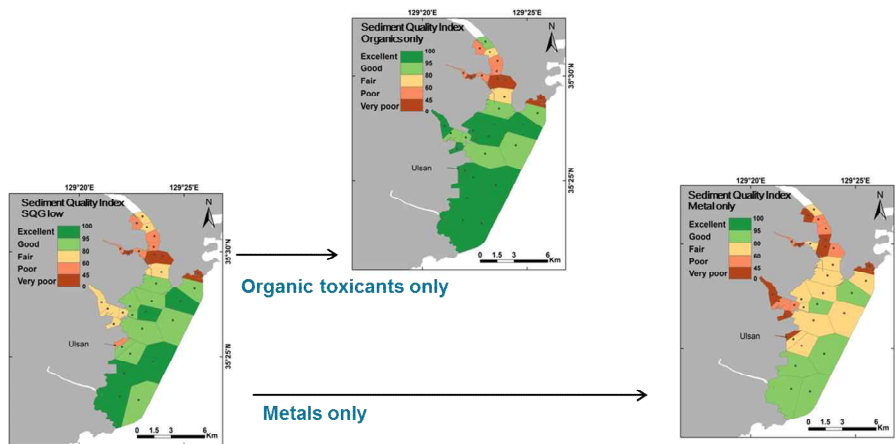


Figure 4-3-98. Distribution maps of the sediment quality index (SQI: CCME, 2002) in Jinhae Bay based on the combined sediment guidelines from CCME, ANZECC and Korea.

a) Busan coastal area



b) Ulsan Bay



c) Jinhae Bay

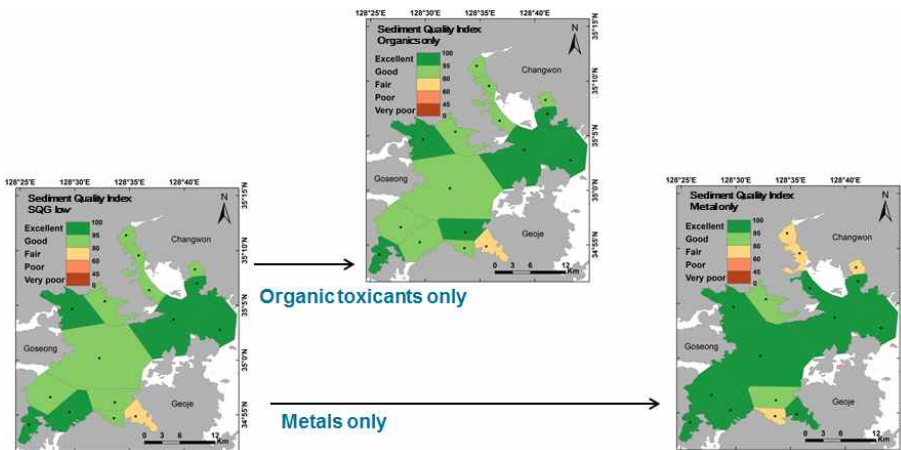


Figure 4-3-99. Changes in sediment quality index according to applied target variables.

2) 독성물질 복합오염과 단각류 독성의 비교

현장에서 채취한 퇴적물에는 수많은 오염물질이 시료마다 다양한 종류와 농도의 조합으로 존재하는 것이 일반적이다. 따라서 실험실에서의 독성물질을 추가하여 실시하는 생물검정 실험과 달리 수많은 오염물질이 복합적으로 노출되는 현장시료에서 생물독성과 직접적으로 통계적으로 유의한 상관관계를 보이기는 어렵다. 오염물질의 종류와 생물검정법의 종말점(end-point)에 따라서 상이한 독성영향(additive, synergistic, interference)을 나타낼 수 있다. 다양한 유기오염물질과 중금속류의 농도자료를 동일 시료에서 확보함에 따라 오염물질의 노출을 종합한 결과와 단각류 독성 수준을 비교해 보았다.

퇴적물의 복합오염에 대한 생태위해성 평가방법으로 다양한 종류의 오염물질에 의한 복합독성 평가를 위한 독성단위(Toxic Unit) 합산방법[Sum of Toxic Unit($\sum TU$) 모델의 활용이 가능하다. $\sum TU$ 는 다음의 식을 이용하여 구할 수 있다.

$$\sum TU_i = \sum (EC/PNEC)_i$$

TU: toxic unit

EC: 환경노출농도

PNEC: 무영향농도(퇴적물 기준 상한값 적용)

i: 개별 화합물

표층퇴적물의 생태위해성평가 목적은 조사 분석된 오염물질에 한해서 환경노출 수준을 평가하고 생태위해도를 정량적으로 측정하기 위함이다. 퇴적물의 생태위해성 평가를 위해서는 개별 오염물질에 대한 생태독성 값을 여러 생물종으로부터 얻어야 한다. 오염물질의 생태독성영향은 수생태독성자료에 의해서 주로 평가되기 때문에 개별화합물에 대한 퇴적물 독성자료는 극히 제한적이다. 퇴적물에 존재하는 오염물질별 생태위해성평가 기준(ecological risk criterion)은 물질별로 국가별로 큰 차이를 보이고 있다. 국내에서는 아직 물질별로 충분한 퇴적물 독성 D/B자료를 확보하지 못하고 있기 때문에 국내 기준치는 중금속에 한해 제한적으로 설정된 실정이다.

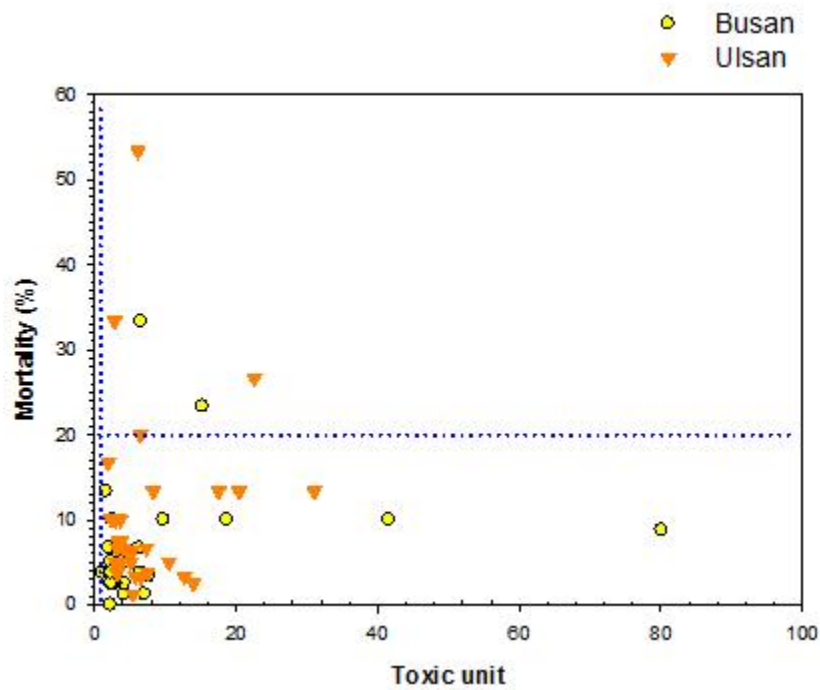
이번 분석에서는 경험적 또는 생태위해성평가를 통해 설정된 캐나다, 호주/뉴질랜드의 퇴적물 환경기준에서 퇴적물 권고기준 상한값(PEL, ISGQ High) 설정에 활용된 기준을 무영향농도(PNEC) 값으로 적용하고 분석된 부

산해역 37개, 울산만 32개 퇴적물에 측정된 오염물질 화학분석 자료를 노출농도(PEC)자료로 활용하여 ΣTU 를 계산한 후, 동일 정점의 단각류 독성 실측자료와 비교 평가해 보았다. ΣTU 모델의 적용 시 이용되는 무영향농도 도출 방법은 대표적으로 1) TLM과 2) 생태독성 DB로 부터 도출된 95% 생물보호 농도수준을 이용한다. 독성단위 합산 방법은 동일한 독성 작용방식(Mode of Action)을 보이는 복합독성물질에 대해 적용 가능하다. 하지만 본 사업의 경우 측정된 각 오염물질의 독성기전이 동일하다는 단순한 가정 하에서 비교평가를 하였다.

평가결과 PNEC를 퇴적물 권고기준 값 상에서 PEL 또는 ISQG High 값 으로부터 PNEC를 추출하여 ΣTU 값을 계산하였다. 단, 노닐페놀의 경우 ISQG Low값은 설정되어 있으나, ISQG High 값은 미설정으로 ΣTU 값 계산에는 활용되지 못했다. 추출된 PNEC 값을 활용하여 계산된 ΣTU 값의 경우, 두 해역 모든 정점에서 1을 초과하는 값이 얻어졌다(Fig. 4-3-100). 대상물질 중 TBT, Cu, Zn, p,p'-DDT가 ΣTU 값에 높게 기여하고 있다. 부산항 내측 두 정점(B5-2, B5-4)과 온산산업단지 인근 정점(U10-2~3, U11-1~2, U12-1)에서 $\Sigma TU > 1$, 단각류 사망률 > 20%를 나타냈으나, ΣTU 값이 1을 초과하는 대부분의 정점에서 단각류 사망률은 20%미만으로 독성을 나타내지 않는 것으로 평가되었다. 이는 실제 존재하는 분석된 오염물질의 생물이용도가 낮을 수 있음을 시사하고 있다.

본 평가에서 추출한 PNEC값은 다양한 생물의 독성을 기준으로 한 퇴적물 환경기준을 활용한 것으로 단각류의 독성에 근거하여 설정된 값이 아니기 때문에 상이한 결과를 나타낼 수 있다. 그리고 이번 연구에서 아울러 국내 서식 종을 대상으로 하는 퇴적물 환경기준이 설정된다면, 해당 물질의 기준을 근거로한 평가도 향후에 수행되어야 할 것으로 사료된다.

a)



b)

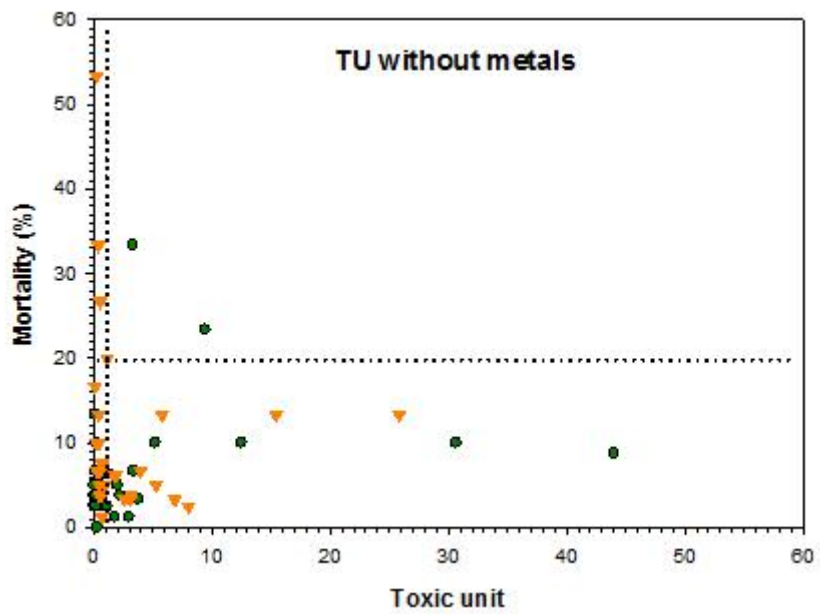


Figure 4-3-100. Relationship between amphipod mortality and (a) sum of toxic unit of all toxicants, and (b) sum of toxic unit without metals in sediment from Busan coastal area and Ulsan Bay. Note: PNEC is estimated from PEL (CCME) and ISQG-high (ANZECC) for organic contaminants and PEL (Korea) for heavy metals.

제4절 저서생물

1. 연구배경

일반적으로 해양환경을 평가하기 위해서는 수질, 퇴적물, 수층 및 퇴적물 속 생물상 등을 조사한다. 그 중 저서생물은 이동성이 적고 상대적으로 긴 생활사를 가지고 있어 장기간에 걸친 서식지 환경을 잘 반영하고 있다. 또한 저서생물은 다양한 해양서식지에 풍부하게 분포하고 있어서 환경의 교란에 대한 효과를 다양하게 지시해주고 있다. 과거부터 저서생물을 이용하여 환경 변화를 알아보기 위한 방법들로 출현종수, 생물량, 개체수 등을 측정하였고 (Berge, 1990; Dauer, 1993; Dauer and Alden, 1995; Van Dolah et al., 1999), k-dominance curves (Lamshead et al., 1983), ABC (abundance-biomass comparison) curves (Warwick, 1986) 등의 그래프를 이용한 방법을 많이 이용되어져 왔다. 그러나 최근에는 Diversity index (Shannon and Weaner 1963), Richness index (Magalef 1958), Evenness index (Pielou, 1975) 등의 단변량 분석법이 많이 이용되어 지고, similarity coefficients, classification, clustering, principal components analysis (PCA) 등의 다변량 분석법 등도 많이 이용되어지고 있다 (Clarke and Warwick, 1994).

최근에는 이러한 그래프 방법과 더불어 저서생물 군집을 이용하여 환경을 평가할 때, 측정 자료 및 평가 결과를 간단한 숫자로 나타내는 방법들을 많이 이용하고 있다. 대표적으로 유럽에서 사용되어지고 있는 AMBI (AZTI 's Marine Biotic Index)는 지표종을 이용한 지수로 Borja 등에 의해 처음 제안되었다 (Borja et al., 2000). 이 지수는 지역이 달라도 오염 원인이 달라도 잘 적용이 되어서 유럽을 중심으로 다양한 오염원에 널리 사용되어지고 있다 (Borja et al., 2000; Borja et al., 2004). 미국의 경우는 연안역 보전을 위한 정책결정 수단으로서 해역을 등급화하고, 등급화의 기준으로 저서동물 군집을 이용하는 생물보전지수 (Benthic-Index of Biological Integrity; B-IBI)를 개발하여 이용하고 있다 (Weisberg et al., 1997). Chesapeake Bay의 생태 상태를 정립하기 위해서 적용한 B-IBI는 해역의 이화학적 요인, 저서생물군집의 종다양성 지수, 종풍부도, 종조성, 영양단계 등을 포함한 13가지 변수를 염분구배와 퇴적상의 종류에 따라 각각 적합한 변수를 사용하여 계산되었으며, 건강한 대조구 해역의 변수를 사용하였고,

여름철의 자료에 적용할 것을 권장하고 있다 (Weisberg et al., 1997). 그 외에도 생태계의 전체 환경자료를 통합하여 산출한 Trophic Index (TRIX) (Wollenweider et al., 1998), 생물체내 농도비율을 이용한 Ecological Reference Index (Langston et al., 1987; Reish and Gerlinger, 1984) 등 다양한 지수를 이용하여 저서생태계의 건강도를 평가하고 있다.

국내에서는 저서생물을 이용하여 생태계 건강도를 평가 적용한 사례가 많지 않다. 1993년 한국해양연구소에서는 Word의 ITI (Infaunal Trophic Index)를 변형한 BPI (Benthic Pollution Index)를 개발하여 연안의 저서 건강도 평가에 적용하였다 (해양연구소, 1993). ITI는 지수산출을 위해 대형저서동물을 섭식유형에 따라 4개의 기능군으로 구분한다; 그룹 1: suspension feeders, 그룹 2: suspension feeder and surface deposit feeders, 그룹 3: surface deposit feeders, 그룹 4: subsurface deposit feeders. BPI는 ITI 식성지수에 기회종을 추가하여 4개의 그룹으로 재설정하였다; 그룹 1: filter feeder and carnivores, 그룹 2: surface deposit feeders, 그룹 3: subsurface deposit feeders, 그룹 4: opportunistic species, pollution indicators.

저서동물을 이용하여 해양환경을 평가할 때, 저서오염지수를 이용하는 방법은 기존의 종다양도지수, 대수정규분포 곡선, 순위빈도곡선, 종-개체수-생체량 곡선 등의 그래프를 이용한 평가 기법들과 유의한 결과를 도출한다고 보고하였다 (이 등, 1997). 저서오염지수와 같은 건강도 지수를 이용하여 해양환경을 평가할 경우 간단한 수치로 결과를 나타낼 수 있으므로 비전문가도 쉽게 판단 가능하다는 장점이 있다. 그러나 명확한 종 동정과 분류된 종들을 다시 섭식유형에 따라 4개의 기능군으로 구분해야 하는 번거로움이 있다. BPI는 ITI와는 달리 기회종을 하나의 기능군으로 분리를 하였기 때문에 기회종에 대한 명확한 분류가 요구된다. 기회종이란 유기물 부하량이 증가하면 서식밀도가 증가하는 특징을 가지고, 교란된 환경에 빠르게 정착하여 대량 번식하는 특성을 보이는 종들로 정의된다 (Pearson and Rosenberg, 1978). 그러나 아직 국내에서는 기회종에 대한 데이터 베이스가 마련되어 있지 않아, 연구자들 사이에서도 기회종 구분이 서로 다른 실정이다.

저서오염지수를 이용하여 국내 연안의 건강도를 평가한 사례로는 시화호 (이 등, 2003), 광양만 (최 등, 2003), 천수만 (정 등, 2014), 인천항 및 부산항 (서 등, 2009) 등이 있다. 그러나 BPI는 명확한 평가 기준이 마련되어 있지 않아 연구자에 따라 서로 다른 평가 기준을 적용하여 왔다. 이 등의 2003년 연구에서는 평가기준을 5개의 level로 구분을 하였는데, level I (건

강한 군집)의 BPI는 61-100, level II는 51-60, level III는 41-50, level IV는 31-40, level V (심하게 오염된 상태의 군집)는 0-30이었다 (이 등, 2003). 최 등의 2003년 연구에서는 정확한 평가기준을 제시하지는 않았으나 65이상의 값을 건강한 군집상태로 판단하였고 (최 등, 2003), 최와 서의 2007년 연구에서는 BPI를 5개로 구분하여 60이상을 건강한 군집, 40-60은 약간 오염된 군집, 30-40은 중간정도 오염된 군집, 20-30은 심하게 오염된 군집, 0-20은 극심하게 오염된 군집으로 구분하였다 (최와 서, 2007). 그러나 임 등의 2007년 연구에서는 정확한 BPI의 평가 기준을 제시하지 못하였다 (임 등, 2007).

저서생물군집의 건강기준치를 설정하기 위해서는 인위적인 교란이 적은 대조구 해역에서의 저서생물군집 자료가 필요하다. 국내에는 4개의 환경보전해역 (가막만, 득량만, 완도 도암만, 함평만)과 5개의 특별관리해역 (부산연안, 울산만, 광양만, 인천항, 마산만)이 존재한다. 본 연구에서는 기준치 설정을 위한 대조해역으로 남해안의 득량만을 선택하였고, 저서군집건강도 적용 및 평가를 위해 특별관리해역인 진해만 (마산만 포함), 부산연안, 울산만을 선정하였다.

본 연구에서는 환경보전해역으로 지정되어 있는 득량만의 대형저서동물 군집구조를 파악하여 대조해역으로서 적합한지를 평가해 보고자 한다. 또한 득량만의 대형저서동물 군집 자료를 바탕으로 저서오염지수를 산출하여 남해안 내만해역에 적용 가능한 기준치를 설정해 보고자 한다. 이렇게 설정된 기준치를 바탕으로 특별관리해역인 진해만, 부산연안, 울산만에 서식하는 대형저서동물의 저서건강도를 평가해 보고자 한다.

2. 연구방법

가. 대형저서동물의 채집

대조해역인 득량만에서의 대형저서동물의 채집은 2012년 2월부터 11월까지 44개 정점에서 수행되었다 (Fig. 4-4-1). 건강도 평가 대상해역인 특별관리해역의 진해만, 울산만, 부산연안에 대한 조사는 2013년 2월부터 2015년 10월까지 수행하였다. 진해만 16개 정점 그리고 부산연안과 울산만은 각각 25개, 13개 정점에서 계절별로 대형저서동물의 채집이 수행되었다 (Fig. 4-4-1). 퇴적물은 반빈그랩(채집면적: 0.1 m²)을 이용하여 정점 당 2회씩 채집하여 1mm 체에 거른 후 10% 포르말린 용액으로 고정하였다. 모든 생물은 종수준까지 동정하였다.

나. 저서환경

퇴적물과 저층 채수는 대형저서동물 채집과 동일시기에 수행하였다. 입도분석과 유기물 함량을 측정하기 위해 표층 2-3cm 깊이의 퇴적물을 채취하였다. 입도분석은 매년 2월에 채집된 퇴적물로 수행하였고, 총유기탄소 (Total organic carbon; TOC) 함량 분석은 모든 계절에 수행하였다. 입도분석은 채취된 시료 중 5g을 비이커에 담아 10%의 과산화수소로 유기물과 0.1 N-HCl로 탄산염을 제거한 후, 시료를 4 ϕ 체로 조립질과 세립질로 구분하여 4 ϕ 이하의 사질 시료는 Ro-tap sieve shaker로 15분간 체질한 후 입도 등급별로 무게 백분율을 구하였으며, 4 ϕ 이상의 니질 시료 2g에 0.1% calgon 용액을 넣고 교반시킨 후 X-선 자동입도 분석기인 Sedigraph 5000D를 이용하여 입도무게 백분율을 Folk and Ward의 Inclusive Graphic Method에 의하여 변수를 구하였다. 퇴적물내의 총 유기탄소 (Total Organic Carbon; TOC) 함량은 퇴적물을 100 $^{\circ}$ C에서 24시간 이상 건조시킨 후 분말화 하였다. 분말화한 시료는 건조시켜, 1N 염산으로 무기탄소 (inorganic carbon)를 제거한 후 CHNS analyser (EA1112, Thermo scientific)를 이용하여 TOC 함량을 측정하였다.

다. 저서오염지수 산출

저서오염지수 산출을 위해 저서오염지수 산출을 위해 섭식유형과 생활사 유형에 따라 다음과 같이 4개의 기능군으로 구분하였다. Group I: 여과식자 혹은 육식자 (filter or suspension feeders or large carnivores), Group II: 표층퇴적물식자 (surface deposit feeders), Group III: 표층하퇴적물식자 (subsurface deposit feeders), Group IV: 기회종 및 오염지시종 (opportunistic species, pollution indicators).

$BPI = [1 - (a \times N1 + b \times N2 + c \times N3 + d \times N4) / (N1 + N2 + N3 + N4) / d] \times 100$, 식에서 N1~N4은 Group I~IV에 속한 종들의 개체수 합이며, a~d는 각 그룹에 부여된 가중치 (상수)로 각각 0~3의 값으로 주어진다. BPI는 0-100 사이의 값으로 주어지며 100에 가까울수록 건강한 군집상태를 나타내며 0에 가까울수록 오염된 저서환경에 놓여 있는 불건강한 군집상태를 의미한다.

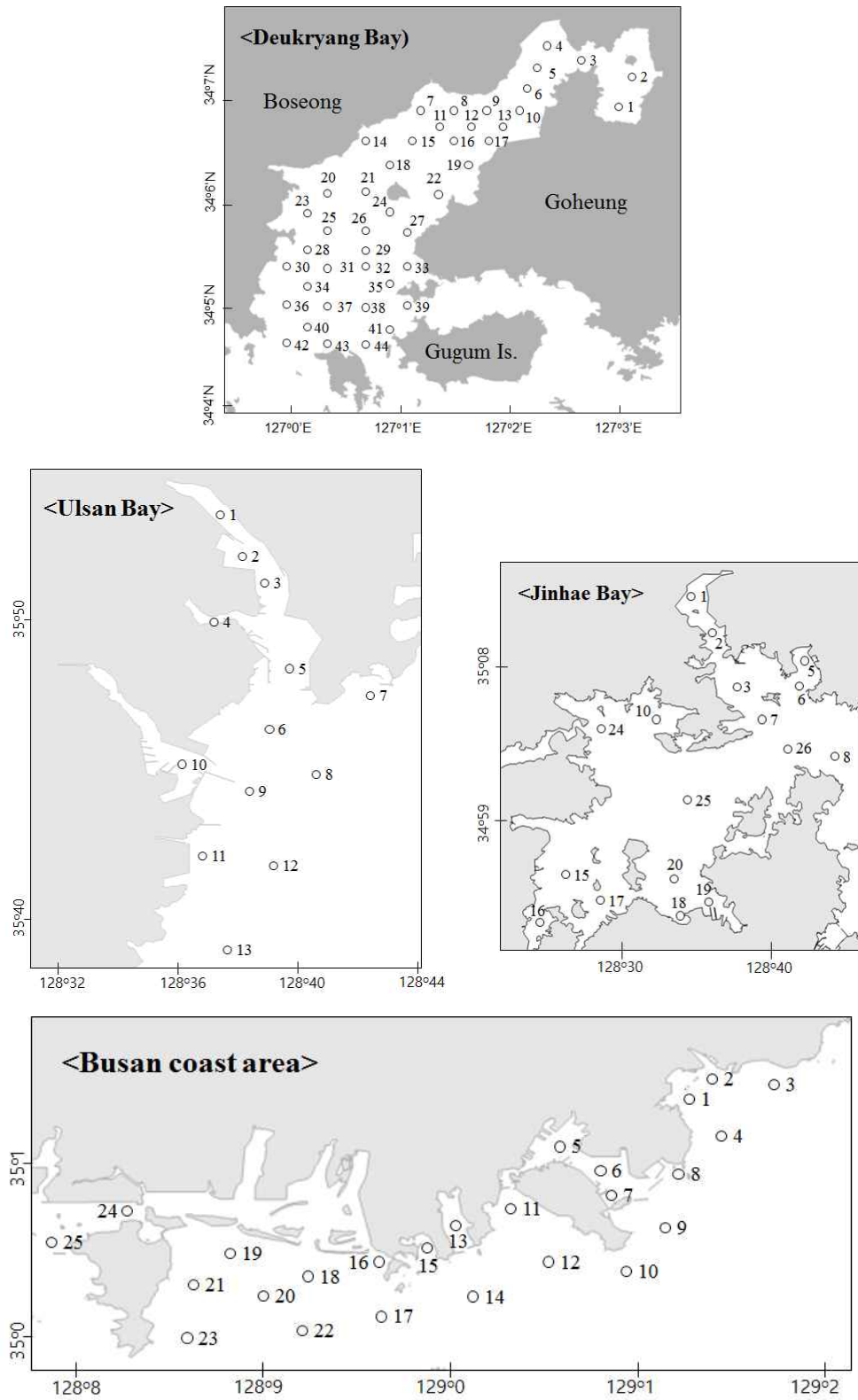


Figure 4-4-1. Study area and sampling stations for macrobenthos and bathymetry in coastal areas of Korea.

3. 연구결과 및 토의

가. 득량만

1) 대조해역으로서의 환경상태

새로운 지수를 산출하거나 기준치 산출을 위해서는 인위적 오염원에 의한 영향이 최소화된 대조해역에 대한 자료가 필요하다. 대조해역으로 선정되기 위해서는 다음과 같은 조건에 부합하여야 한다. 먼저 퇴적물 오염물의 농도가 effects range-median (ERM)을 초과하지 않아야 하고, 총유기탄소의 함량이 2%를 넘지 않아야 한다. 또한 저층 용존산소의 농도는 모든 정점에서 2ppm을 초과하여야 하며, 90%이상의 정점에서는 3ppm을 초과하여야 하고, 적어도 80%이상의 정점에서는 5ppm을 초과하여야 한다. Amphipod를 이용한 급성 독성 실험에서는 80%이상이 생존을 해야 한다 (Weisberg et al., 1997).

득량만의 경우 퇴적물 유기물 함량은 2월에는 0.4-0.7% (평균 0.5%), 8월에는 0.4-0.6% (평균 0.5%)의 범위를 보여, 모든 조사 정점들에서 1% 미만으로 나타났다 (Table 4-4-1). 저층의 DO 농도는 2월에는 9.1-12.0 mg/L의 범위를 보여 모든 정점에서 5 ppm 이상으로 나타났으며, 8월에는 4.4-6.6 mg/L의 범위를 보였으나, 5ppm 이하의 농도를 보인 곳은 44개 정점 중 1개 정점에 불과해 98%이상이 5ppm 이상인 것으로 나타났다. 본 연구에서 퇴적물 오염원에 대한 ERM 농도를 산출하진 않았으나, 2010년에 득량만 표층퇴적물의 중금속 농도를 구한 결과를 보면, Cu, Pb, Zn는 ERL (Effect Range Low)이하로 나타났으나, As은 하계 득량도 아래 정점에서 8.4mg/kg dry로 ERL을 초과하는 것으로 나타났고, 동계에는 초과하기 않는 것으로 나타났다 (김 2011). 이처럼 득량만은 하계 표층퇴적물의As 농도는 ERL을 초과하였으나, 그 외의 항목들은 모두 대조해역의 기준에 부합하는 것으로 나타났다.

2) 기능군 분류

득량만에서 4계절 동안 출현한 대형저서동물을 Word의 섭식유형에 따라 3개의 기능군으로 구분하였고, 기회종 및 오염지시종은 기능군 Group IV로 구분하였다. 득량만에서는 모든 계절에 표층퇴적물식자에 속하는 Group II의 비중이 54.2-59.6%로 가장 높게 나타났다 (Table 4-4-2). 이는 갑각류의 *Eriopisella sechellensis*, *Xenophthalmus pinnotheroides*, *Photis*

*longicaudata*등이 모든 계절에 우점하였기 때문이다. 다음으로는 Group I에 속하는 종이 13.2-21.2%의 범위로 높게 나타났고, Group III에 속하는 종의 비중은 조사기간 동안 10.3-18.0%의 범위를 보였다. 오염지시종이 속한 Group IV의 비중은 3.1-20.5%의 범위를 보였고, 가을철에 다소 높게 나타났다.

기능군 별 주요 우점종을 살펴보면, Group I에서는 다모류의 *Anaitides koreana*, *Aglaophamus* sp.등이 우점하였고, Group II에서는 갑각류의 *E. sechellensis*, *X. pinnotheroides*등이 모든 계절에 우점하였다. Group III에서는 다모류의 *Paralacydonia paradoxa*, *Sternaspis scutata*가 모든 계절에 우점하였고, Group IV에서는 5월에 연체동물의 *Theora fragilis*, *Musculus senhousia*, 11월에 다모류의 *Prionospio cordifolia*가 일시적으로 우점하였다. *T. fragilis*는 정점 16에서 일시적으로 5월에 우점하였고, *P. cordifolia*는 가을철 정점 33에서만 우점하여 출현하였으나, 그 외 정점들에서는 일시적인 기회종 출현이 관찰되지는 않았다.

3) 저서오염지수에 대한 기준치 설정 및 등급결정

저서오염지수에 대한 기준치 및 등급설정을 위해 득량만 해역의 대형저서동물 자료를 이용하여 저서오염지수를 산출해본 결과, 2012년 2월에는 BPI가 43-78 (평균 66)의 범위를 보였고, 5월에는 6-90 (평균 58), 8월에는 39-91 (평균 59), 11월에는 6-97 (평균 55)의 범위를 보였다. 5월과 11월에 일시적으로 오염지시종이 우점한 정점 16과 정점 33을 제외한 득량만의 평균 BPI는 56-66의 범위를 보였고, 4계절 평균은 60으로 나타났다 (Fig. 4-4-2). 따라서 본 연구에서는 BPI 60이상을 건강도 1등급 (Excellent)로 설정하였고, 60이하의 값은 다음과 같이 4개의 등급으로 구분하였다 (Table 4-4-3): 1등급 (Excellent)는 BPI 61-100, 2등급 (Good) 41-60, 3등급 (Fair) 31-40, 4등급 (Poor) 21-30, 5등급 (Very Poor) 0-20.

이러한 기준으로 득량만의 저서건강도를 평가하였을 때, 2012년 2월에는 44개 정점 중 37개 정점에서 저서건강도 1등급으로 나타났고 (84.1%), 5월에는 1등급의 비중이 52.3%, 8월에는 45.5%, 그리고 11월에는 43.2%였다. 비록 1등급의 비중은 2월 이후 감소하는 경향을 보였으나, 저서건강도 4등급과 5등급의 비중은 모든 계절에 10%미만으로 나타났다 (Fig. 4-4-3).

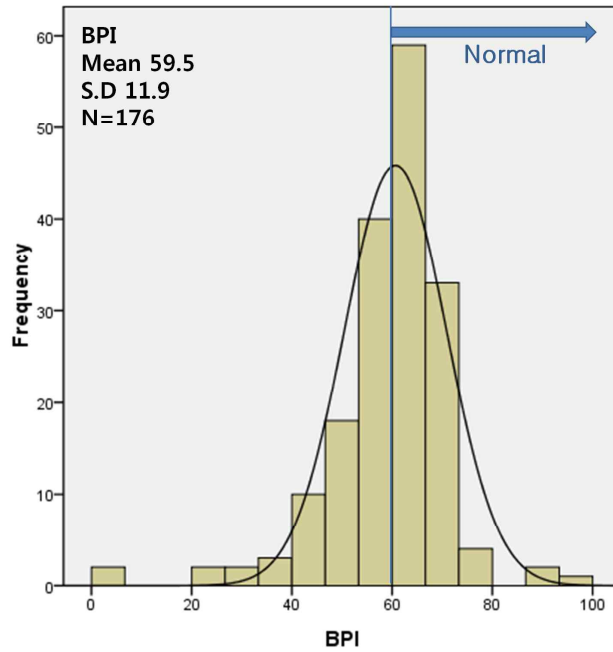


Figure 4-4-2. Frequency distribution of benthic pollution index (BPI) in Deukryang Bay.

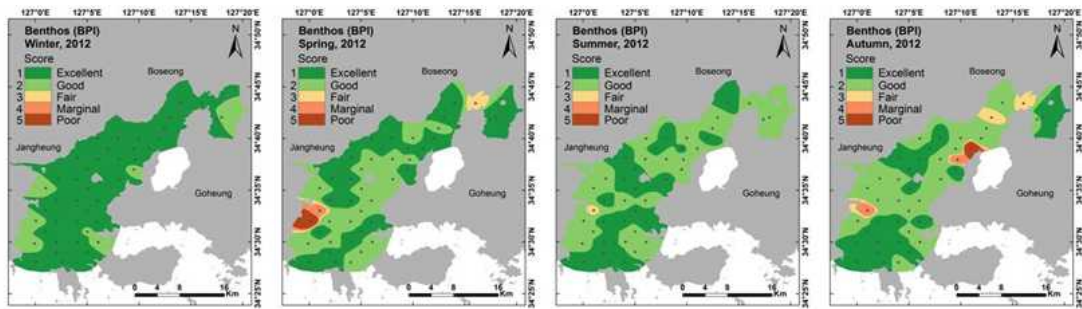


Figure 4-4-3. Spatial distribution of benthic pollution index according to each functional group of macrobenthos in Deukryang Bay from February, 2012 to November, 2012.

Table 4-4-1. Sediment type, contents of total organic carbon (%) and bottom dissolved oxygen concentration (mg/L) of Deukryang Bay during study period.

Station	Sediment facies*	TOC (%)		Bottom DO (mg/L)		Station	Sediment facies*	TOC (%)		Bottom DO (mg/L)	
		Feb, 2012	Aug, 2012	Feb, 2012	Aug, 2012			Feb, 2012	Aug, 2012	Feb, 2012	Aug, 2012
st. 1	M	0.64	0.58	10.1	5.3	st. 23	M	0.55	0.57	10.5	6.2
st. 2	M	0.56	0.54	10.2	5.5	st. 24	M	0.47	0.48	10.1	5.9
st. 3	sM	0.52	0.55	10.3	5.4	st. 25	M	0.61	0.53	10.4	5.9
st. 4	M	0.71	0.58	10.1	5.7	st. 26	M	0.50	0.48	10.3	5.7
st. 5	M	0.53	0.52	10.2	6.1	st. 27	M	0.54	0.48	9.8	5.9
st. 6	sM	0.41	0.44	10.1	6.0	st. 28	M	0.56	0.53	9.7	6.3
st. 7	M	0.57	0.63	10.5	4.5	st. 29	M	0.49	0.45	10.2	5.6
st. 8	M	0.51	0.52	10.2	5.0	st. 30	sM	0.51	0.37	9.9	5.8
st. 9	M	0.63	0.56	10.2	6.2	st. 31	M	0.48	0.51	9.2	5.8
st. 10	sM	0.45	0.52	10.2	5.9	st. 32	sM	0.49	0.48	10.0	6.0
st. 11	M	0.53	0.55	10.2	5.2	st. 33	mG	0.48	0.46	9.7	6.3
st. 12	M	0.57	0.57	10.2	6.0	st. 34	sM	0.45	0.48	9.2	6.0
st. 13	M	0.60	0.57	9.7	5.9	st. 35	M	0.52	0.45	11.7	5.9
st. 14	M	0.59	0.52	10.2	6.6	st. 36	M	0.52	0.38	9.8	6.3
st. 15	M	0.53	0.60	10.1	6.0	st. 37	M	0.48	0.52	9.3	6.3
st. 16	M	0.60	0.56	10.1	5.8	st. 38	sM	0.47	0.40	9.3	6.2
st. 17	sM	0.40	0.47	10.0	4.4	st. 39	M	0.49	0.46	9.6	6.1
st. 18	M	0.49	0.49	10.1	6.4	st. 40	sM	0.38	0.48	9.2	6.3
st. 19	(g)sM	0.38	0.48	9.7	5.8	st. 41	M	0.55	0.55	12.0	6.2
st. 20	M	0.59	0.57	10.2	6.4	st. 42	M	0.44	0.46	9.2	6.4
st. 21	M	0.57	0.49	10.1	6.2	st. 43	M	0.47	0.46	11.5	6.5
st. 22	M	0.59	0.55	9.8	5.8	st. 44	(g)sM	0.44	-	9.1	6.3

*(M: mud, sM: sandy Mud, (g)sM: gravelly sandy mud, mG: muddy gravel)

Table 4-4-2. Proportions and dominant species of macrobenthos at each functional group in Deukryang Bay during study period (unit: %).

Functional group	Feb., 2012	May, 2012	Aug., 2012	Nov., 2012	Dominant species name
Group I	21.2	17.7	13.2	15.0	<i>Anaitides koreana</i> <i>Aglaophamus</i> sp. <i>Palola</i> sp.
Group II	58.6	56.7	59.6	54.2	<i>Eriopisella sechellensis</i> <i>Xenophtalmus pinnotheroides</i> <i>Corophium</i> sp.
Group III	17.1	10.9	18.0	10.3	<i>Paralacydonia paradoxa</i> <i>Sternaspis scutata</i> <i>Scoletoma longiforia</i>
Group IV	3.1	14.6	9.1	20.5	<i>Theora fragilis</i> <i>Musculus seuhousia</i> <i>Paraprionospio cordifolia</i>

Table 4-4-3. Benthic community conditions and the ranges of the BPI used in Deukyang Bay.

Condition	Grade	Score	BPI
Normal	Excellent	1	60-100
Slightly polluted	Good	2	40-60
Moderately polluted	Fair	3	30-40
Highly polluted	Poor	4	20-30
Very high polluted	Very Poor	5	0-20

4) 기능군 비중과 저서오염지수 값의 의미

BPI는 0-100사이의 수치로 나타내는 방법으로 0에 가까울수록 오염된 상태, 100에 가까울수록 오염되지 않은 정상적인 군집상태를 의미한다. 이론적으로 BPI가 100이 나올 수 있는 경우는 Group I에 속하는 여과식자 혹은 소형 육식자의 비중이 100%일 경우이다. 그러나 일반적으로 오염되지 않은 건강한 환경에서는 Group II (표층퇴적물식자)에 속한 종의 비중이 가장 높고, 오염이 진행될수록 Group III (표층하퇴적물식자)의 비중이 높아지며, 극심하게 오염된 상태에서는 Group IV (기회종)의 비중이 가장 높아지게 된다. 이

론적으로 저서건강도 1등급의 기준인 BPI 60이상의 값을 나타내기 위해서는 Group I과 II의 합이 최소 50% 이상이어야 하며, Group IV의 비중은 최대 10% 이하여야 한다 (Fig. 4-4-4). 저서건강도 2등급의 기준인 BPI 41이상 60 이하의 값을 나타내기 위해서는 Group I과 II의 합이 최소 40% 이상이어야 하며, Group IV의 비중은 20% 이하여야 한다. 저서건강도 3등급의 기준인 BPI 31이상 40이하의 값을 나타내기 위해서는 Group I과 II의 합이 40% 이하이며, Group IV의 비중은 30% 이하여야 한다. Group I과 IV의 비중이 0%이더라도 Group III의 비중이 80% 이상일 경우 저서건강도는 3등급으로 나타났 다. 저서건강도 4등급의 기준인 BPI 21 이상 30 이하의 값은 Group I과 II의 합이 30% 이하이며, Group IV의 비중은 50% 이하여야 한다. 저서건강도 4등 급에서는 Group III의 비중이 최대 90% 이상을 차지하기도 한다. 저서건강도 5등급의 기준인 BPI 20 이하의 값은 Group I과 II의 합이 20% 이하이며, Group IV의 비중은 50% 이상인 환경이다. 또한 Group IV에 해당하는 종이 100%일 경우, 빈산소수괴 형성으로 인한 무생물 환경에서도 BPI는 0으로 저 서건강도 5등급에 해당한다.

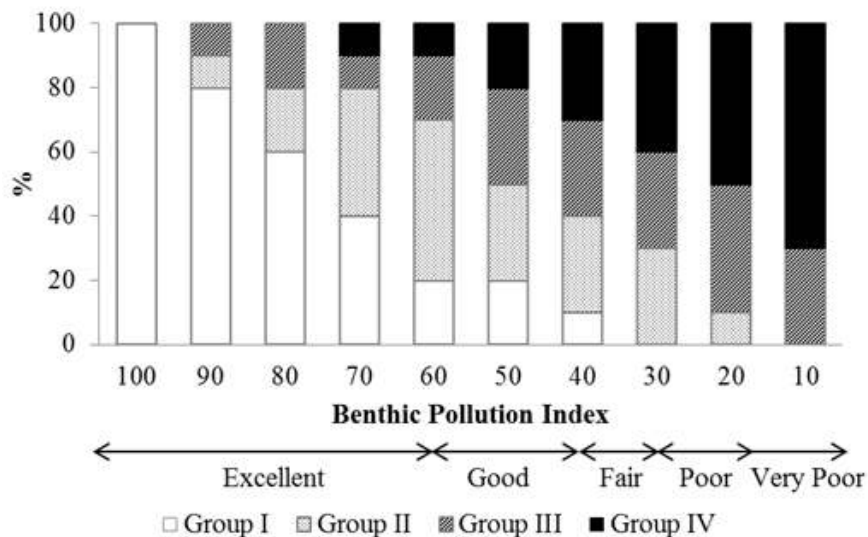


Figure 4-4-4. Proportions at each functional group according to value benthic pollution index.

5) 저서오염지수의 보완

BPI는 각 그룹의 차지 비율로 구해진다. 그러다 보니 군집조성이 빈약한 환경에서 기능군 Group I혹은 II에 해당하는 종이 1개체만 출현하여도 저서건강도는 1등급으로 나타나게 된다. 본 연구에서도 일부 정점에서 종다양도가 낮고, 빈약한 군집조성을 보였음에도 불구하고 높은 저서건강도를 나타내는 정점들이 있었다. 이처럼 빈약한 군집조성을 보이는 곳에서 높은 BPI값을 보이는 현상에 대해서는 지수개발 단계부터 단점으로 지적되어 왔다. 유럽에서 개발되어 널리 사용되어지고 있는 AMBI (Azti' s marine biotic index)의 경우 species richness와 community diversity를 결합한 M-AMBI (Multivariate-AMBI)를 개발하였고, (Muxika et al., 2007). Numerical species abundance (NAMBI), biomass (BAMBI), population (PAMBI)을 AMBI에 결합한 방법도 사용되어지고 있다 (Warwick et al., 2010).

본 연구에서는 이러한 문제점을 해결하기 위해 다음과 같이 제안하고자 한다. 첫째, 기능군에 상관없이 출현종수가 1종만이 출현하였고, 서식밀도가 10 ind. m⁻²이하일 경우, 그 정점의 저서건강도는 5등급으로 한다. 둘째, 기회종이 속한 Group IV를 제외한 나머지 그룹에 해당하는 종들이 3종 이하로 출현하고, 그 종들의 서식밀도가 각 그룹의 평균 서식밀도의 95% 수준을 벗어날 경우 저서건강도 5등급으로 한다.

나. 진해만

1) 대형저서동물의 지표탐색 및 기능군 분류

조사기간 동안 진해만에서 출현한 대형저서동물은 약 500여종이었다. 이 중 여과식자 및 육식자가 포함된 Group I에 속하는 종의 비중이 47.8%로 가장 높았고, Group II는 33.6%, Group III은 7.2%, Group IV는 11.4%로 나타났다 (Appendix 1). 진해만에서는 총 51종의 오염지시종이 출현하였는데, 갑각류 4종, 연체동물 6종, 다모류가 41종으로 나타났다.

정점별 기능군 차지 비중을 살펴보면, 마산만의 정점들 (st. 1~4) 중 정점 1에서는 Group IV의 비중이 9.5-100% (평균 78.6%)의 범위를 보였고, 정점 2에서는 50-100% (평균 89.6%), 정점 3에서는 6.9-100% (평균 79.9%), 정점 4에서는 0-100% (평균 77.4%)의 범위를 보였다 (Fig. 4-4-5). 마산만의 정점들 중 정점 1에서는 여름철 hypoxia의 영향으로 2012년, 2014년, 2015년 8월에 무생물 상태를 보였고, hypoxia 전후로 Group IV에 속하는 종만이 출현하기도 하였다. 마산만의 정점들에서는 겨울과 봄철에는 Group IV에 속하는 연체

동물의 *T. fragilis*가 우점하였고, 여름철 hypoxia 후에는 다모류의 *Paraprionospio patiens*가 우점하는 것으로 나타났다.

행암만의 정점들 (정점 5, 6)에서는 Group IV의 비중이 가장 높게 나타났는데, 정점 5에서는 0-100% (평균 80.3%), 정점 6에서는 19.2-95.5% (평균 64.5%)의 범위를 보였다 (Fig. 4-4-5). 정점 5에서는 여름철 hypoxia의 영향으로 2013년과 2014년 11월에 무생물상태를 보였고, 2010년 8월을 제외한 모든 여름철에 기회종에 속하는 다모류의 *Spiochaetopterus koreana*만이 출현하여 Group IV의 비중이 100%로 나타났다.

거제도 북쪽의 정점들 (정점 7-9)에서는 Group II의 비중이 가장 높게 나타났다. 정점 7에서는 Group II의 비중이 19.4-51.6% (평균 35.4%), 정점 8에서는 25.4-81.4% (평균 52.5%), 정점 9에서는 8.0-80.4% (평균 47.0%)의 범위를 보였다 (Fig. 4-4-5). 거제시 칠천도 부근 정점 23에서는 Group III의 비중이 12.9-58.8% (평균 29.5%)로 가장 높았으나, Group I-III의 비중이 모두 20% 이상으로 큰 차이를 보이지 않았다. 거제도 인근 정점들에서는 Group II에 속하는 다모류의 *Magelona japonica*, Group III에 속하는 다모류의 *Scoletoma longifolia* 등이 우점하였고, Group IV에 속하는 연체동물의 *T. fragilis*는 여름철에 우점하게 출현하였다.

고성만의 정점들 (정점 10-13)에서는 Group IV의 비중이 가장 높게 나타났다 (Fig. 4-4-5). 정점 10에서는 Group IV의 비중이 15-100% (평균 83.3%)였고, 정점 11에서는 22.4-100% (평균 78.1%), 정점 12에서는 25.4-92.1% (평균 72.8%), 정점 13에서는 25.8-100% (평균 65.2%)의 범위를 보였다. 정점 10에서는 2011년 여름과 2012년, 2014년, 2015년 여름과 가을철에 Group IV의 비중이 100%로 나타났고 정점 11에서는 2013년, 2014년 가을철과 2015년 여름과 가을철에 Group IV의 비중이 100%로 나타났다.

통영 인근 정점들 (정점 14-17)에서는 Group IV의 비중이 가장 높게 나타났다 (Fig. 4-4-5). 정점 14에서는 Group IV의 비중이 0-95.5% (평균 48.8%)로 가장 높았고, 정점 15에서는 0-100% (평균 66.9%), 정점 16에서는 38.1-100% (평균 80.3%), 정점 17에서는 45.0-100% (평균 79.8%)의 범위를 보였다. 정점 14에서는 2011년 5월과 8월에는 50 개체/m²미만의 빈약한 개체수를 보였고, 8월에는 다모류의 *Aricidea pacifica*와 *S. longifolia*의 우점으로 인해 Group III의 비중이 70%이상으로 다른 계절에 비해 높게 나타났다. 2011년 11월에는 다모류의 Lysianassidae unid. 10 개체/m² 출현하여 Group I의 비중이 100%였고, 그 외 계절에는 Group IV의 비중이 75-96%로 높았다. 정점 15에서는 모든 계절에 기회종의 비중이 가장 높았고, 2011년과 2012년 여름에는 hypoxia

의 영향으로 무생물상태를 보였다.

고현만의 정점들 (정점 18-21)에서는 Group IV의 비중이 가장 높게 나타났다 (Fig. 4-4-5). 정점 18에서는 0-100% (평균 67.3%), 정점 19에서는 4.0-100%(평균 75.3%), 정점 20에서는 0-100%(평균 75.8%), 정점 21에서는 0-100% (평균 78.5%)의 범위를 보였다. 정점 18에서는 무생물 상태를 보인 곳이 없었으나, 2011년 가을과 2014년 여름과 가을에 Group IV의 비중이 100%로 나타났다. 정점 19에서는 2010년 여름과 2015년 여름과 가을에 무생물 상태를 보였고, 2012년 가을과 2014년 여름과 가을철에는 Group IV의 비중이 100%로 나타났다. 정점 20에서는 2010년 여름과 가을, 2011년과 2012년 여름, 2014년과 2015년 여름과 가을에 무생물 상태를 보였고, 2013년에는 여름과 가을에 Group IV의 비중이 100%로 나타났다. 정점 21에서는 2011년 여름철에 무생물 상태를 보였고, 2011년 가을철에는 *Nectoneanthes oxypoda* 5 개체/m²만이 출현하여 Group II의 비중이 100%로 나타났다.

진해만 중앙에 위치한 정점 22에서는 2010년 2월부터 2012년 11월까지 기회종의 비중이 평균 56.2%로 가장 높았다 (Fig. 4-4-5). 정점 22에서는 다모류의 *P. patiens*, *Paraprionospio coora* 등의 우점으로 인하여 Group IV의 비중이 높게 나타났으나, 2011년 5월 이후에는 이 종들의 서식밀도가 감소하여 Group III의 비중이 증가하였다.

2) 진해만의 저서균집건강도

2010년 2월부터 2015년 10월까지 진해만의 저서건강도를 살펴본 결과, 평균 BPI는 10-33의 범위를 보여 2014년 11월에 가장 낮았고, 2010년 2월에 가장 높았다 (Fig. 4-4-6). 계절별 BPI는 겨울철에 평균 21-33, 봄철에 평균 18-26, 여름철 평균 13-23, 가을철에 평균 10-26의 범위를 보여 가을철에 가장 낮고 겨울철에 가장 높은 것으로 나타났다. 진해만의 저서건강도는 만의 입구에 위치한 정점들을 제외하면 대부분의 해역에서 저서건강도가 4-5등급으로 심하게 오염된 상태로 나타났고, 여름철에는 연안을 중심으로 무생물 상태를 보였다.

진해만의 정점별 저서건강도를 살펴본 결과, 마산만 정점 1에서는 BPI 0-61의 범위를 보였고, 정점 2에서는 0-33, 정점 3에서는 0-62, 정점 4에서는 0-22의 범위를 보였다 (Fig. 4-4-7; Fig. 4-4-8). 정점 1에서는 2010년 2월과 2013년 2월에 각각 저서건강도 1등급, 2등급으로 나타났고, 정점 2에서는 2014년 11월에 저서건강도가 3등급, 정점 3에서는 2015년 5월에 저서건강도 1등급으로 나타났고, 그 외 계절에는 모두 저서건강도가 4-5등급으로 나타났

다.

행암만의 정점 5와 6에서는 각각 BPI 0-100, 3-54의 범위를 보였다 (Fig. 4-4-7; Fig. 4-4-8). 정점 5에서는 2010년 8월을 제외한 모든 계절에 저서건강도 4-5등급으로 나타났고, 정점 6에서는 2012년 2월과 2014년 8월에 저서건강도가 2등급으로 나타났으나, 그 외 계절에는 3-5등급으로 나타났다.

거제도 북쪽의 정점 7에서는 BPI 26-64의 범위를 보였고, 정점 8에서는 40-69, 정점 9에서는 35-60, 정점 23에서는 35-76의 범위를 보였다 (Fig. 4-4-7; Fig. 4-4-8). 2010년 8월 정점 7에서 저서건강도가 4등급으로 심하게 오염된 상태를 보였으나, 그 외 계절에는 모두 1-3등급으로 나타났고, 정점 8, 9, 23에서는 모든 계절에 저서건강도가 1-3등급으로 나타났다.

고성만의 정점 10에서는 BPI 0-74, 정점 11에서는 0-46, 정점 12에서는 3-66, 정점 13에서는 0-62의 범위를 보였다 (Fig. 4-4-7; Fig. 4-4-8). 정점 10에서는 2015년 2월과 5월에 각각 저서건강도 1, 2등급으로 나타났고, 정점 11에서는 2014년 5월에 저서건강도 2등급으로 나타났고, 그 외 계절에는 모두 저서건강도가 4-5등급으로 나타났다. 정점 12에서는 2010년 2월에 저서건강도 1등급, 2012년 8월에 저서건강도가 3등급이었고, 그 외 계절에는 모두 저서건강도가 4-5등급으로 나타났다. 정점 13에서는 2010년 2월과 11월에 각각 저서건강도 2등급, 1등급으로 나타났다.

통영인근 정점 14에서는 2010년 2월부터 2011년 8월까지의 계절에 따라 저서건강도가 1-4등급으로 변동하였으나, 2011년 11월 이후 저서건강도는 5등급으로 유지되었다 (Fig. 4-4-7; Fig. 4-4-8). 정점 15에서는 BPI 0-81의 범위를 보였고, 2010년 2월과 11월, 2015년 2월에 저서건강도가 1-2등급으로 나타났으나, 그 외 계절에는 대부분 저서건강도가 4-5등급으로 나타났다. 정점 16에서는 BPI 0-42의 범위를 보였고, 2011년 8월과 2014년 5월에 저서건강도가 2등급으로 나타났으나, 그 외 계절에는 모두 저서건강도가 4-5등급으로 나타났다. 정점 17에서도 BPI 0-42의 범위를 보였고, 2014년 2월과 5월을 제외한 모든 계절의 저서건강도가 4-5등급으로 나타났다.

고현만의 정점 18에서는 BPI 0-89의 범위를 보였고, 조사기간 동안 겨울철을 제외한 모든 계절에 저서건강도가 4-5등급으로 나타났다 (Fig. 4-4-7; Fig. 4-4-8). 정점 19에서는 BPI 0-60의 범위를 보였고, 2015년 2월에 저서건강도가 2등급으로 가장 좋았고, 2011년 2월부터 8월까지 저서건강도가 3등급으로 나타났으나, 그 외 계절에는 저서건강도 4-5등급으로 나타났다. 정점 20에서는 BPI 0-67의 범위를 보였고, 2011년 2월과 2014년 2월을 제외한 모든 계절에 저서건강도가 5등급으로 나타났다. 정점 21에서는 BPI 0-40의 범

위를 보였고, 2010년 11월에 저서건강도 3등급으로 나타났고, 그 외 계절에는 모두 저서건강도 4-5등급으로 나타났다.

진해만 중앙의 정점 22에서는 BPI 0-42의 범위를 보였다 (Fig. 4-4-7; Fig. 4-4-8). 2014년 5월과 2015년 2월에는 저서건강도가 2등급으로 나타났고, 2011년 11월과 2012년 8월에는 저서건강도가 3등급으로 나타났으나, 그 외 계절에는 모두 저서건강도 4-5등급으로 나타났다.

3) 보완된 지수의 적용

여름철 빈산소수괴가 형성되어 무생물 환경을 보였던 진해만의 경우 일부 정점에서 종다양도가 낮고, 빈약한 군집조성을 보였음에도 불구하고 높은 저서건강도를 나타내는 정점들이 있었다. 2010년 2월 정점 1과 정점 20, 8월에는 정점 1과 정점 4, 11월에는 정점 15와 정점 18에서 Group IV를 제외한 나머지 그룹에서 출현한 종수가 3종 이하였고, 서식밀도는 그룹 내 평균 서식밀도의 95% 범위 밖에 있는 낮은 수준에 있는 것으로 나타났다. 따라서 2010년 2월 정점 1은 저서건강도 2등급에서 5등급으로 수정하였고, 정점 20은 저서건강도 1등급에서 5등급으로 수정하였다. 2010년 8월에는 두 정점 모두 저서건강도 4등급에서 5등급으로 변경하였고, 2010년 11월에는 정점 15는 저서건강도 3등급에서 5등급, 정점 18은 저서건강도 2등급에서 5등급으로 변경하였다 (Fig. 4-4-7).

2011년 2월에는 정점 4, 2011년 5월에는 정점 20, 2011년 11월에는 정점 5, 정점 14, 정점 21에서 Group IV를 제외한 나머지 그룹에서 출현한 종수가 3종 이하였고, 서식밀도는 그룹 내 평균 서식밀도의 95% 수준이 미치지 못하는 것으로 나타났다. 따라서 2011년 2월 정점 4는 저서건강도 1등급에서 5등급, 2011년 5월 정점 20은 저서건강도는 3등급에서 5등급, 2011년 11월 정점 5, 정점 14, 정점 21에서는 저서건강도 1등급에서 5등급으로 변경하였다 (Fig. 4-4-7).

2012년에는 11월 정점 5에서는 Group II에 속하는 1종, 5개체/m²만이 출현하였으나, 저서건강도는 1등급으로 나타났다. 이러한 종들은 일시적으로 1혹은 2종이 가입 된 후 대량 번식하지 못하고 사멸하여 기회주의적 성격을 보이지는 않았다. 따라서, 1종, 10개체/m²미만의 서식밀도를 보인 2012년 11월 정점 5의 저서건강도는 1등급에서 5등급으로 변경하였다 (Fig. 4-4-7).

2013년부터 2015년까지는 다음의 정점들에서 Group IV를 제외한 나머지 그룹에서 출현한 종수가 3종 이하였고, 서식밀도는 그룹 내 평균 서식밀도의 95% 수준에 미치지 못하는 매우 낮은 것으로 나타났다. 따라서 다음의 시기

별 조사정점들은 원래의 등급에서 모두 5등급으로 수정하는 것이 적절한 것으로 판단되었다. 즉, 2013년 5월의 정점 20은 저서건강도 2등급에서 5등급으로 수정하였고, 11월에는 정점 15와 정점 18의 3등급과 2014년 2월의 정점 18의 4등급, 2014년 8월의 정점 16에서의 4등급, 11월에 정점 2의 3등급, 정점 15의 1등급, 2015년 2월 정점 19의 2등급, 정점 24의 4등급, 5월 정점 10의 2등급, 정점 15의 4등급, 8월 정점 18의 4등급, 11월 정점 15의 3등급, 정점 18의 저서건강도 4등급은 모두 5등급으로 변경되었다.



Figure 4-4-5. Proportion of each functional group at each site during study period in Jinhae Bay.

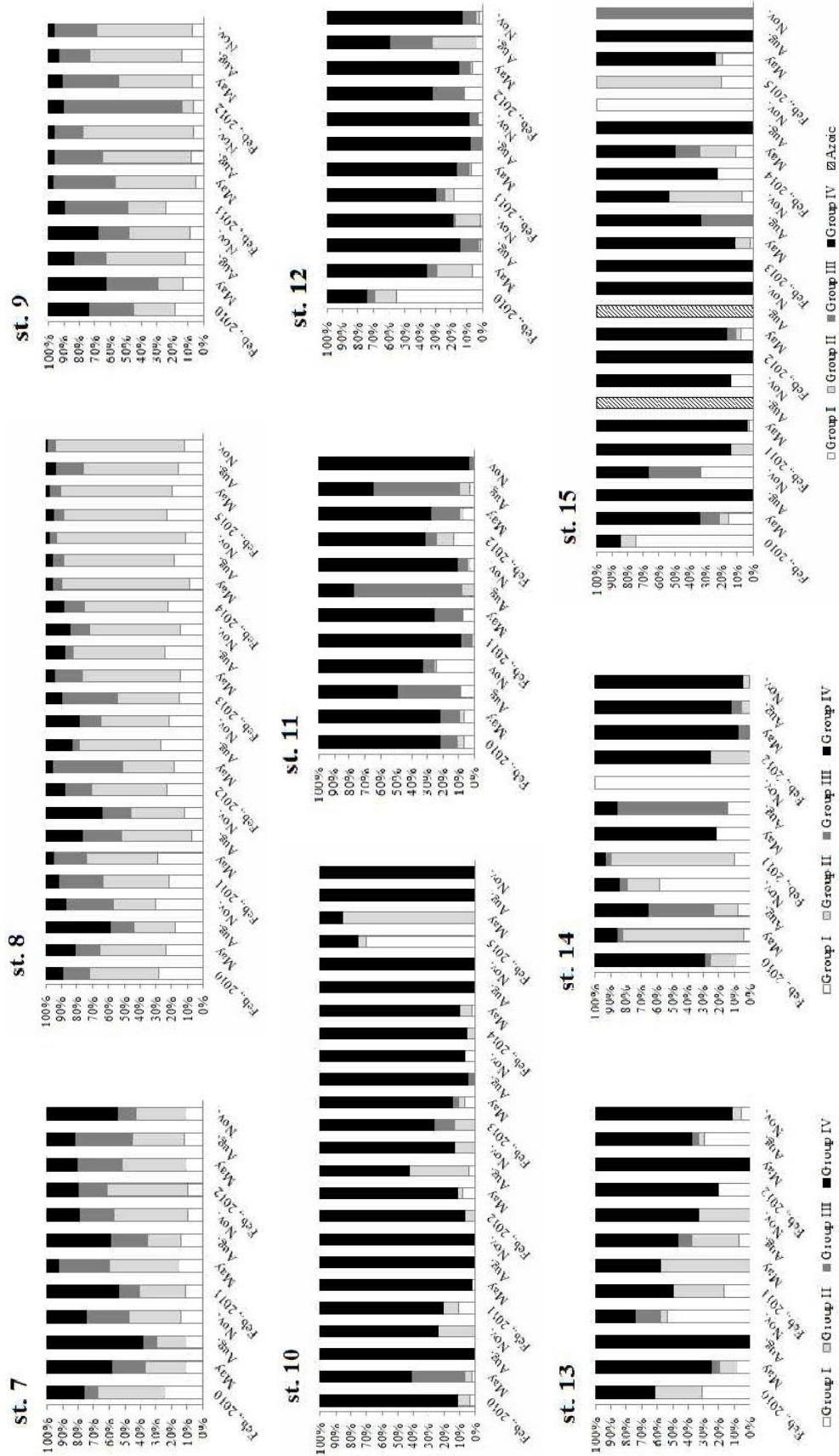


Figure 4-4-5. Continued.

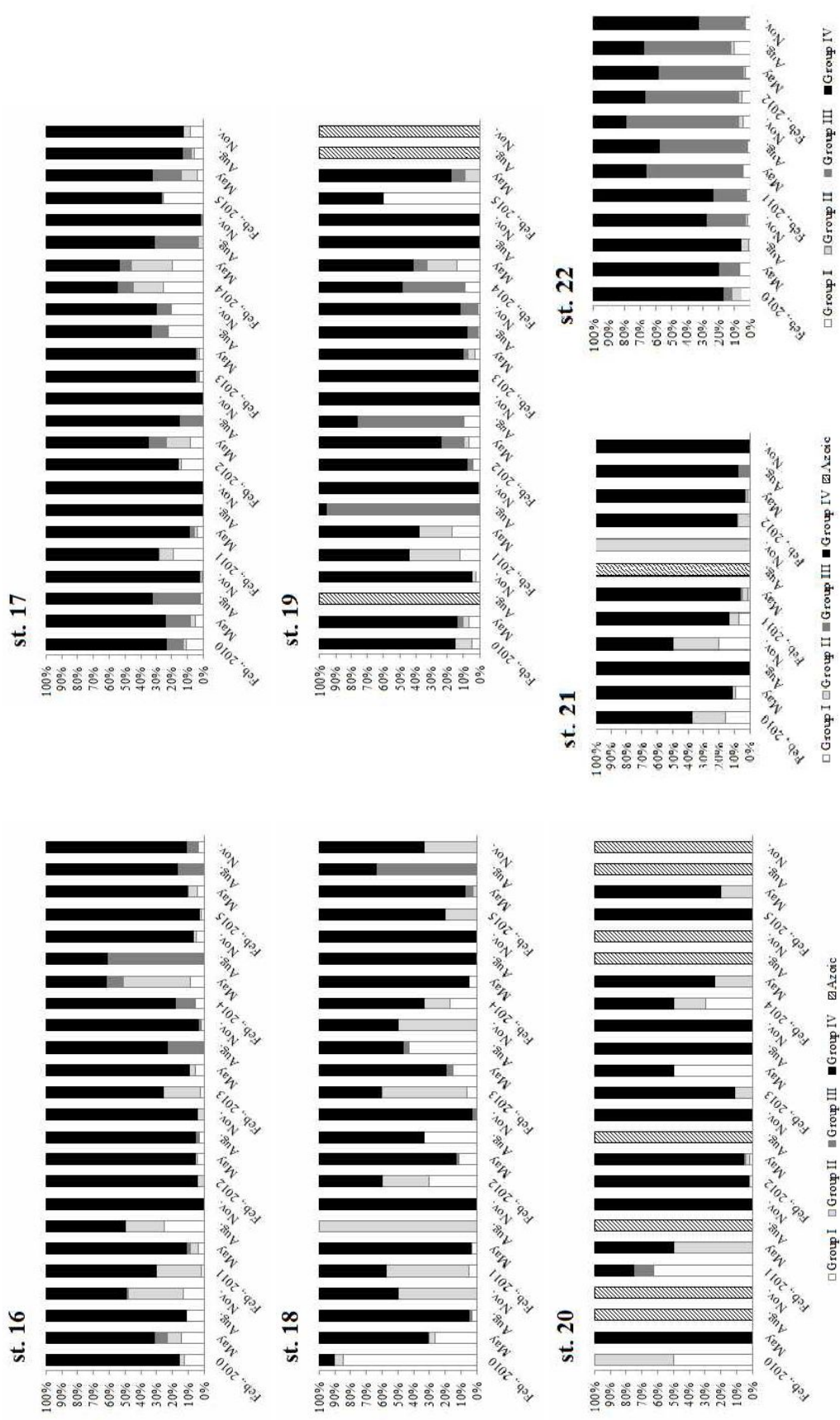


Figure 4-4-5. Continued.

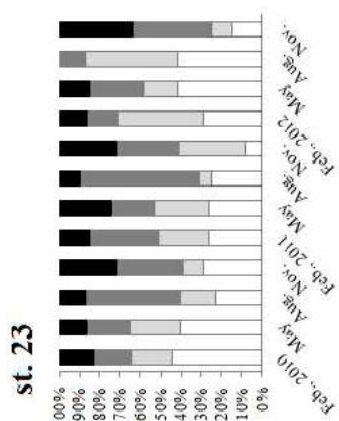
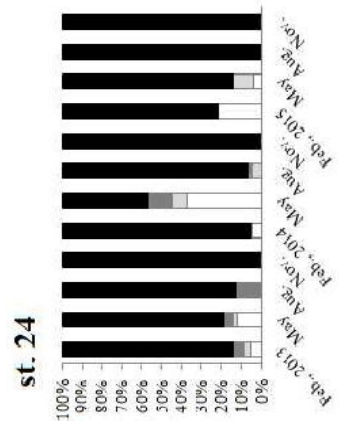
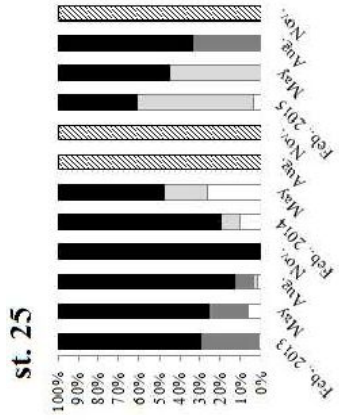


Figure 4-4-5. Continued.

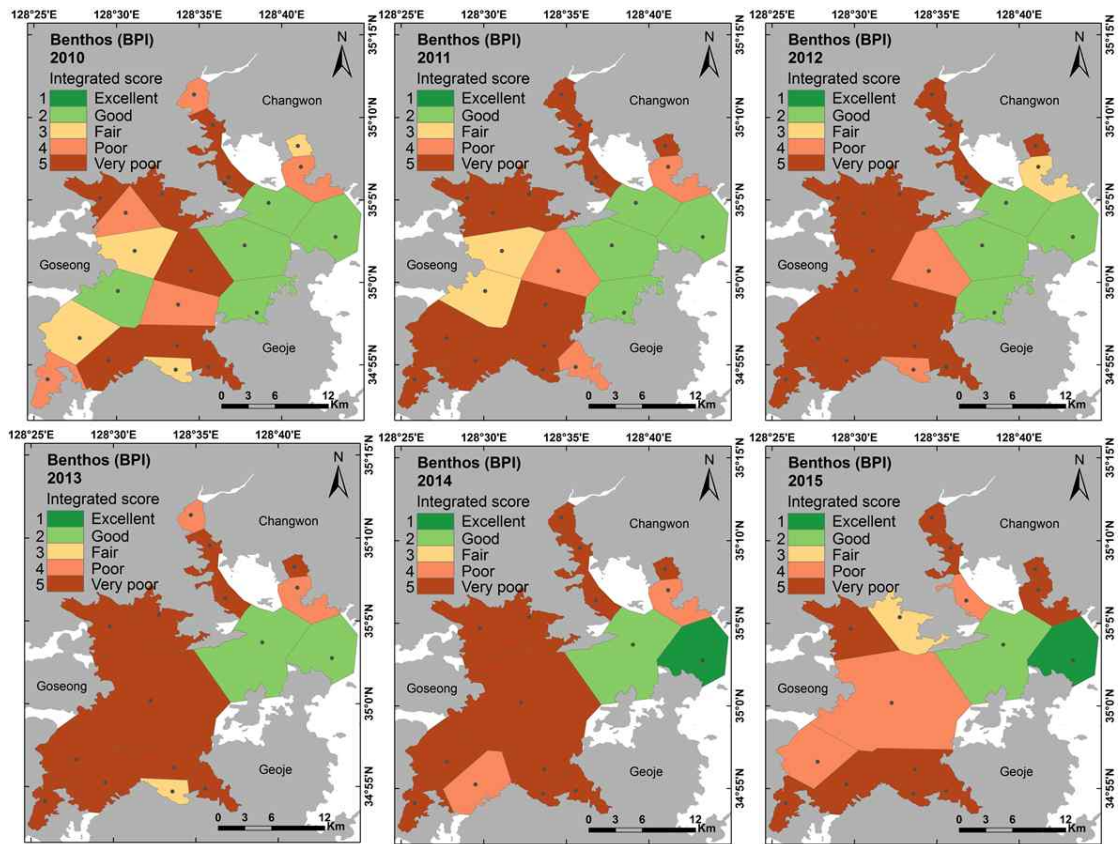


Figure 4-4-6. The annual average of Benthic Pollution Index in Jinhae Bay from 2010 to 2015.

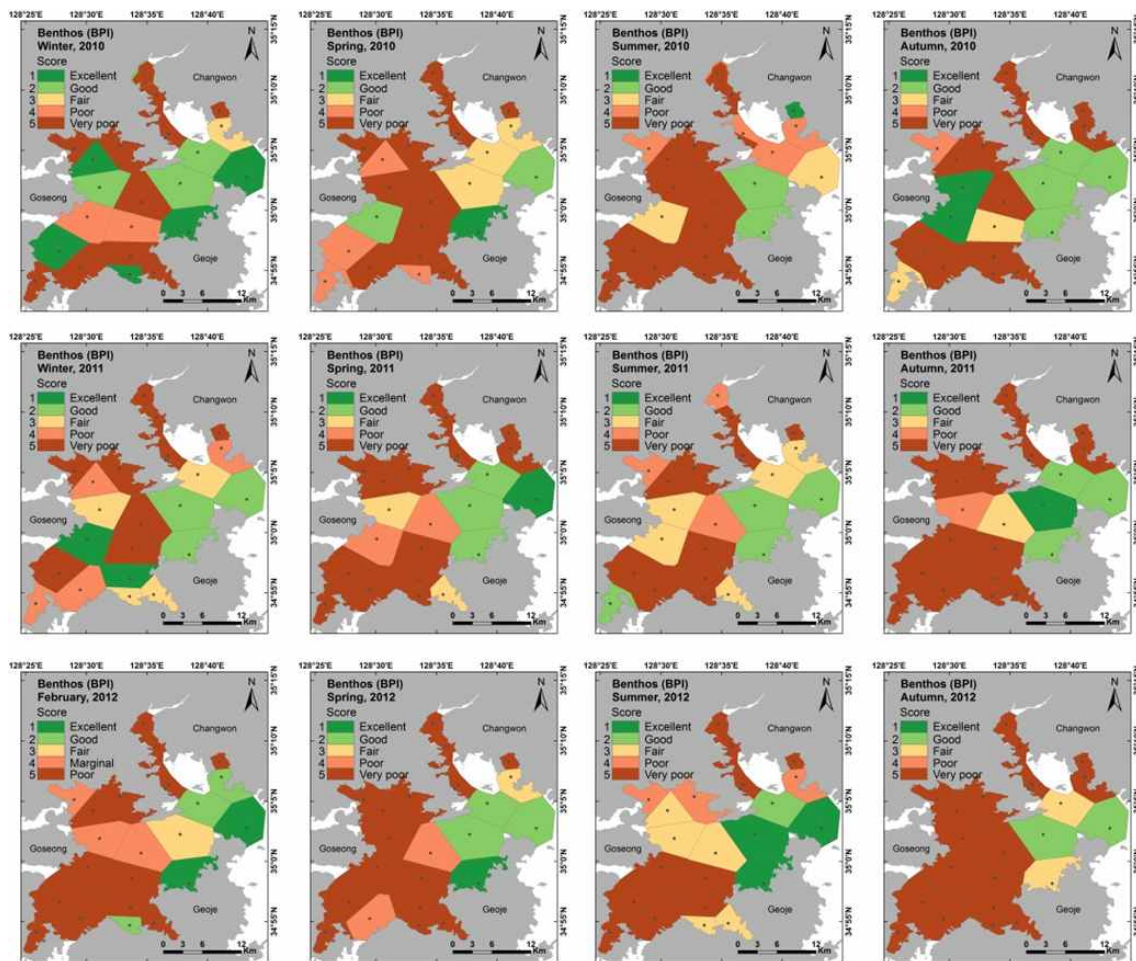


Figure 4-4-7. Spatial distribution of benthic pollution index according to each functional group of macrobenthos in Jinhae Bay from February, 2010 to November, 2012.

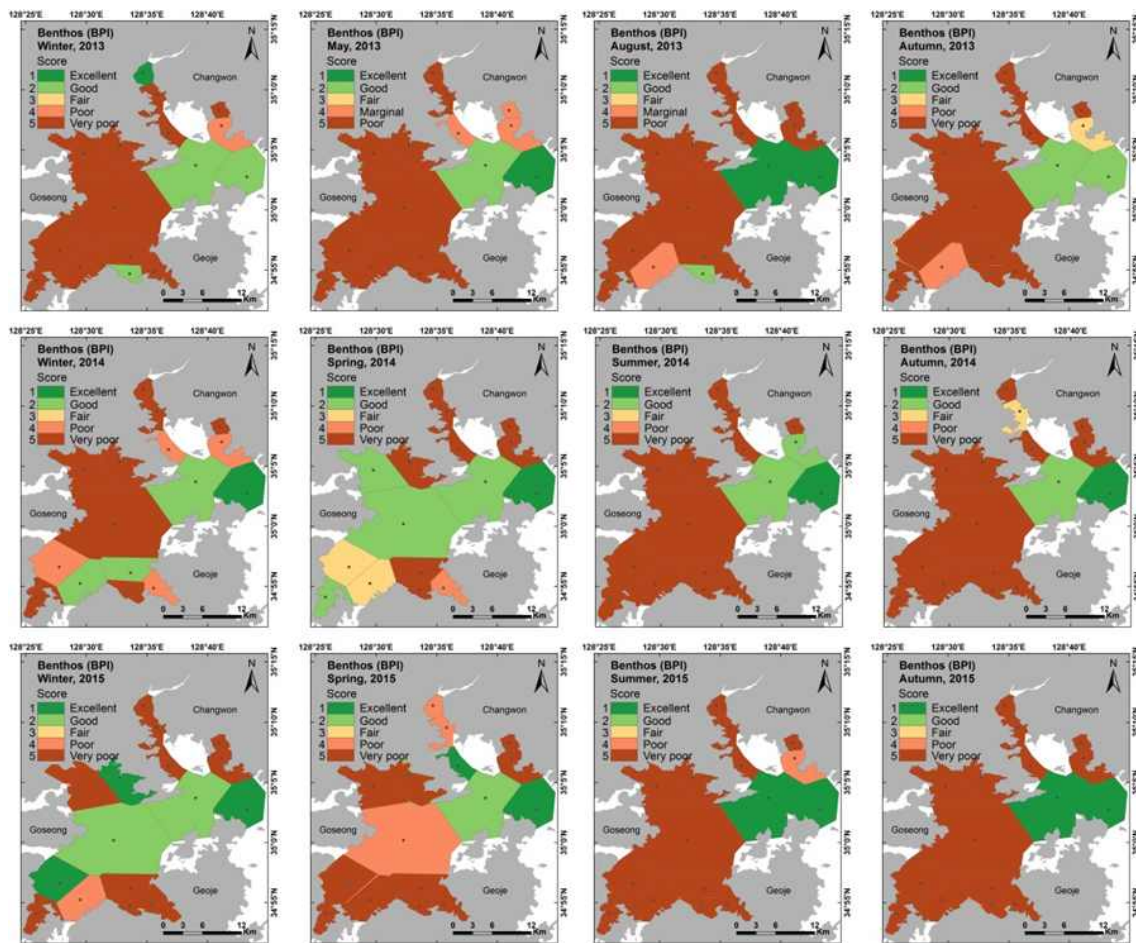


Figure 4-4-8. Spatial distribution of benthic pollution index according to each functional group of macrobenthos in Jinhae Bay from February, 2013 to October, 2015.

다. 부산연안

1) 대형저서동물의 지표탐색 및 기능군 분류

2013년 2월부터 2015년 10월까지 부산연안에서 출현한 대형저서동물은 약 350여종이었다. 이 중 여과식자 및 육식자가 포함된 Group I에 속하는 종의 비중이 47.3%로 가장 높았고, Group II는 29.9%, Group III은 12.2%, Group IV는 10.4%로 나타났다. 부산연안에서는 총 34종의 오염지시종이 출현하였는데, 갑각류 1종, 연체동물 5종, 다모류가 28종으로 나타났다 (Appendix 1).

정점별 기능군 차지 비중을 살펴보면, 수영만의 정점들 (정점 1-4)에서는 Group II와 Group III의 비중이 높게 나타났다 (Fig. 4-4-9). 정점 1에서는 조사기간 동안 Group III와 Group II의 비중이 각각 5.4-68.9% (평균 30.2%), 3.6-62.6% (평균 29.4%)로 높게 나타났다. 정점 1에서는 2014년 8월, 2015년 2월, 10월에 오염지시종인 *Prionospio cirrifera*의 일시적인 우점으로 인해 Group IV의 비중이 높게 나타났다. 정점 2에서는 Group III의 비중이 28.3-75.8% (평균 50.6%)로 가장 높았고, 2015년 8월에는 연체동물의 *T. fragilis*가 우점하여 Group IV의 비중이 35.9%로 가장 높게 나타났다. 정점 3에서는 Group II와 Group III에 속하는 종들의 비중이 각각 12.9-64.2% (평균 31.6%), 18.3-65.8% (평균 35.6%)로 높게 나타났다. 정점 4에서는 Group III에 속하는 종들의 비중이 15.0-53.5% (평균 34.4%)의 범위를 보여 가장 높게 나타났다. 수영만의 정점 1-4에서는 Group II와 Group III에 속하는 다모류들이 많이 출현하였고, 특히 Group III에 속하는 *Sternaspis scutata*, *Praxillella affinis*등이 우점하였다.

부산항 인근 정점들 (정점 5-7)에서는 다모류의 *Magelona japonica*의 우점으로 인해 모든 계절에 Group II의 비중이 가장 높게 나타났다 (Fig. 4-4-9). 그 외에도 Group III에 속하는 다모류들 (*S. longifolia*, *Heteromastus filiformis*, *P. affinis*)등도 우점하였다. 부산항에서 외해에 위치한 정점들 (정점 8-10)에서도 *M. japonica*, *S. scutata*등의 우점으로 인해 Group II와 Group III의 비중이 대부분의 계절에 높게 나타났으며, 정점 10에서는 2015년 8월과 10월에 오염지시종인 *T. fragilis*의 일시적 출현으로 인하여 Group IV의 비중이 60%이상으로 높게 나타났다.

자갈치시장 인근 정점 11에서는 모든 계절에 *Polydora ligni*의 우점으로 인해 Group IV의 비중이 54.8-99.7% (평균 87.2%)로 가장 높게 나타났다 (Fig. 4-4-9). 태종대 서쪽방향에 위치한 정점 12에서는 Group II와 Group III의 비중이 각각 8.1-45.5% (평균 31.4%), 22.1-62.2%(평균 38.3%)의 범위로 높게 나

타났다. 정점 12에서는 다모류의 *M. japonica*, *S. scutata* 등이 우점하였다.

감천항 부근 정점 13에서는 Group IV의 비중이 30.9-69.3% (평균 47.7%)로 가장 높게 나타났다 (Fig. 4-4-9). 정점 13에서는 오염지시종인 *Spiochaetopterus koreana*가 모든 계절에 가장 우점하였고, 여름철과 가을철에 일시적으로 *T. fragilis*가 우점하였다. 그 외에도 Group II에 속하는 *M. japonica*가 모든 계절에 우점하였다. 감천항에서 상대적으로 외해에 위치한 정점 14에서는 2013년 2월부터 2014년 5월까지 Group III에 속하는 *S. scutata*의 우점으로 인해 Group III의 비중이 높게 나타났으나, 2014년 8월 이후 *S. scutata*의 우점도는 감소하였다. 2015년 8월에는 *T. fragilis*의 일시적인 우점으로 인하여 Group IV의 비중이 44.0%로 높게 나타났다. 다대포항 인근 정점 15에서는 *M. japonica*의 우점으로 인하여 대부분의 계절에 Group II의 비중이 높게 나타났으나, 계절에 따라 Group III에 속하는 *S. scutata*도 우점하였다. 정점 15에서는 2013년과 2015년 8월에는 *T. fragilis*가 일시적으로 우점하여 Group IV의 비중이 각각 32.5%, 38.6%로 높게 나타났다.

낙동강 하구역의 울타리섬 남쪽에 위치한 정점들 (정점 16, 18, 19)은 낙동강의 영향으로 사질 퇴적상을 보였고, 다른 부산연안의 정점들에 비해 빈약한 군집조성을 보였다. 정점 16에서는 Group I의 비중이 3.4-97.0% (평균 73.5%), 정점 18에서는 6.3-89.7% (평균 51.3%), 정점 19에서는 24.8-97.9% (평균 71.7%)의 범위를 보여, 대부분의 계절에 Group I의 비중이 높게 나타났다 (Fig. 4-4-9). 그러나 2013년 8월에는 위 세 정점에서 오염지시종인 *Pseudopolydora* sp.가 일시적으로 우점하여 Group IV의 비중이 높게 나타났다. 낙동강 하구역에서 상대적으로 외해에 위치한 정점들 (정점 17, 20-23)에서는 전체적으로 Group III의 비중이 가장 높게 나타났다. 정점 17에서는 Group III의 비중이 33.1-83.8% (평균 61.8%), 정점 20에서는 25.8-80.4% (평균 55.4%), 정점 21에서는 12.1-72.7% (평균 42.9%), 정점 22에서는 41.1-75.2% (평균 62.8%), 정점 23에서는 23.9-64.2% (44.7%)의 범위를 보였다. Group III에서는 다모류의 *S. scutata*, *H. filiformis* 등이 우점하였는데, *S. scutata*는 2015년 2월 이후 서식밀도가 감소하는 경향을 보였다.

부산신항 인근 정점들 (정점 24-25)에서는 Group I과 Group II의 비중이 상대적으로 높게 나타났다 (Fig. 4-4-9). 정점 24에서는 조사기간 동안 Group II의 비중이 0-76.0% (평균 37.3%)로 가장 높았고, 정점 25에서는 12.9-70.6% (평균 42.1%)의 범위를 보여 Group II의 비중이 가장 높게 나타났다. 정점 24에서는 2013년과 2014년 8월에 연체동물의 *T. fragilis*의 우점으로 인해 Group IV의 비중이 각각 72.6%, 69.0%로 높게 나타났다. 2015년 8월과 10월

에는 각각 Group I에 속하는 연체동물의 *Clinocardium californiense* 1종, 1개체/0.2m², Group IV에 속하는 다모류의 *Paraprionospio cordifolia* 1종, 2개체/0.2m²만이 출현하였다. 정점 25에서는 조사기간 동안 여름철에 *T. fragilis*의 일시적 우점으로 인하여 여름철 Group IV의 비중이 높게 나타났으나, *Sinocorophium sinensis*, *E. sechellensis*등의 우점으로 인하여 Group II의 비중이 높게 나타났다.

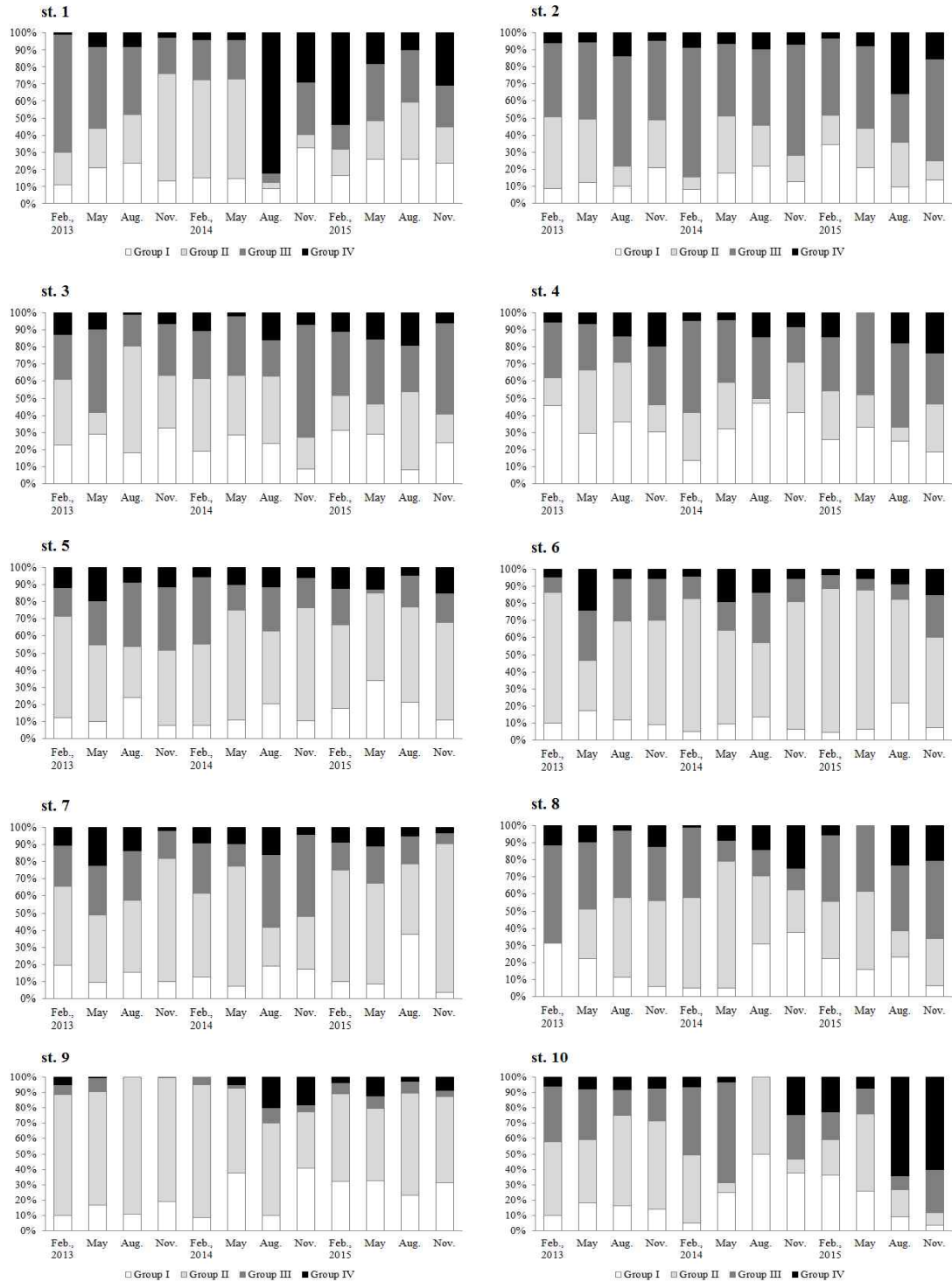


Figure 4-4-9. Proportion of each functional group at each site during study period in Busan coastal area.

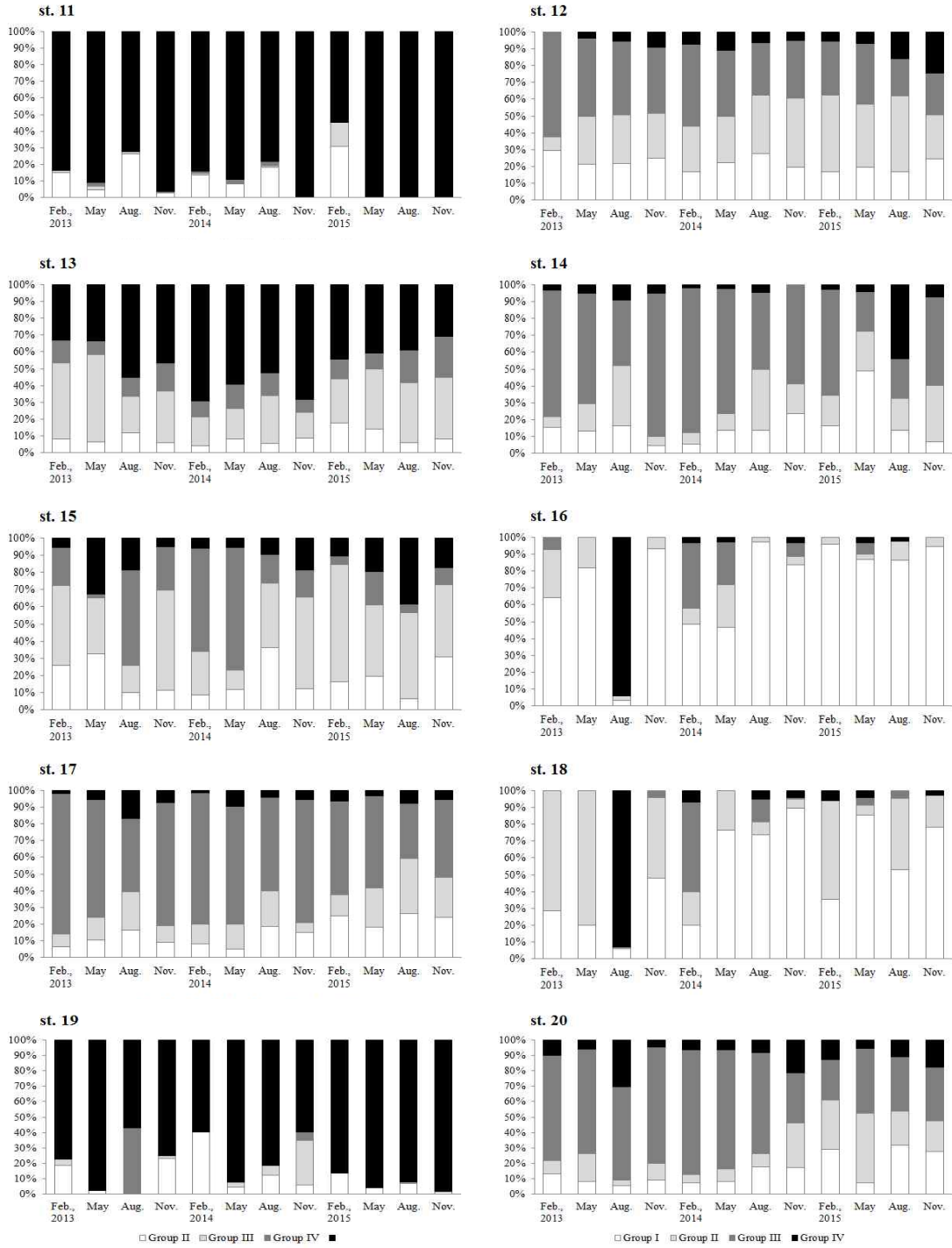


Figure 4-4-9. Continued.

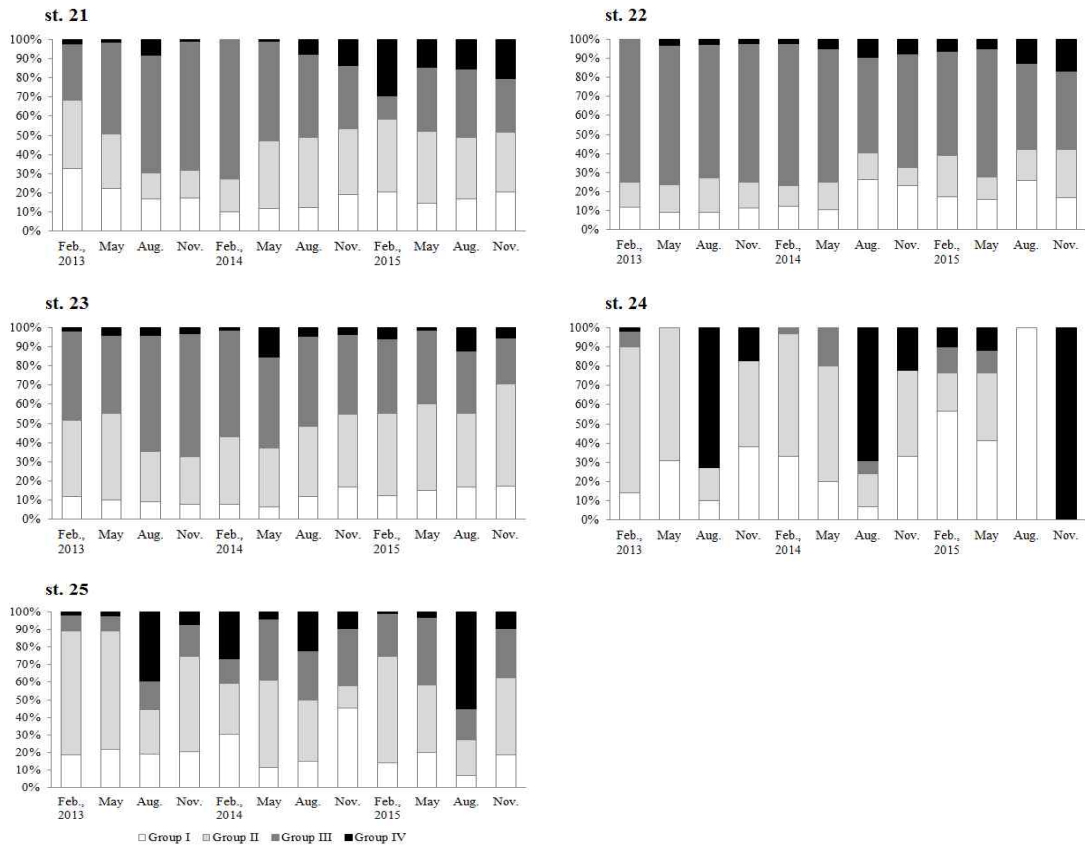


Figure 4-4-9. Continued.

2) 부산연안의 저서군집건강도

2013년 2월부터 2015년 10월까지 부산연안의 저서건강도를 살펴본 결과, 평균 BPI는 44-60의 범위를 보여 2013년 8월에 가장 낮았고, 2015년 2월에 가장 높았다 (Fig. 4-4-10). 계절별 BPI는 겨울철에 평균 51-60, 봄철에 평균 55-59, 여름철 평균 44-55, 가을철에 평균 52-56의 범위를 보여 여름철에 가장 낮고 봄철에 가장 높은 것으로 나타났다. 2013년의 부산연안 저서건강도는 자갈치시장 인근 정점 11 (저서건강도 5등급), 감만항 인근 정점 13과 울타리섬 남쪽 정점 20 (저서건강도 3등급)을 제외한 나머지 정점들에서는 모두 저서건강도가 1 혹은 2등급으로 나타났다. 2014년과 2015년에는 정점 11에서는 모두 저서건강도 5등급, 정점 13에서는 각각 4등급, 3등급으로 나타났다, 그 외 정점들에서는 모두 저서건강도가 1 혹은 2등급으로 나타났다.

정점별 저서건강도를 살펴보면, 수영만에 위치한 정점 1에서는 2014년 8월, 2015년 2월에 오염지시종인 *P. cirrifera*의 일시적인 우점으로 인해 저서건강도가 각각 5등급 (BPI 13), 3등급 (BPI 32)이었고, 그 외 계절에는 저서건

강도가 1 혹은 2등급으로 나타났다 (Fig. 4-4-11). 정점 2에서는 2013년 8월, 2014년 2월, 2015년 8월에 저서건강도가 3등급으로 나타났고, 그 외 계절에는 모두 저서건강도가 1 혹은 2등급으로 나타났다. 정점 3과 정점 4에서는 모든 계절에 저서건강도가 1 혹은 2등급으로 나타났다.

부산항 인근 정점들 (정점 5-7)에서는 모든 계절에 저서건강도가 1-2등급으로 나타났고, 부산항에서 외해에 위치한 정점들 (정점 8-10)에서도 대부분의 계절에 저서건강도가 1 혹은 2등급으로 나타났다 (Fig. 4-4-11). 그러나 정점 10에서는 2015년 8월과 10월에 오염지시종인 *T. fragilis*의 일시적 우점으로 인해 저서건강도가 각각 4등급 (BPI 24), 5등급 (BPI 19)로 나타났다.

자갈치시장 인근 정점 11에서는 2013년에는 저서건강도 4-5등급, 2014년에는 모든 계절에 저서건강도 5등급으로 나타나 부산연안의 정점들 중 저서건강도가 가장 낮은 것으로 나타났다 (Fig. 4-4-11). 2015년에는 2월에 저서건강도가 2등급 (BPI 40)으로 나타났으나, 5월 이후 다시 저서건강도는 5등급으로 악화되었다. 자갈치 시장에서 상대적으로 외해에 위치한 정점 12에서의 저서건강도는 모든 조사 계절에 1 혹은 2등급으로 나타났다.

감천항 부근 정점 13에서는 2013년에는 BPI 30-43의 범위를 보여 저서건강도는 2-3등급으로 나타났으나, 2014년에는 BPI 19-29의 범위를 보여 저서건강도는 4-5등급으로 악화되었다 (Fig. 4-4-11). 2015년에는 BPI 36-41의 범위를 보여 저서건강도는 2-3등급으로 나타났다. 감천항에서 상대적으로 외해에 위치한 정점 14에서의 저서건강도는 2013년 11월, 2014년 2월, 2015년 8월에는 3등급으로 나타났고, 그 외 조사계절에는 모두 1혹은 2등급으로 나타났다. 다대포항 인근 정점 15에서는 2013년 8월에만 저서건강도가 3등급으로 나타났고, 그 외 조사계절에는 모두 저서건강도가 1혹은 2등급으로 나타나 저서건강도는 양호한 상태인 것으로 나타났다.

낙동강 하구역의 울타리섬 남쪽에 위치한 정점들 (정점 16, 18, 19)에서는 오염지시종인 *Pseudopolydora* sp.가 일시적으로 우점한 2013년 8월에는 저서건강도가 4-5등급으로 나타났으나, 그 외 다른 계절에는 모두 저서건강도가 1혹은 2등급으로 나타났다 (Fig. 4-4-11). 정점 17에서는 2013년 2월과 2014년 5월에 저서건강도가 3등급으로 나타났고, 그 외 계절에는 모두 저서건강도가 2등급으로 나타났다. 정점 20에서는 2013년 8월에 저서건강도가 4등급으로 가장 낮았고, 2014년 2월과 5월에 저서건강도가 3등급으로 나타났다. 그 외 계절에는 모두 저서건강도가 2등급으로 나타났다. 정점 21, 22, 23에서는 모든 계절에 저서건강도가 1 혹은 2등급으로 나타났다.

부산신항 인근 정점 24에서는 2013년과 2014년 8월에 연체동물의 *T.*

fragilis의 우점으로 인해 저서건강도가 4등급으로 나타났고, 2015년 10월에는 다모류의 *P. cordifolia*만이 출현하여 BPI는 0, 저서건강도는 5등급으로 나타났다 (Fig. 4-4-11). 정점 25에서는 2015년 8월에 저서건강도가 4등급으로 나타났고, 그 외 계절에는 저서건강도 1 혹은 2등급으로 나타났다.

3) 보완된 지수의 적용

부산연안에서는 2015년 8월에 정점 24에서는 Group I에 속하는 종이 100% 비율을 차지하였기 때문에 저서건강도는 1등급 (BPI 100)으로 나타났다. 정점 24에서는 Group I에 속하는 1종, 5개체/m²만이 출현하였기 때문에 이 정점의 저서건강도는 5등급으로 수정하였다.

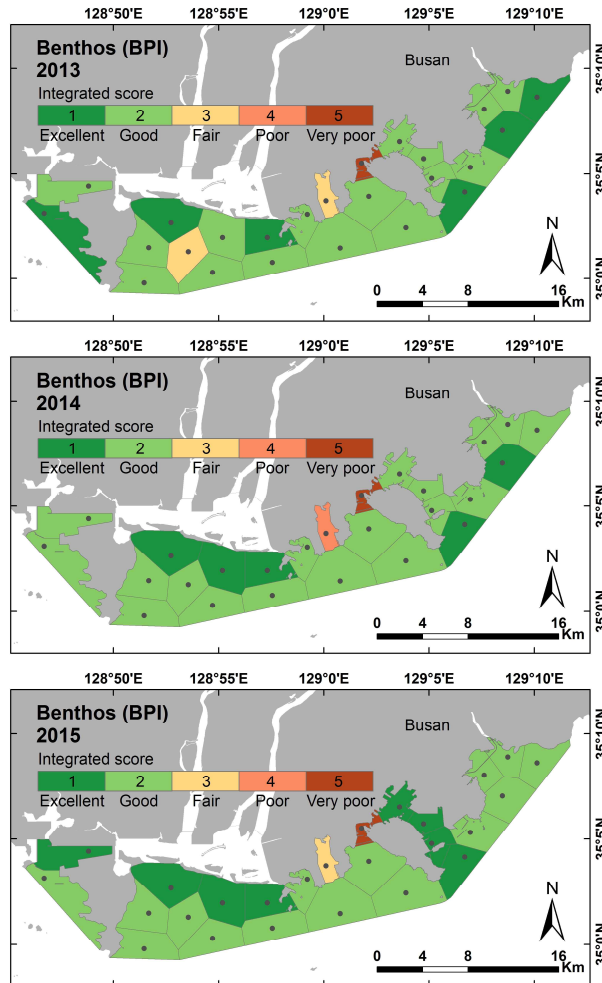


Figure 4-4-10. The annual average of Benthic Pollution Index in Busan coastal area from 2013 to 2015.

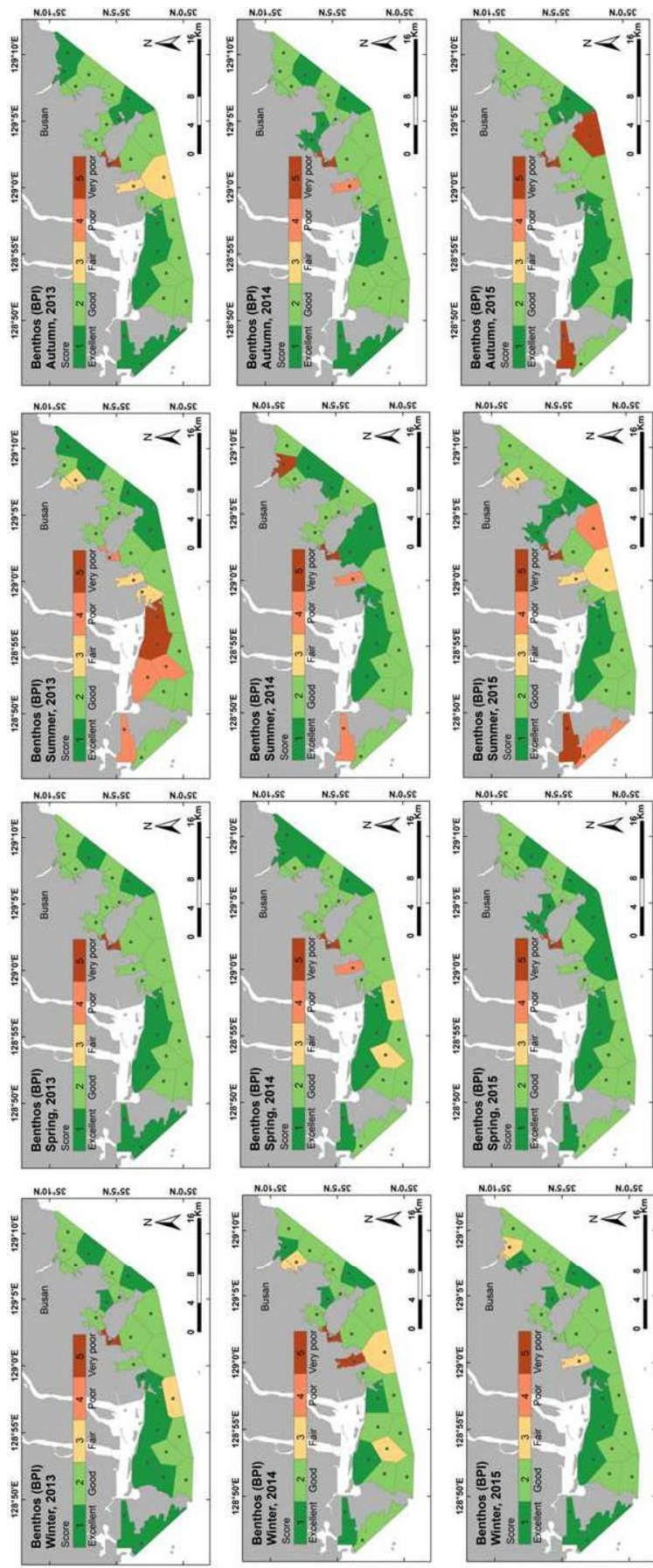


Figure 4-4-11. Spatial distribution of benthic pollution index according to each functional group of macrobenthos in Busan coastal area from February, 2013 to October, 2015.

라. 울산만

1) 대형저서동물의 지표탐색 및 기능군 분류

2013년 2월부터 2015년 10월까지 울산만에서 출현한 대형저서동물은 약 260여종이었다. 이 중 여과식자 및 육식자가 포함된 Group I에 속하는 종의 비중이 47.9%로 가장 높았고, Group II는 28.2%, Group III은 11.2%, Group IV는 12.7%로 나타났다. 울산만에서는 총 33종의 오염지시종이 출현하였는데, 갑각류 1종, 연체동물 6종, 다모류가 26종으로 나타났다 (Appendix 1).

정점별 기능군 차지 비중을 살펴보면, 울산항 주변 정점들 (정점 1-3) 중 정점 1에서는 Group IV의 비중이 14.6-68.1% (평균 34%)의 범위로 가장 높았고, Group III의 비중도 10-50% (평균 31%)로 높게 나타났다 (Fig. 4-4-12). 정점 1에서는 Group IV에 속하는 연체동물의 *T. fragilis*와 다모류의 *Cirriformia tentaculata*가 우점하였고, 2014년 이후 Group III에 속하는 다모류의 *S. longifolia*가 우점하였다. 다만 여름과 가을에는 *T. fragilis*의 서식밀도 감소로 Group IV의 비중이 상대적으로 다른 계절에 비해 낮게 나타났다. 정점 2와 정점 3에서는 다모류의 *Aphelochaeta* sp.의 우점으로 인해 대부분의 계절에 Group II의 비중이 높게 나타났고, 정점 2에서는 2015년 8월, 정점 3에서는 2013년 5월에 *T. fragilis*의 우점으로 인해 Group IV의 비중이 높게 나타났다.

장생포 부근 정점 4와 정점 5에서는 다모류의 *Aphelochaeta* sp., *M. japonica* 등의 우점으로 인해 Group II의 비중이 높게 나타났다 (Fig. 4-4-12). 정점 4에서는 매년 여름철에는 *Caprella* sp.의 우점으로 인하여 Group I의 비중이 다른 계절에 비해 높게 나타났고, 정점 5에서는 2015년 8월에 *T. fragilis*의 일시적인 우점으로 인해 Group IV의 비중이 높게 나타났다. 정점 6과 방어진항 인근 정점 7에서는 모든 계절에 *M. japonica*의 우점으로 인해 Group II의 비중이 가장 높게 나타났다.

온산항에 인접한 정점들 (정점 8-10)에서는 모든 계절에 *M. japonica*의 우점으로 인해 Group II의 비중이 가장 높게 나타났고, 정점 8에서는 2013년 2월에 일시적으로 *Paraprionospio coora*의 우점으로 인하여 Group IV의 비중이 다른 계절에 비해 높게 나타났다.

현대중공업 온산공장 인근 정점 11과 정점 12에서는 모든 계절에 *M. japonica*의 우점으로 인해 Group II의 비중이 가장 높게 나타났다 (Fig. 4-4-12). 연안에 인접한 정점 11에서는 다모류의 *H. filiformis*, *S. scutata* 등이 모든 계절에 출현하여 Group III의 비중도 높게 나타났으며, 2015년 10월에는 *T. fragilis*의 출현으로 인해 Group IV의 비중도 높게 나타났다.

정점 13에서는 2013년 5월에 *P. coora*의 우점으로 인해 Group IV의 비중이 높게 나타났다 (Fig. 4-4-12). 정점 13에서는 8월에 상대적으로 빈약한 군집조성을 보였다. 2013년 8월에는 5종, 50개체/m²이 출현하였고, Group II에 2종, 그 외 그룹에 각 1종씩 포함되었다. 비중은 *S. longifolia*의 우점으로 인해 Group III에서 가장 높게 나타났다. 2014년 8월에는 3종이 출현하였는데, Group II에 속하는 *Aphelochaeta* sp.의 우점으로 인해 Group II의 비중이 90% 이상으로 높게 나타났다. 2015년 8월에는 2종 15개체/m²만이 출현하였고, Group II와 Group IV에 속하는 종이 각각 1종, 2종만이 출현하였다.

2) 울산만의 저서군집건강도

2013년 2월부터 2015년 10월까지 울산만의 저서건강도를 살펴본 결과, 평균 BPI는 50-63의 범위를 보여 2013년 5월에 가장 낮았고, 2014년 8월에 가장 높았다 (Fig. 4-4-13). 계절별 BPI는 겨울철에 평균 53-58 (평균 56), 봄철에 평균 50-56 (평균 53), 여름철 평균 50-63 (평균 57), 가을철에 평균 50-60 (평균 58)의 범위를 보여 봄철에 가장 낮고 가을철에 가장 높은 것으로 나타났다. 울산만의 저서건강도를 살펴보면, 2013년과 2014년 울산항의 정점 1에서만 저서건강도 3등급으로 나타났고, 그 외 정점들에서는 모두 저서건강도가 1 혹은 2등급으로 나타났다.

정점별 저서건강도를 살펴본 결과, 울산항 인근 정점 1에서는 조사기간 동안 BPI 21-53의 범위를 보였고, 평균 BPI는 39로 조사정점들 중 가장 낮은 값을 보였다 (Fig. 4-4-14). 2013년 5월, 2014년 2월과 5월에 저서건강도가 4등급으로 낮았고, 그 외 계절에는 저서건강도가 2-3등급으로 나타났다. 정점 2에서는 2015년 8월에 BPI 34로 저서건강도 3등급으로 나타났고, 그 외 계절에는 모두 1-2등급으로 나타났다. 정점 3에서는 2013년 5월에 *T. fragilis*의 우점으로 인하여 저서건강도가 5등급으로 나타났으나, 그 외 계절에는 모두 1-2등급으로 나타났다.

정점 4에서는 2013년 8월, 정점 5에서는 2015년 8월에 저서건강도가 3등급으로 나타났으나, 그 외 계절에는 모두 1-2등급으로 나타났고, 정점 7에서는 2015년 10월을 제외한 모든 계절에 저서건강도가 1등급으로 나타났다 (Fig. 4-4-14).

정점 8에서는 2013년 2월에 일시적으로 *P. coora*의 우점으로 인하여 저서건강도가 4등급으로 나타났으나, 그 외 계절에는 모두 2등급으로 나타났고, 정점 9와 정점 10에서도 모든 계절에 저서건강도가 1-2등급으로 양호한 수준인 것으로 나타났다 (Fig. 4-4-14).

정점 11과 정점 12에서는 모든 계절에 저서건강도가 1-2등급으로 나타났다 (Fig. 4-4-14). 정점 13에서는 2013년 5월에 저서건강도 5등급이었고, 2014년 5월, 2015년 8월에 저서건강도가 4등급이었다. 그러나 그 외 계절에는 모두 저서건강도 1-2등급이었다.

3) 보완된 지수의 적용

울산만에서는 2013년 2월에 정점 4에서는 총 4종, 25개체/m²의 서식밀도를 보였다. 그 중 2종은 Group II, 2종은 Group I과 Group IV에 각각 속하였으며, 서식밀도는 Group II에 속하는 종은 15개체/m², Group I에 속하는 종은 5개체/m²였다. 2013년 2월에 울산만에서 출현한 대형저서동물 중 기능군 Group I과 Group II에 속하는 종들의 평균 서식밀도는 각각 67개체/m², 279개체/m²였고, 정점 4에서 출현한 Group I과 Group II에 속하는 종들의 평균 서식밀도의 평균 서식밀도의 95% 수준에서 벗어나는 것으로 나타났다.

정점 13에서는 2014년 8월에 Group IV를 제외한 나머지 그룹들에서 각 1종씩 출현하였고, 서식밀도는 Group I과 III는 5개체/m², Group II는 460개체/m²였다. 2014년 8월 Group I의 평균 서식밀도는 361개체/m², Group II는 396개체/m², Group III는 168개체/m²였으므로, 모두 그룹 평균 서식밀도의 95%수준을 벗어나는 것으로 나타났다. 또한 2015년 8월에는 Group II에 속하는 1종, 5개체/m²와 Group IV에 속하는 1종, 10 개체가 출현하여 BPI값이 22로서 저서군집건강도는 4등급으로 나타났다. 그러나 이 정점에서는 Group IV를 제외한 나머지 그룹에서 1종, 5 개체/m²만이 출현하였고, 2015년 8월에 Group II의 평균 서식밀도인 419개체/m²의 95% 수준에서 벗어나므로 저서건강도를 5등급으로 수정하였다.

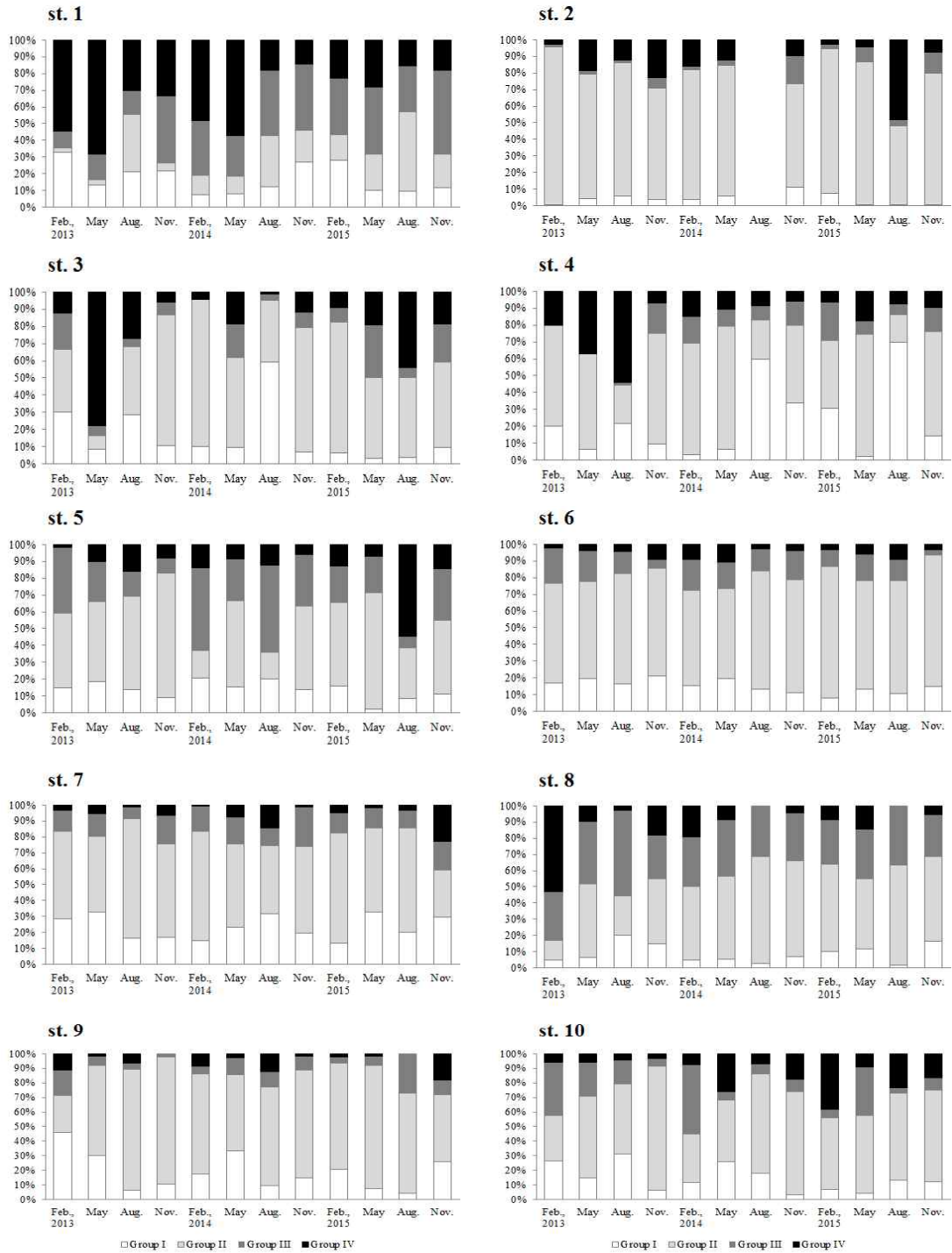


Figure 4-4-12. Proportion of each functional group at each site during study period in Ulsan Bay.

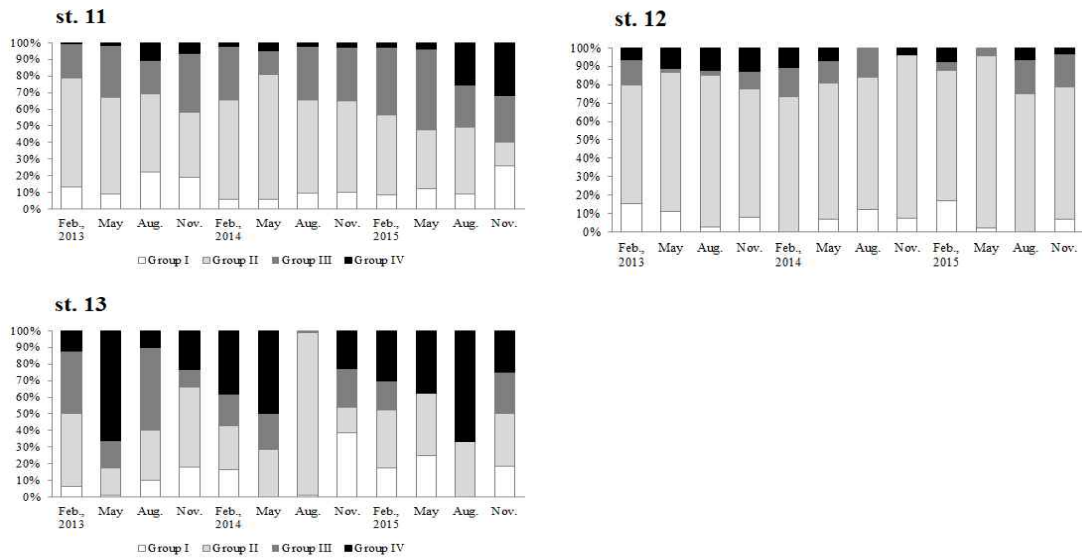


Figure 4-4-12. Continued.

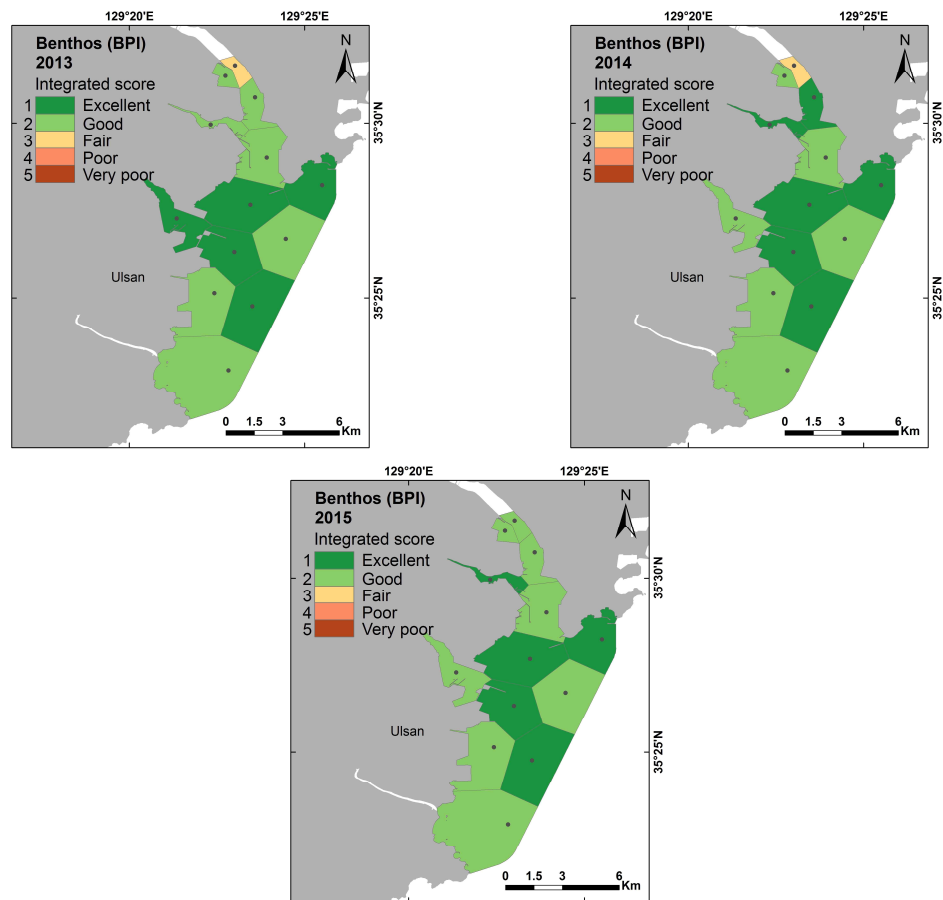


Figure 4-4-13. The annual average of Benthic Pollution Index in Ulsan Bay from 2013 to 2015.

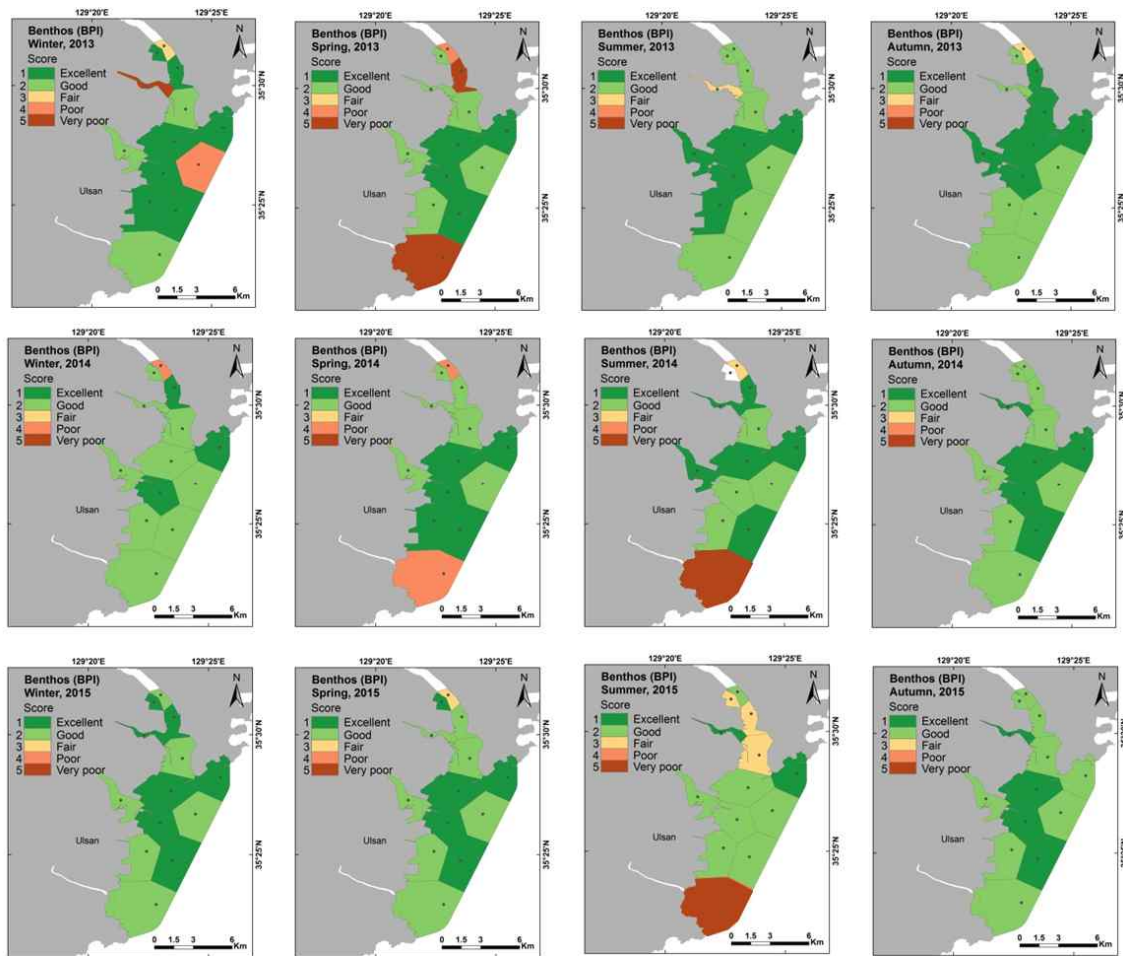


Figure 4-4-14. Spatial distribution of benthic pollution index according to each functional group of macrobenthos in Ulsan Bay from February, 2013 to October, 2015.

4. 요약 및 결론

본 연구에서는 남해특별관리해역의 생태계 건강도 평가지수개발의 일환으로 저서생물군집의 건강도를 평가하는 생물지수를 개발하고자 하였다. 저서생물지수로써는 저서오염지수(Benthic Pollution Index, BPI)를 사용하였고, 이 지수에 대한 건강한 저서동물군집의 기준치 설정 및 등급 결정을 위해 대조해역으로 인위적인 교란이 국내에서 가장 적은 내만인 득량만을 선정하였다. 득량만의 퇴적물 내 TOC 함량은 모든 계절에 1% 미만이었으며, 서식하는 대형저서동물은 표층퇴적물식자 (Group II)의 비중이 모든 계절에 가장 높았다. 득량만의 저서오염지수는 평균 55-61의 범위를 보였고, 4계절 평균은 약 60으로 나타났다. 이 값을 기준점으로 총 5개의 등급을 설정하였고, 특별관리해역의 저서건강도 평가에 적용하였다. 진해만에서는 모든 계절에 오염지시종의 비중이 가장 높았으며, 저서오염지수는 조사기간 동안 평균 10-33의 범위를 보여 거제도 북쪽 만의 입구에 위치한 정점들을 제외하면 대부분 저서건강도 4-5등급으로 나타났다. 부산연안에서는 표층퇴적물식자 및 표층하퇴적물식자의 비중이 높게 나타났고, 저서오염지수는 조사기간 동안 평균 44-60의 범위를 보였다. 자갈치 시장 인근 정점과 감천항의 정점들에서 저서건강도가 4-5등급으로 낮았고, 그 외 정점들에서는 대부분 저서건강도 1-2등급으로 나타났다. 울산만에서는 조사기간 동안 표층퇴적물식자에 속하는 종들의 비중이 가장 높았으며, 저서오염지수는 평균 50-63의 범위를 보였다. 울산항 부근과 간절곶 인근 정점에서 저서건강도가 계절에 따라 4-5등급으로 나타났으나, 그 외 정점들에서는 대부분 저서건강도가 1-2등급으로 나타났다. 이상의 결과에서 살펴 본 바와 같이 남해특별관리해역과 같은 인류적인 교란이 빈번한 내만역에는 본 연구에서 사용한 저서오염지수(BPI)가 저서생태계 동물군집의 건강 정도를 잘 나타내고 있음을 알 수 있었다. 즉, 저서동물군집의 4개 기능군 조성이 저서생태계의 상태를 잘 반영하고 있는 것을 보여주었다. 단지 진해만의 경우에는 여름철 빈산소수괴 형성으로 'dead zone'이 형성됨으로 인해, 기회종이 우점하는 군집으로 발달하는 초기 천이군집으로 평가되어 매우 낮은 군집 건강도를 가진 것으로 나타났다. 이 지수의 제한점은 퇴적물의 유기물 축적에 의한 환경교란은 잘 반영하는 것에 비해서 물리적인 교란에 의한 환경변화를 반영하는 것에 대한 자료가 부족하여 외해역의 저서군집 건강도 평가에는 좀 더 많은 자료가 필요하다.

제5절 MEHI 종합지수 및 정보시스템 개발

1. 연구 목적 및 범위

연안에서 다양한 해양 오염원의 압력에 대응하는 생태계 평가법이 필요하며, 생태계의 건강성 진단 방법을 지수로 표현하여 의사결정에 지원하고자 해양생태계 건강지수(MEHI)를 개발하고자 한다.

MEHI를 위한 생태계 프레임워크는 수질환경, 부유생물, 저서생물 및 퇴적물환경 등 4대 세부지수로 정의되며, 세부지수 마다의 지표 개발과 각 지표를 대표하는 지수 개발이 수행되어야 한다. 또한, 각 지표와 지수를 통합하는 기법에 대한 과학적이고 통계적인 방법론 정립이 필요하다. 아울러 MEHI 연구결과의 활용을 위한 노력도 필요함에 따라 다음과 같은 주제의 연구가 수행되어야 한다.

- MEHI의 구성요소 단위인 지표 개발을 위한 자료 수집 및 DB 구축
- 수질환경지수와 부유생물지수의 지표에 대한 기준치와 등급의 정의 기법
- MEHI 구축을 위한 각 지표/지수의 가중치 부여 방법의 정립
- 통합지수인 MEHI의 신뢰성과 타당성 검증
- GIS를 이용한 각 지표/지수와 종합지수(MEHI)의 가시화
- 해양생태계건강 정보시스템 개발 및 운영

2단계 프로젝트에서는 진해만, 울산만, 부산해역 모니터링 자료의 DB 구축을 통한 분야별 GIS 매핑을 지원하고, 2010년부터 시작된 사업의 진해만, 광양만, 부산해역, 울산만 통합형 MEHI 종합지수 개발을 수행하고자 한다. 아울러 MEHI 연구사업의 주요 현황과 결과를 활용하기 위해 온라인 정보시스템을 보완 및 서비스 하고자 한다. 이와 같은 MEHI 종합지수 및 정보시스템 운영을 위한 당해 연도 주요 연구 범위는 다음과 같다.

- ① 관측자료 DB 구축 및 GIS 주제도 매핑
- ② 광양만, 진해만, 부산해역, 울산만 통합형 MEHI 종합지수 개발
- ③ 해양생태계건강 정보시스템 보완 및 서비스

2. 연구 내용

가. 관측자료 DB 구축 및 GIS 주제도 매핑

2013년 ~ 2015년 동안 수행된 2단계 프로젝트에서는 수질환경, 부유생물, 저서생물, 퇴적물환경 등 4개 분야에서 진해만 16개, 부산해역 25개, 울산만 13개 정점을 대상으로 연중 2, 5, 8, 11월의 계절조사가 진행되었다. 대상 항목으로는 Table 4-5-1과 같이 수질환경(표층, 저층) 12개, 부유생물 9개, 저서생물 5개, 퇴적물환경 34개 항목을 포함한다.

Table 4-5-1. Monitoring data items for MEHI development in Jinhae bay, Busan coastal area and Ulsan bay.

조사 분야	조사 대상	개수
수질환경	Temperature, Salinity, NO3, NH4, PO4, Si, Chl-a, DOC, POC, SS, DO, pH (surface, bottom)	12
부유생물	E.coli, HB, HNF, COD, Phytoplankton total, Diatom, Dinoflagellate, HABs, Noctiluca	9
저서생물	Mollusca, Polychaeta, Crustacea, Echinodermata, Others (Species, Density, Richness, Biomass, Evenness, Diversity)	5
퇴적물환경	Acenaphthene, Acenaphthylene, Anthracene, Benz[a]anthracene, Benzo[a]pyrene+Benzo[b]fluoranthene, Chrysene, Dibenzo[a,h]anthracene, Fluoranthene, Fluorene, 2-Methylnaphthalene, Naphthalene, Phenanthrene, Pyrene, Lindane, Chlordane, p,p-DDD, p,p-DDE, p,p-DDT, Dieldrin, Endrin, T-PCBs, Heptachlor epoxide, TBT(as Sn), NPs, Zinc_Li, Cromium, Copper_Li, Nickel, Cadmium, Arsenic, Mercury, Lead, Zinc, Copper	34

2단계 프로젝트 동안 수집된 총 자료 수는 Table 4-5-2와 같이 26,460건이며, 일차적으로 Excel 형식으로 정리한 후 각 분야별 DB 테이블 디자인을 설계하여 MS MDB 파일 형식으로 DB화 하였다. Figure 4-5-1은 부유생물의

DB 테이블 디자인 설계결과이며, Figure 4-5-2는 부유생물의 MS MDB 파일 형식의 DB 구축 결과이다.

Table 4-5-2. Result of data collecting and GIS mapping during 2013~2015.

조사 년도	조사 분야	항 목 수	조사지역	자료 수집 현황					Map 수	
				2월	5월	8월	11 월	계		
2013	수질환경	12	진해만	384	384	384	384	1,536	44	132
			부산해역	600	600	600	600	2,400	44	
			울산만	312	312	312	312	1,248	44	
	부유생물	9	진해만	144	144	144	144	576	34	102
			부산해역	225	225	225	225	900	34	
			울산만	117	117	117	117	468	34	
	저서생물	5	진해만	80	80	80	80	320	12	36
			부산해역	125	125	125	125	500	12	
			울산만	65	65	65	65	260	12	
	계	26					8,208		270	
2014	수질환경	12	진해만	384	384	384	384	1,536	21	63
			부산해역	600	600	600	600	2,400	21	
			울산만	312	312	312	312	1,248	21	
	부유생물	9	진해만	144	144	144	144	576	30	90
			부산해역	225	225	225	225	900	30	
			울산만	117	117	117	117	468	30	
	저서생물	5	진해만	80	80	80	80	320	14	42
			부산해역	125	125	125	125	500	14	
			울산만	65	65	65	65	260	14	
	계	26					8,208		195	
2015	수질환경	12	진해만	384	384	384	384	1,536	21	63
			부산해역	600	600	600	600	2,400	21	
			울산만	312	312	312	312	1,248	21	
	부유생물	9	진해만	144	144	144	144	576	30	90
			부산해역	225	225	225	225	900	30	
			울산만	117	117	117	117	468	30	
	저서생물	5	진해만	80	80	80	80	320	14	42
			부산해역	125	125	125	125	500	14	
			울산만	65	65	65	65	260	14	
	계	26					8,208		195	
2013~ 2015	퇴적물 환경	34	진해만	544			544	81	259	
			부산해역	850			850	89		
			울산만	442			442	89		
	계	34				1,836		259		
총 계								26,460		919

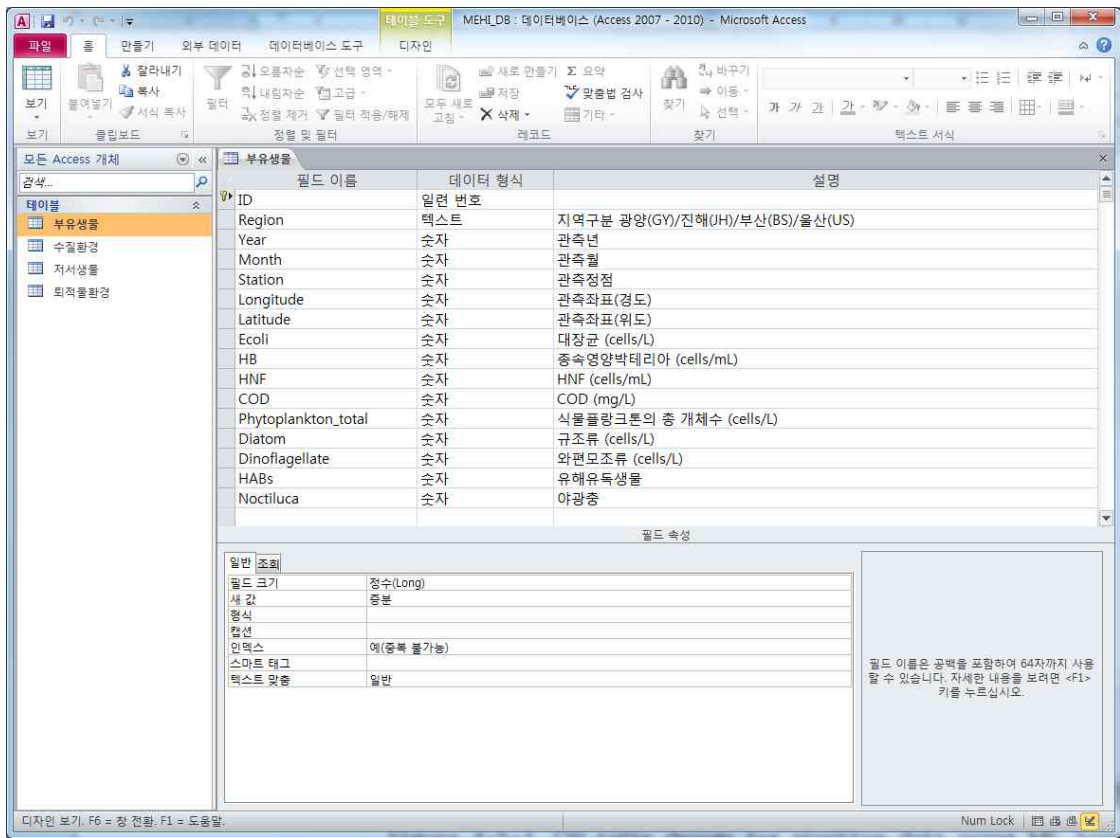


Figure 4-5-1. DB table design for plankton data using MS Access.

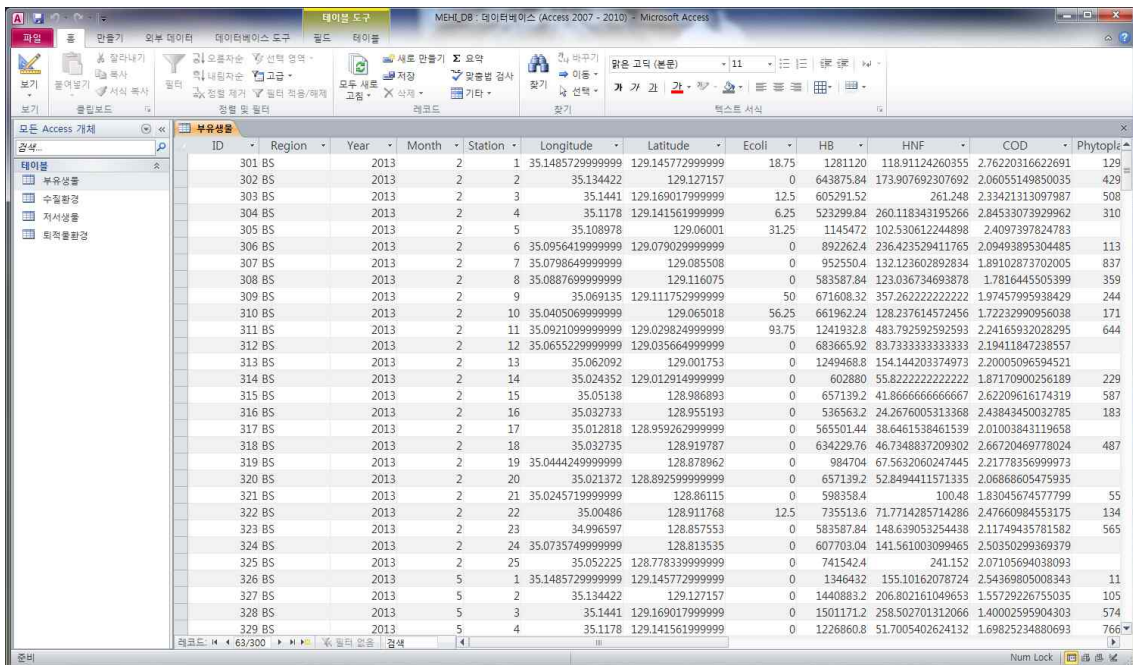


Figure 4-5-2. Screen of plankton data entered into MS MDB.

DB에 저장된 모니터링 자료를 GIS 데이터로 변화하여 분야별/항목별 GIS 주제도를 제작하였다. 일반적으로 GIS 지도 타입은 graduated symbols, graduated colors, charts(bar & pie), contours, 3-D perspective views 등 5가지 형태로 구분 할 수 있으며, 본 연구에서는 조사자료의 특성을 고려하여 Figure 4-5-3과 같이 graduated colors, bar charts, contours 등 3개 타입의 지도를 이용하여 주제도를 제작하였다.

GIS매핑 지원을 통해 3년간 총 919개의 주제도를 제작하였다. 수질환경 분야는 2013년, 2014년, 2015년 4계절 조사 자료에 대한 매핑을 수행하여 258개의 주제도를 제작하였고, 부유생물 분야는 282개, 저서생물 분야는 120개의 주제도를 제작하였다. 퇴적물환경 분야는 퇴적물 특성상 3년 동안 1회 관측 하였으며, 총 259개의 주제도를 제작하였다(Table 4-5-2).

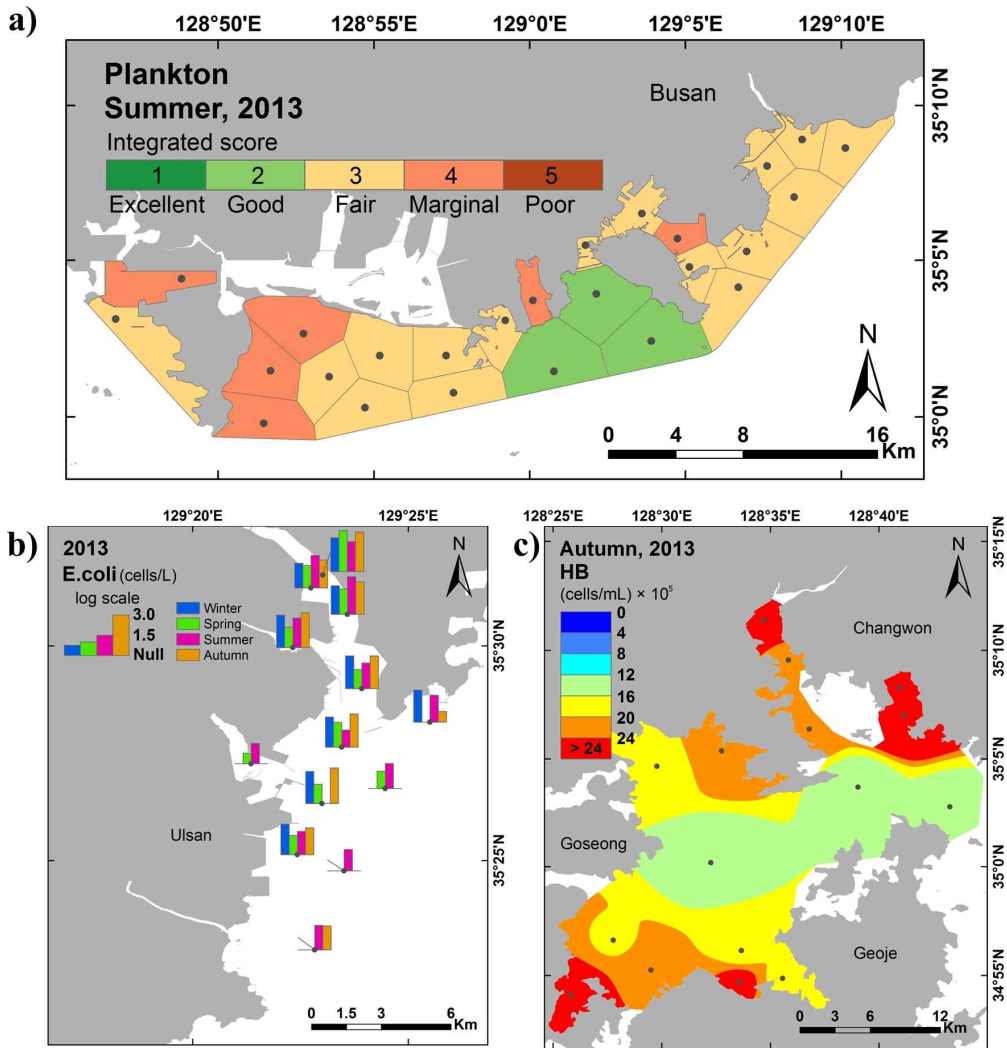


Figure 4-5-3. Three types of map for making MEHI thematic map. a) graduated colors map, b) bar charts map, c) contours map.

MEHI 구축을 위한 분야별 지수산출 결과를 지도화하기 위해서 고정 모니터링 정점을 기준으로 GIS 티센폴리곤(Thiessen polygon)으로 면적화 하였다. 티센폴리곤은 포인트 피처 사이의 거리가 이등분되는 지점을 연결하여 생성된 폴리곤이다. 따라서 제반 지표 제작을 위해 비록 포인트에서 조사되었지만 각 조사 정점의 영향권으로 폴리곤을 사용하도록 하였다. 진해만의 경우 Figure 4-5-4와 같이 정점이 1단계 프로젝트 보다 축소됨에 따라 기 사용하였던 티센폴리곤을 보완하여 제작하였다. 울산만과 부산해역의 경우는 Figure 4-5-5, 6과 같이 공통 조사 정점을 이용한 티센 폴리곤을 새롭게 제작하였다.

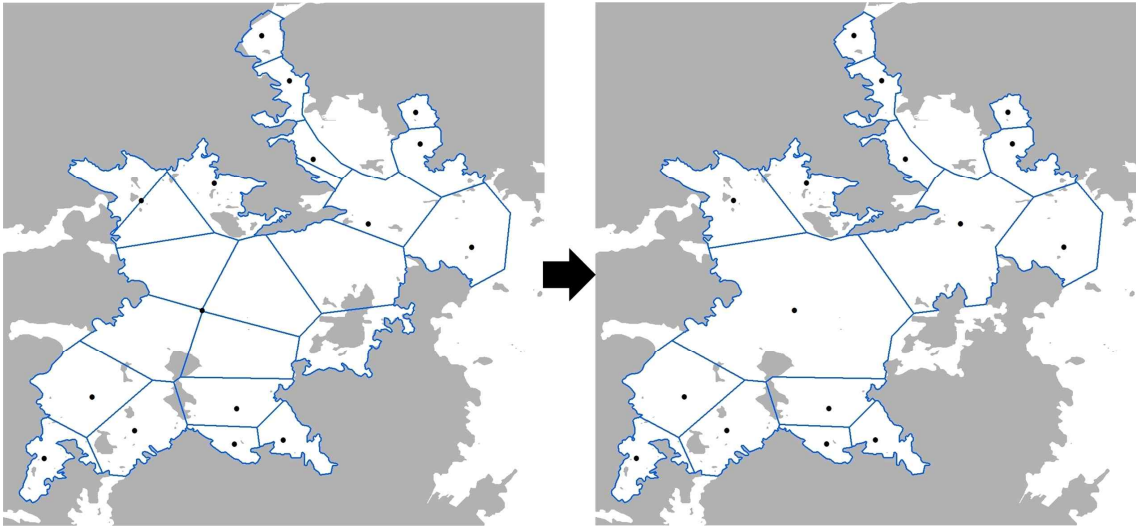


Figure 4-5-4. Thiessen polygons for index mapping in Jinhae bay, 2013~2015.

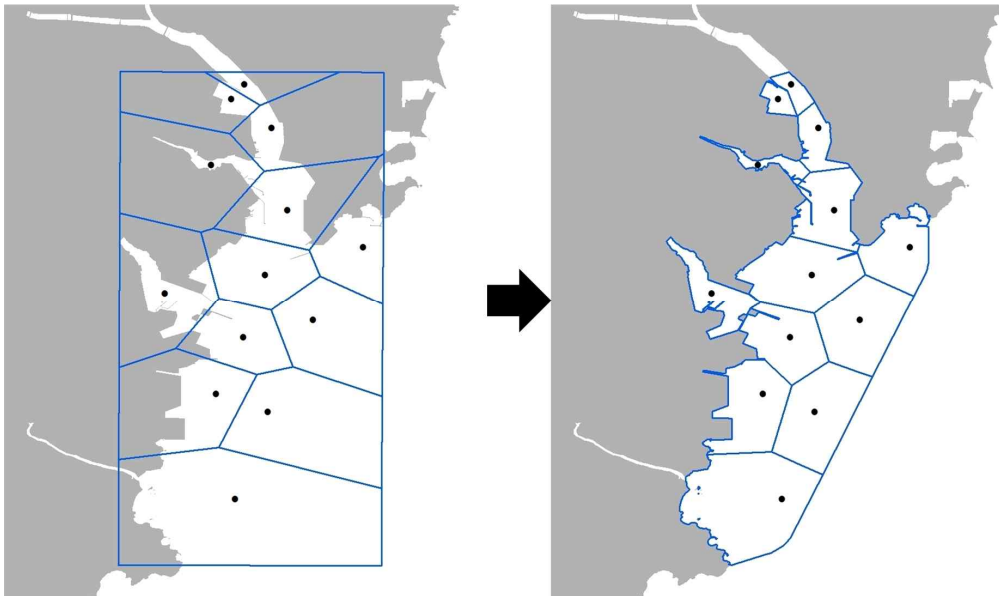


Figure 4-5-5. Thiessen polygons for index mapping in Ulsan Bay.

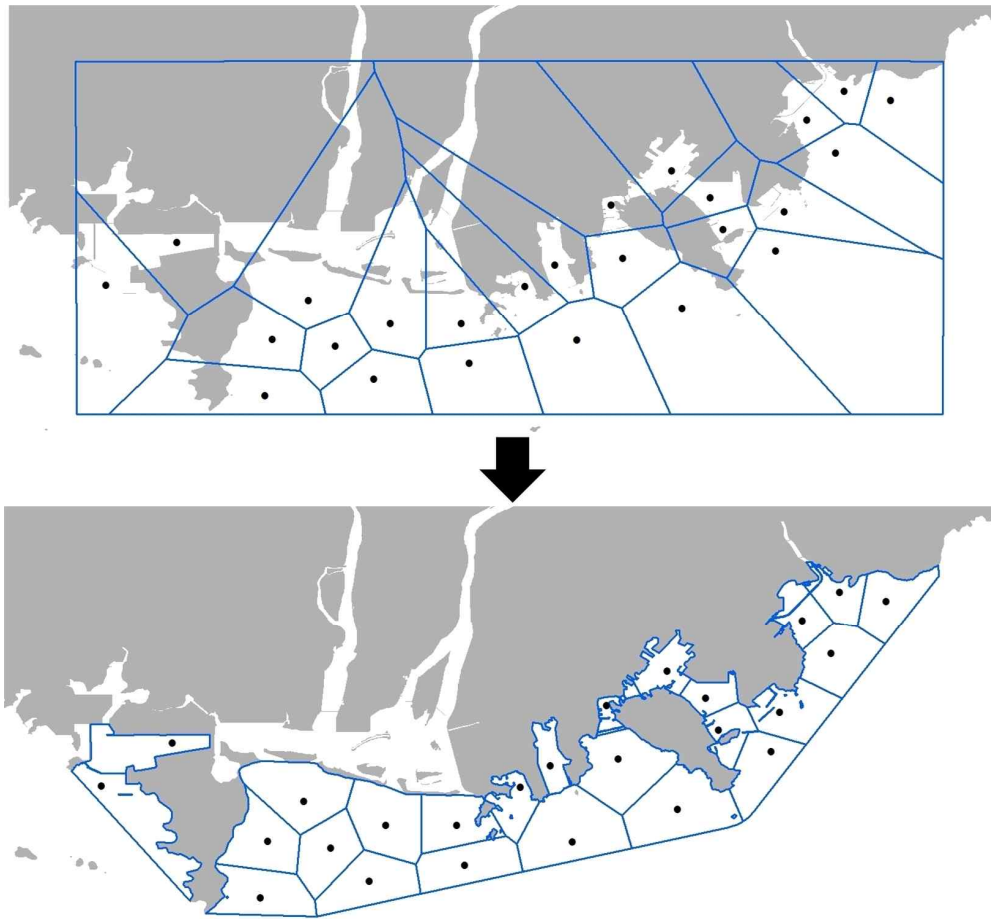


Figure 4-5-6. Thiessen polygons for index mapping in Busan coastal area.

나. 광양만, 진해만, 부산해역, 울산만 통합형 MEHI 종합지수 개발

MEHI 개발을 위해 세부지수를 수질환경, 부유생물, 저서생물, 퇴적물환경 등 4개 분야로 정의하였으며, 2010년부터 광양만, 진해만, 부산해역, 울산만을 대상으로 정기적인 계절모니터링을 통해 지표 및 지수 개발에 필요한 자료를 생산하였다. MEHI의 각 지수 및 지표는 5등급으로 설정하였으며, 이러한 등급에 해당하는 값을 정의하기 위해서는 주관적 판단, 실험 식, 통계적 분석 방법 등이 가능하다.

4대 지수 그룹 중 수질환경지수를 구성하는 지표로는 DO, Chl.a, DIN, DIP를, 부유생물지수를 구성하는 지표로는 Total phytoplankton, HABs, HB, E.coli 로 각각 선정하였다. 저서생물지수와 퇴적물환경지수는 기존의 지수를 이용하였다. 저서생물지수는 저서오염지수 중 BPI(benthic pollution index)를,

퇴적물환경지수는 캐나다의 퇴적물환경기준(CCME, 2001)을 활용하였다. 캐나다에서 퇴적물환경기준이 설정되지 않은 트리부틸주석(Tributyltin; TBT)의 경우 호뉴/뉴질랜드의 환경기준인 'ISQG-low'와 'ISQG-high'를 적용하였다(ANZECC, 2000). 각 세부지수별 지표 및 지수 선정 방법은 다음과 같다.

1) 세부지수별 지표 및 지수 선정 방법

○ 수질환경지수(WQI: Water Quality Index)

- 지표

· 용존무기질소(DIN), 용존무기인(DIP), 엽록소(Chl.a), 용존산소(DO)

- 기준치 선정 방법

· DIN, DIP : 대한해협 2007~2012년 자료 분석 결과

· Chl.a : 4개 해역에서 2010~2015년 동안 관측한 값들의 Z-score

· DO : 해양생물의 생리적 반응에 근거

- 지표등급

Table 4-5-3. Five classification criteria for DIN, DIP, Chl.a and DO.

등급	DIN (μ M)	DIP (μ M)	Chl.a (μ g/L)	DO (mg/L)
1	1.64 이하	0.1 이하	1.18 이하	5.0 초과
2	1.65~4.95	0.11~0.30	1.19~2.49	4.1~5.0
3	4.96~8.26	0.31~0.50	2.50~6.27	3.1~4.0
4	8.27~11.5	0.51~0.70	6.28~13.2	2.1~3.0
5	11.6 이상	0.71 이상	13.3 이상	2.0 이하

- 지수 산출 방법

· $DO \text{ 등급} \times 0.33 + Chl.a \text{ 등급} \times 0.33 + DIN \text{ 등급} \times 0.17 + DIP \text{ 등급} \times 0.17$

- 지수등급

Table 4-5-4. Five classification criteria for WQI.

등급	수질환경 지수	상태
1등급	1.0~1.49	Excellent
2등급	1.50~2.49	Good
3등급	2.50~3.49	Normal
4등급	3.50~4.49	Poor
5등급	4.50~5.0	Very Poor

- 2015년 2월(겨울) 울산만 수질환경지수 산출결과 사례

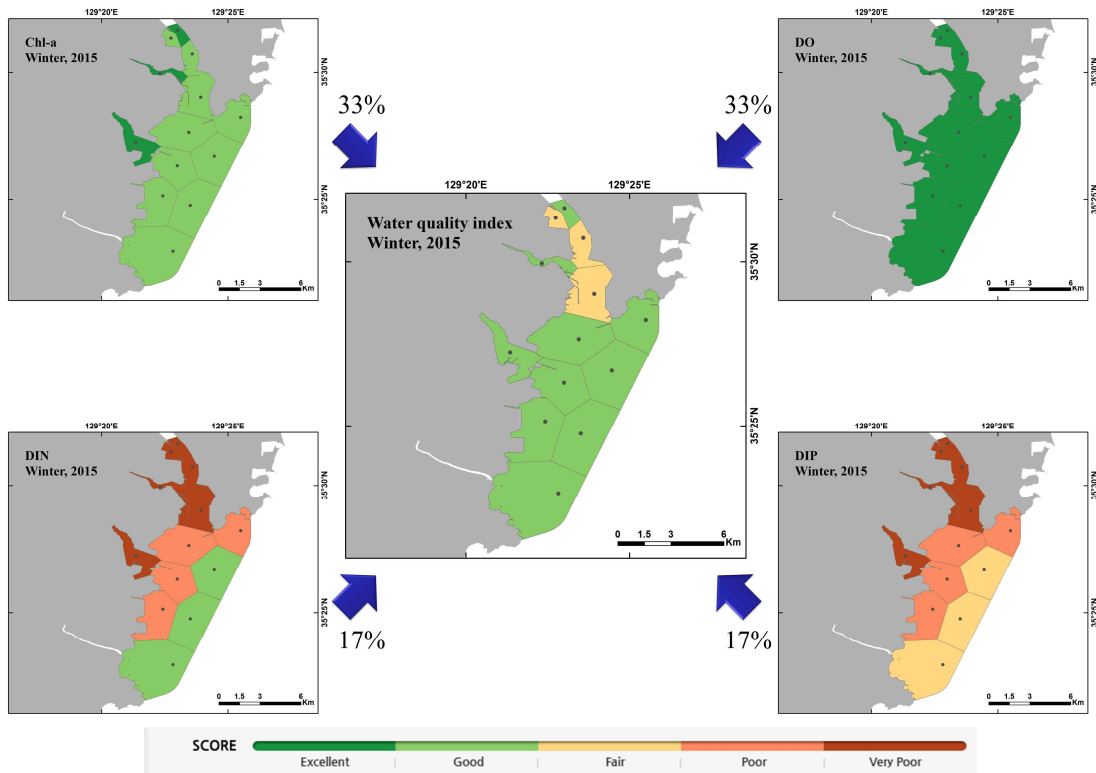


Figure 4-5-7. Water quality index around Ulsan Bay during the winter of 2015.

○ 부유생물지수(PHI: Plankton Health Index)

- 지표

- 식물플랑크톤 총 개체수(Total phytoplankton), 유해유독성 식물플랑크톤(HABs), 종속영양박테리아(HB), 대장균(*E. coli*)

- 기준치 선정 방법

- Total phytoplankton, HABs, HB : 2010년부터 2015년까지 6년 동안 광양만, 진해만, 부산해역, 울산만에서 계절별로 관측한 자료를 통합하여 Z-score에 의한 확률 분포범위를 바탕으로 5등급으로 나누었고, Z-score의 0에 해당하는 값을 기준치로 설정하여 그 값의 전, 후 값을 등급화 하였다.

Table 4-5-5. Range of probability distribution according to the Z-score.

Z-score	< -1.3	-1.3 ~ -0.5	-0.5 ~ 0.5	0.5 ~ 1.3	> 1.3
등급	1	2	3	4	5
확률	10 %	21 %	38 %	21 %	10 %

- *E. coli* : 미국의 EPA 기준 (threshold value: 225 cfu/100 mL)과 해양부고시(구 국토해양부) 제 2011-344호 해역별 수질등급기준의 기준치 및 등급을 사용하였다.

- 지표등급

Table 4-5-6. Five classification criteria for Total phytoplankton, HABs, HB, *E. coli*.

등급	Total phytoplankton (cells/L)	HABs (cells/L)	HB (cells/L)	<i>E. coli</i> (colony/L)
1	1.7×10^5 이하	1.5×10^3 이하	9.0×10^5 이하	2.0×10 이하
2	$1.7 \times 10^5 \sim 5.5 \times 10^5$	$1.5 \times 10^3 \sim 1.1 \times 10^4$	$9.0 \times 10^5 \sim 1.5 \times 10^6$	$2.0 \times 10 \sim 2.0 \times 10^2$
3	$5.5 \times 10^5 \sim 2.4 \times 10^6$	$1.1 \times 10^4 \sim 1.3 \times 10^5$	$1.5 \times 10^6 \sim 2.7 \times 10^6$	$2.0 \times 10^2 \sim 1.0 \times 10^3$
4	$2.4 \times 10^6 \sim 8.0 \times 10^6$	$1.3 \times 10^5 \sim 9.6 \times 10^5$	$2.7 \times 10^6 \sim 4.4 \times 10^6$	$1.0 \times 10^3 \sim 2.0 \times 10^3$
5	8.0×10^6 이상	9.6×10^5 이상	4.4×10^6 이상	2.0×10^3 이상

- 지수 산출 방법

- Total phytoplankton등급 $\times 0.25$ + HABs등급 $\times 0.25$ + HB등급 $\times 0.25$ + *E.coli*등급 $\times 0.25$

- 지수등급

Table 4-5-7. Five classification criteria for PHI.

등급	부유생물 지수	상태
1등급	1.0~1.49	Excellent
2등급	1.50~2.49	Good
3등급	2.50~3.49	Normal
4등급	3.50~4.49	Poor
5등급	4.50~5.0	Very Poor

- 2013년 2월(겨울) 울산만 부유생물지수 산출결과 사례

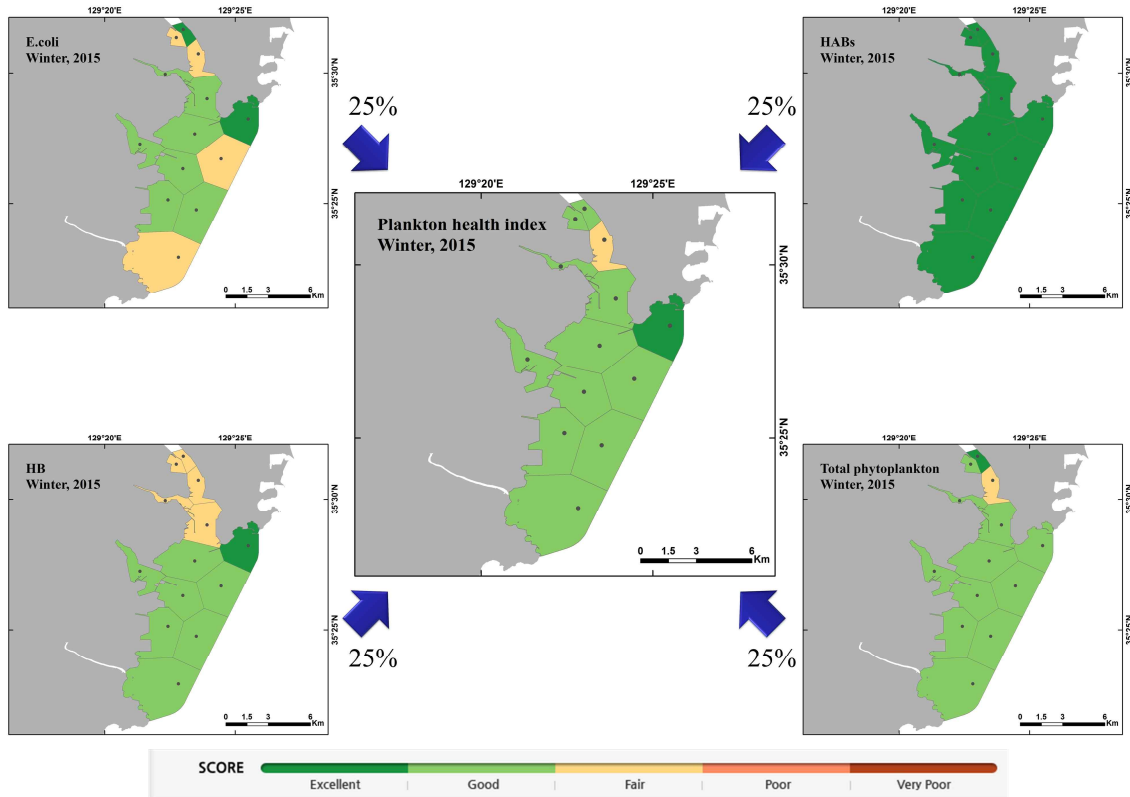


Figure 4-5-8. Plankton health index around Ulsan Bay during the winter of 2015.

○ 저서생물지수(BHI: Benthos Health Index)

- 지표

· 저서오염지수 (Benthic Pollution Index: BPI) 사용

- BPI 산출 방법

- N1 : 육식자나 여과식자의 개체수
- N2 : 표층퇴적물식자의 개체수
- N3 : 표층하퇴적물식자의 개체수
- N4 : 오염지시종이나 기회종의 개체수
- $BPI = [1 - (0xN1 + 1xN2 + 2xN3 + 3xN4) / (N1 + N2 + N3 + N4) / 3] \times 100$

- 지수등급

Table 4-5-8. Five classification criteria for BHI.

등급	저서생물 지수	상태
1등급	60~100	Excellent
2등급	40~60	Good
3등급	30~40	Normal
4등급	20~30	Poor
5등급	0~20	Very Poor

- 2015년 2월(겨울) 울산만 부유생물지수 산출결과 사례

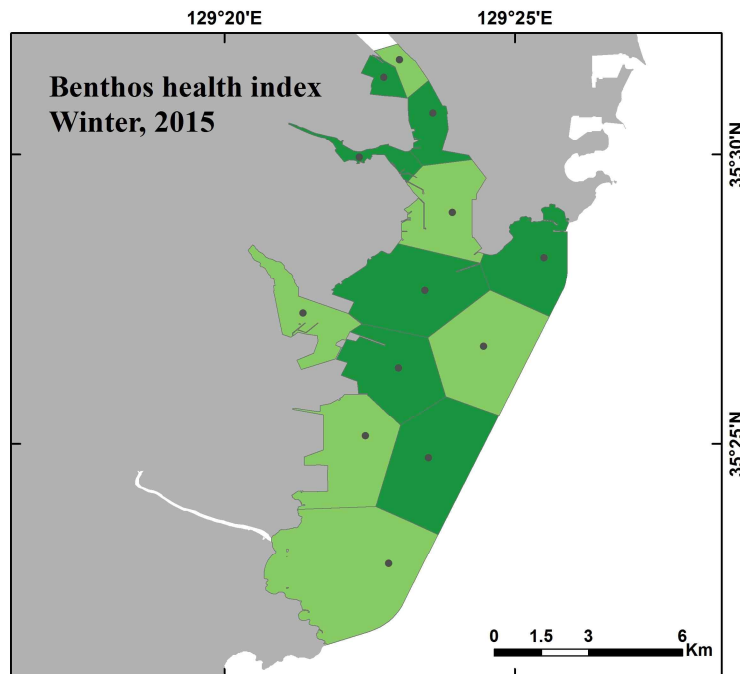


Figure 4-5-9. Benthos health index around Ulsan Bay during the winter of 2015.

○ 퇴적물환경지수(SQI: Sediment Quality Index)

- 지수산출에 사용한 권고기준

· 캐나다 퇴적물환경기준(CCME), 중금속 한국기준(KOR), 트리부틸주석 호주/뉴질랜드 기준(ANZECC)

Table 4-5-9. Sediment quality guidelines for MEHI.

Variables	Sediment quality guideline	
	Low	High
Acenaphthene ^a	6.71	88.9
Acenaphthylene ^a	5.87	128
Anthracene ^a	46.9	245
Benz[a]anthracene ^a	74.8	693
Benzo[a]pyrene+Benzo[b]fluoranthene ^a	88.8	763
Chrysene ^a	6.22	135
Dibenzo[a,h]anthracene ^a	113	1494
Fluoranthene ^a	21.2	144
2-Methylnaphthalene ^a	20.2	201
Naphthalene ^a	34.6	391
Phenanthrene ^a	86.7	544
Pyrene ^a	153	398
Lindane ^a	0.32	0.99
Chlordane ^a	2.26	4.79
p,p-DDD	1.22	7.81
p,p-DDE ^a	2.07	374
p,p-DDT ^a	1.19	4.77
Dieldrin ^a	0.71	4.3
Endrin ^a	2.67	62.4
PCBs ^a	21.5	189
Heptachlor epoxide ^a	0.6	2.74
TBT (as SN) ^b	5	70
NPs ^a	1000	-
Zinc (Li normalized) ^c	68.4	157
Cromium ^c	116	181
Copper (Li normalized) ^c	20.6	64.4
Nickel ^c	47.2	80.5
Cadmium ^c	0.75	2.72
Arsenic ^c	14.5	75.5
Mercury ^c	0.11	0.62
Lead ^c	44.0	119

^aCCME; ^bANZECC; ^cRepublic of Korea

- 지수 계산방법

F1은 총 변수 중 퇴적물기준 값을 초과하는 변수의 수로 얼마나 많은 물질이 기준치를 초과하는 지를 의미하며, F3의 경우 퇴적물기준 값을 얼마만큼 초과하는지를 나타내는 값이다. 계산된 퇴적물 지수는 값의 범위에 따라 다섯 단계로 등급화 하였다.

$$F_1 = \left(\frac{\text{\# of failed variables}}{\text{total \# of variables}} \right) \times 100 = \text{Scope}$$

$$F_3 = \left(\frac{mdnc}{(0.01mdnc + 0.01)} \right) = \text{Amplitude}$$

$$mdnc = \frac{\sum_{i=1}^p non-compliance_i}{\text{\# of tests}};$$

$$non-compliance_i = \left(\frac{\text{failed test value}_i}{\text{guideline}_i} \right) - 1;$$

$mdnc$ = Mean degree of non-compliance;
 i = Individual guideline;
 p = Total number of guideline used.

$$SQI = 100 - \frac{\sqrt{F_1^2 + F_3^2}}{\sqrt{2}}$$

Figure 4-5-10. Equation of sediment quality index in Canada.

- 지수등급

Table 4-5-10. Five classification criteria for SQI.

등급	저서생물 지수	상태
1등급	95~100	Excellent
2등급	80~94.9	Good
3등급	60~79.9	Normal
4등급	45~59.9	Poor
5등급	0~44.9	Very Poor

- 2013~2015년 울산만을 대표하는 퇴적물환경지수 산출결과 사례

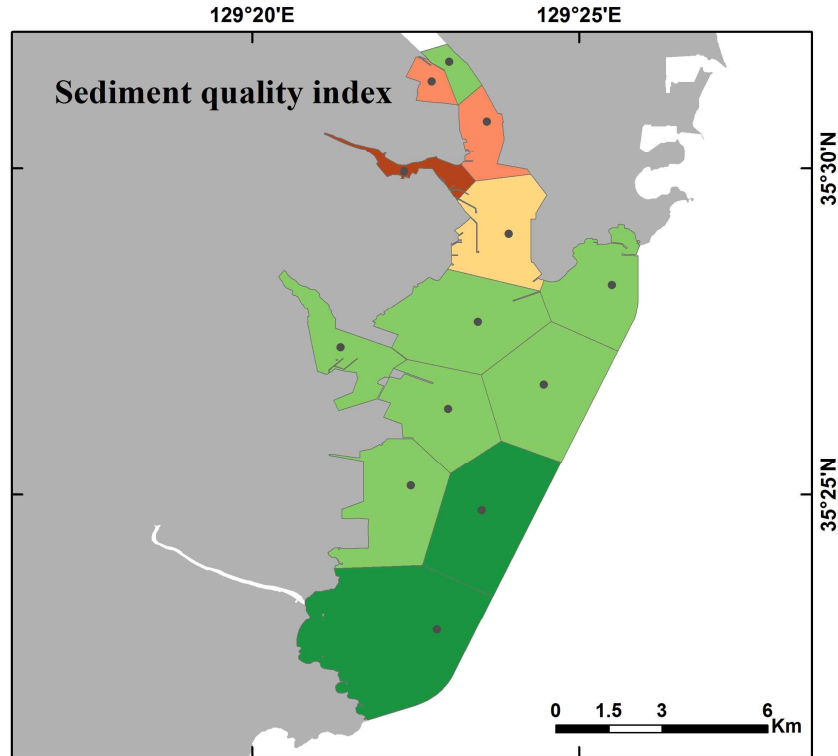


Figure 4-5-11. Sediment quality index around Ulsan Bay during 2013~2015.

2) MEHI 종합지수 산출 방법

MEHI 연도별 통합은 4대 세부지수의 가중치가 같도록 하여(동일 가중치 부여) 각 세부지수의 평균값을 이용하였다. 이 때 평균한 지수 값은 반올림 함으로써 두 등급 중 높은 등급을 선택하였다. 이는 둘 중 하나는 좋고 하나는 나쁠 경우 나쁜 것을 택하는 방법이다. 수질환경, 부유생물, 저서생물지수는 겨울(2월), 봄(5월), 여름(8월), 가을(11월)의 사계절을 통합하였으며, 통합 방법은 각 계절을 대표하는 지수들의 평균값을 사용하였다. 실수인 평균값에 대한 처리는 종합지수를 계산할 때와 같은 방법으로 반올림 하였다. 퇴적물 환경지수의 경우 시계열적 변화가 뚜렷하지 않기 때문에 관측 해역별로 1회 관측된다. 따라서 사계절 통합 없이 한 번 관측한 결과를 퇴적물환경지수로 선정하였다(Figure 4-5-12).

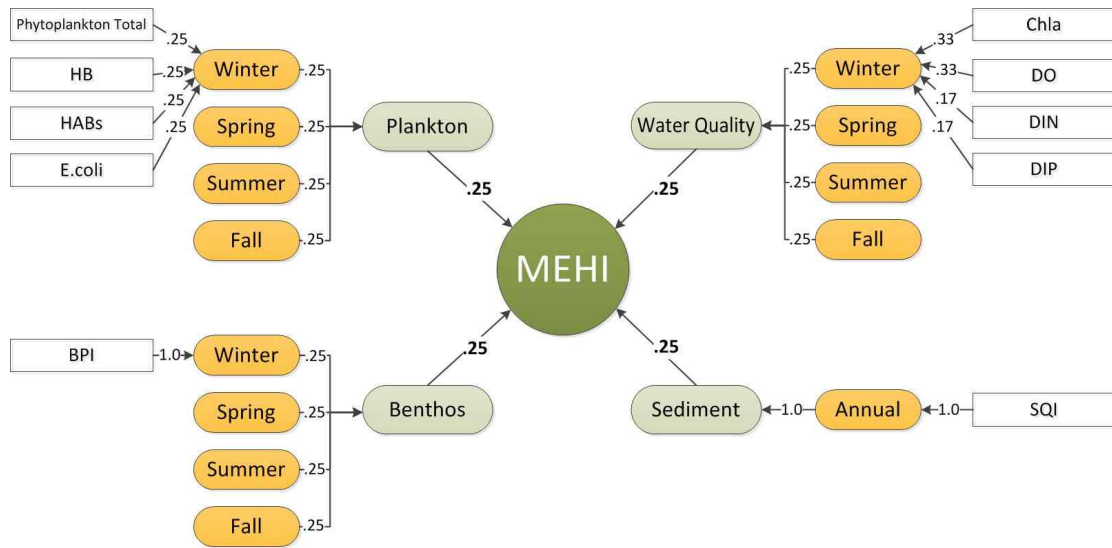


Figure 4-5-12. Diagram of weighting procedure from indicators to integrated MEHI.

MEHI를 도출하는 단계과정을 2015년 울산만을 대상으로 한 지수지도제작을 통해 가시화 하였다. Figure 4-5-13, 14, 15는 각각 계절별로 산출된 수질 환경지수, 부유생물지수, 저서생물지수를 연중 대푯값으로 통합한 결과이다. 퇴적물환경지수의 경우 연중 통합이 불필요 하며, 4대 세부지수를 동일 가중치를 적용하여 통합한 MEHI 지도를 Figure 4-5-16과 같이 제작하였다.

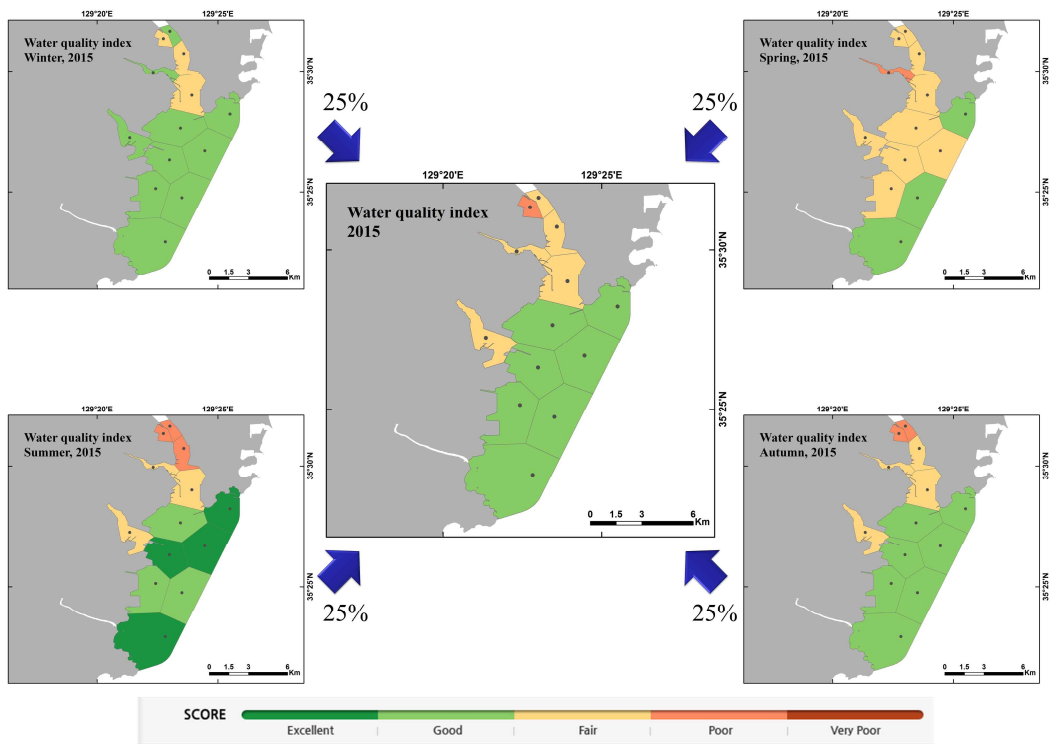


Figure 4-5-13. WQI map integrated of four seasons around Ulsan Bay in 2015.

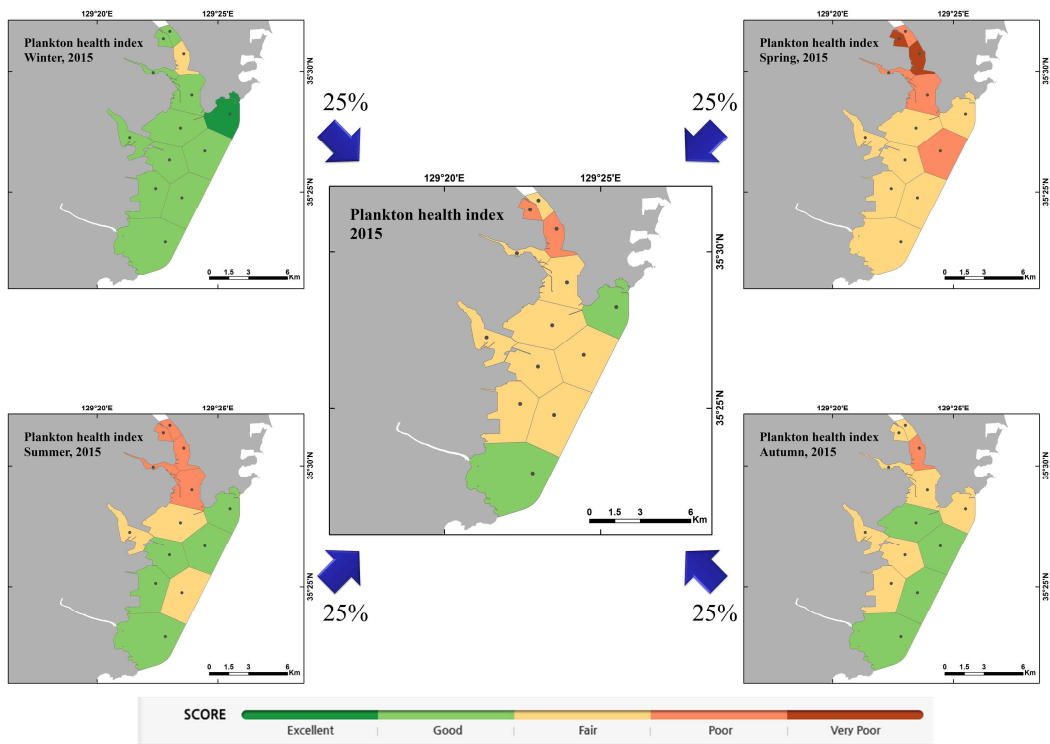


Figure 4-5-14. PHI map integrated of four seasons around Ulsan Bay in 2015.

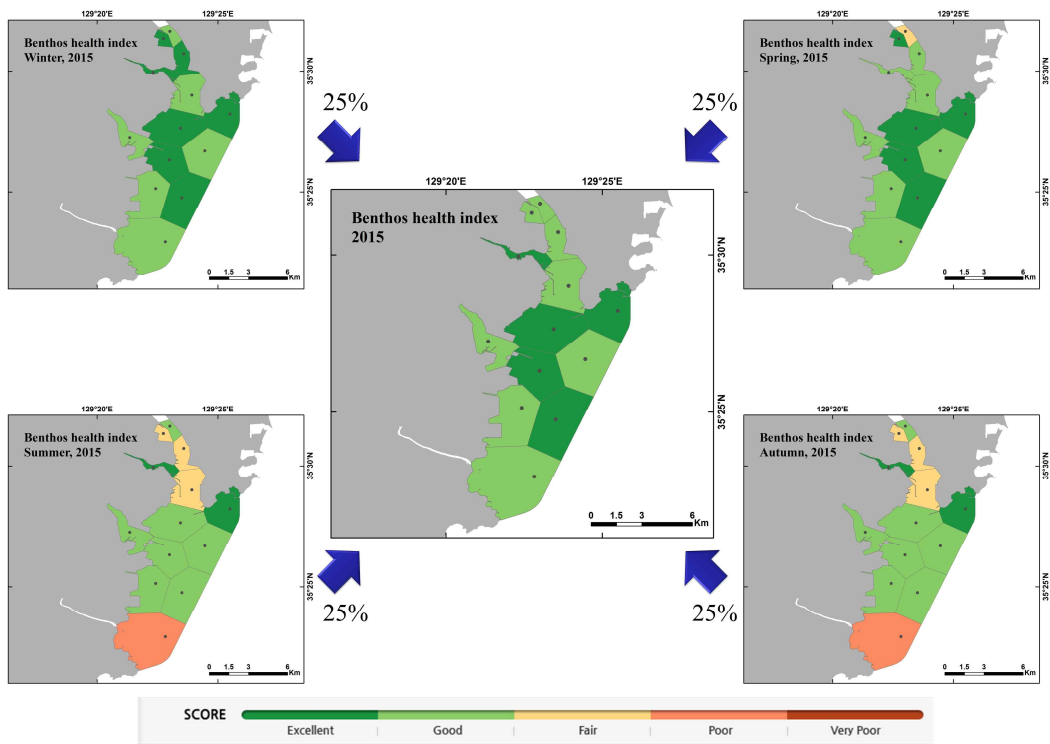


Figure 4-5-15. BHI map integrated of four seasons around Ulsan Bay in 2015.

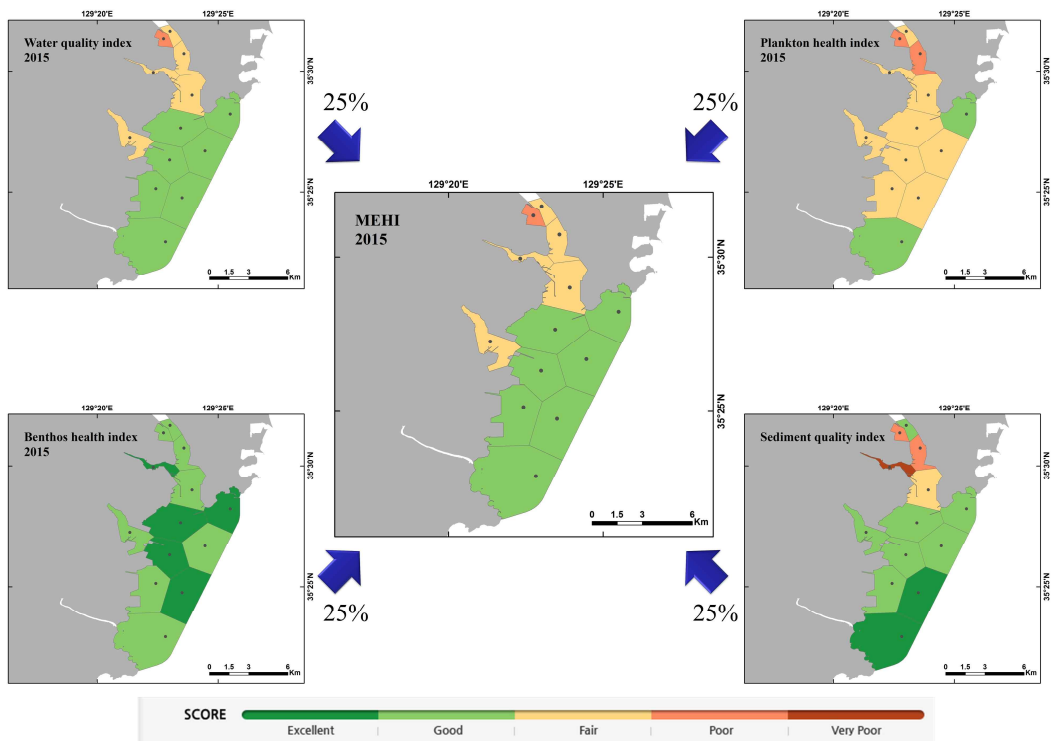


Figure 4-5-16. MEHI map integrated of four indexes around Ulsan Bay in 2015.

이 방법을 1단계 연구대상지역인 광양만과 진해만, 2단계 연구대상지역인 진해만, 부산해역, 울산만에 동일하게 적용하여 MEHI 종합지수를 최종 산출하였다. 1, 2단계 모두 연구대상에 포함된 진해만의 경우 Figure 4-5-17과 같은 변화를 보였으며, 각 연도별 통합 MEHI 종합지수 산출결과는 Figure 4-5-18, 19와 같다.

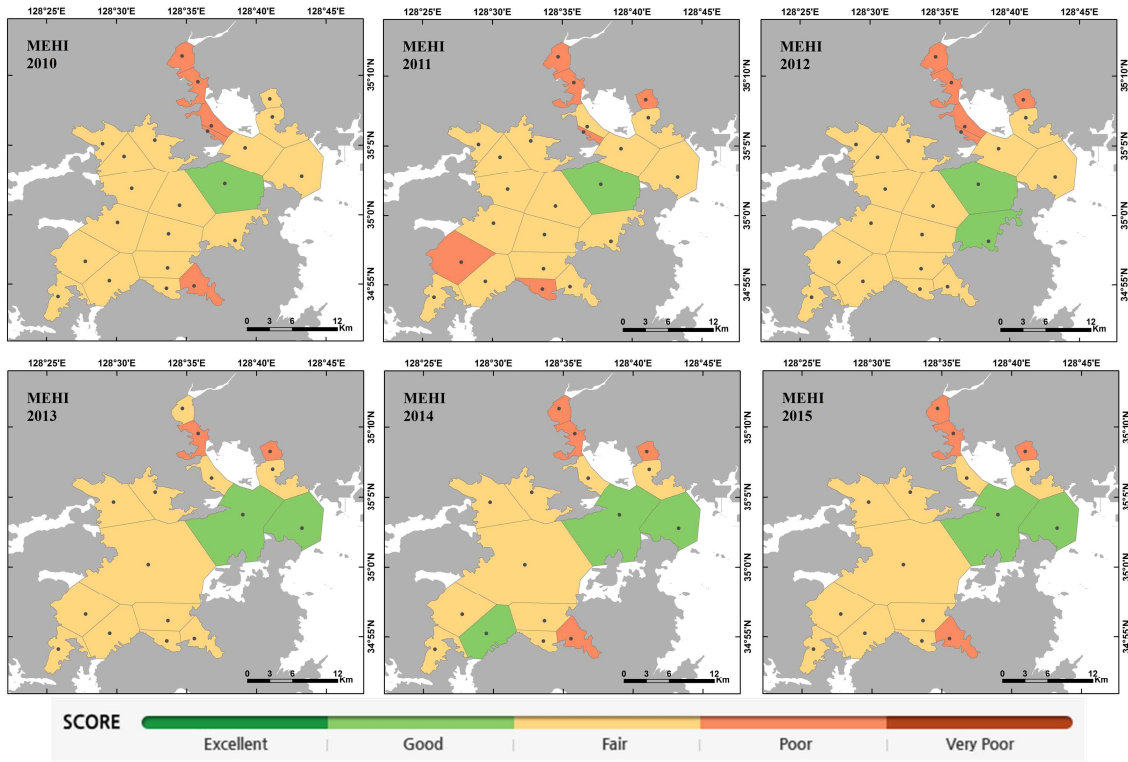


Figure 4-5-17. Result of making MEHI map around Jinhae Bay during 2010~2015.

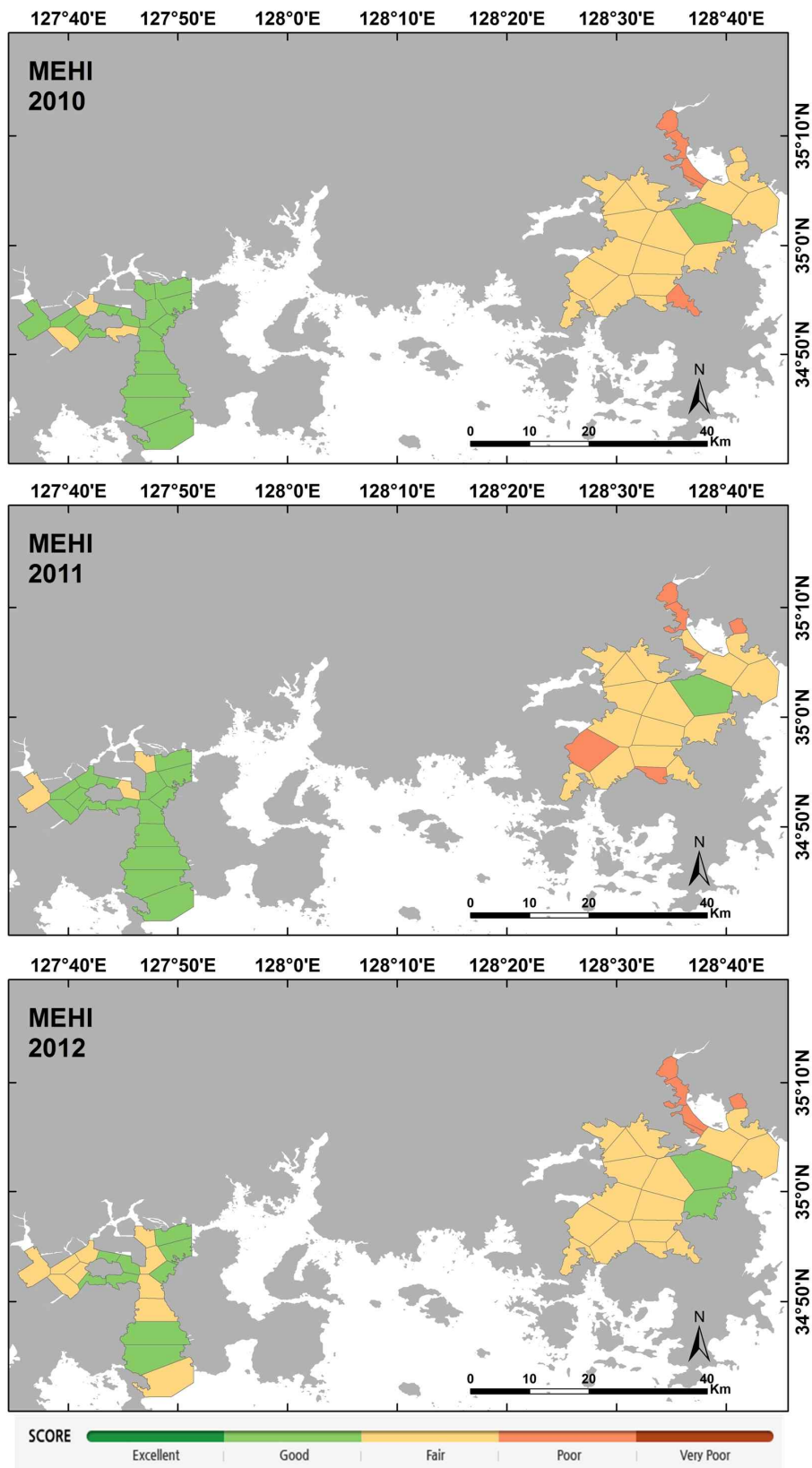


Figure 4-5-18. Result of making MEHI map in the special management areas of the South Sea during 2010~2012.

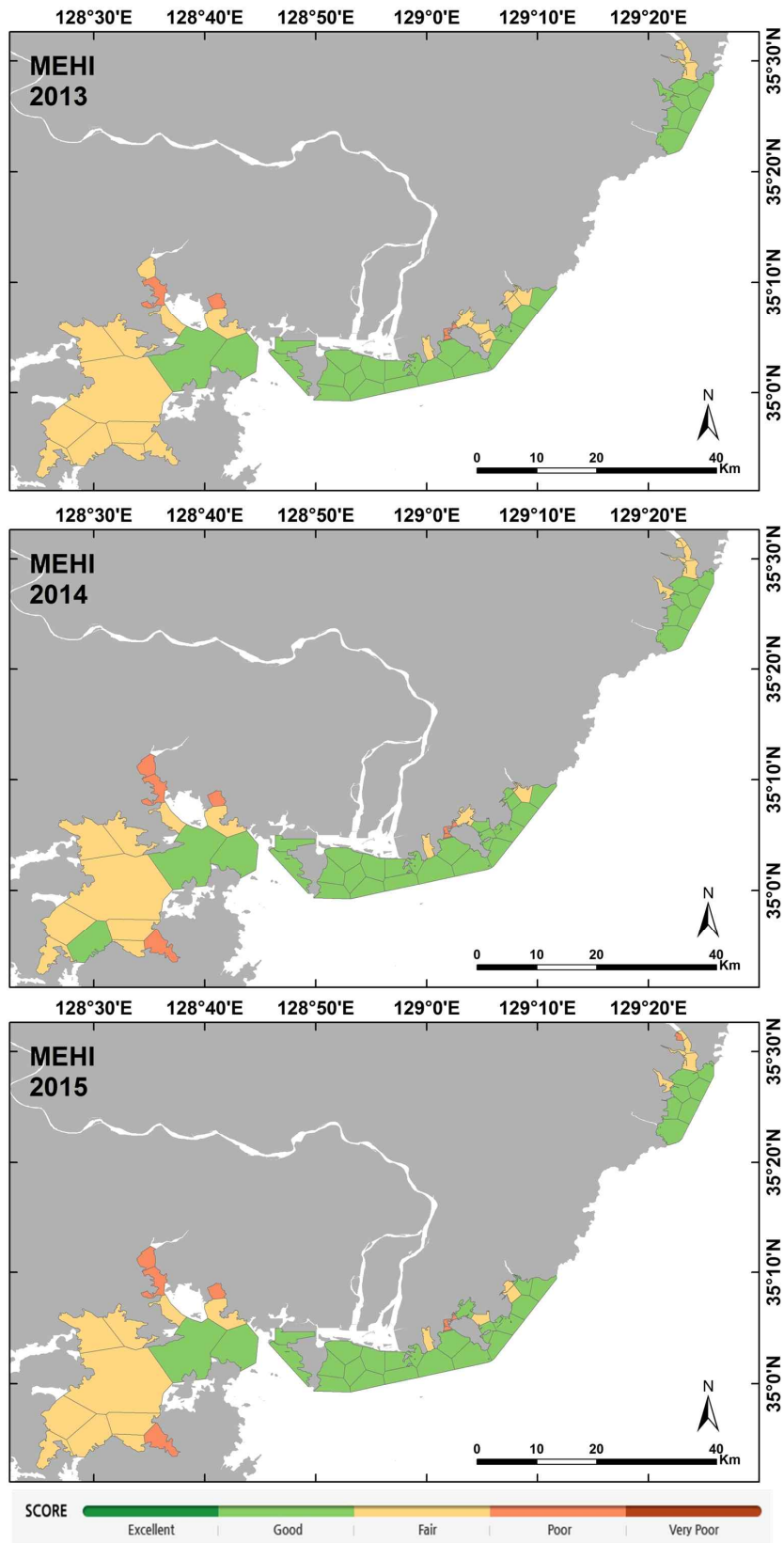


Figure 4-5-19. Result of making MEHI map in the special management areas of the South Sea during 2013~2015.

다. 해양생태계건강 정보시스템 보완 및 서비스 (2차)

해양생태계건강 정보시스템은 MEHI 연구사업의 주요 현황과 결과를 인터넷 기반의 정보시스템(http://mehi.kiost.ac)으로 구축하여 활용하기 위한 것으로서 크게 연구결과의 홍보와 정보의 공동 활용을 목적으로 하고 있다. 일차적으로 웹사이트 기획, 자료수집 및 콘텐츠 제작 등을 거쳐 사업수행 결과물의 추가와 사이트 보완작업을 수행하여 운영하고 있다.

1) 웹사이트 메뉴 구성

전체 사이트 구성은 Figure 4-5-20과 같이 크게 <연구사업소개> <수행절차> <지수산출방법> <연구성과> <해외연구사례> 등의 5가지로 정의하였다. 이와 같은 주요 구성 체계를 기반으로 세부 메뉴의 콘텐츠 제작 업무를 수행하였다.

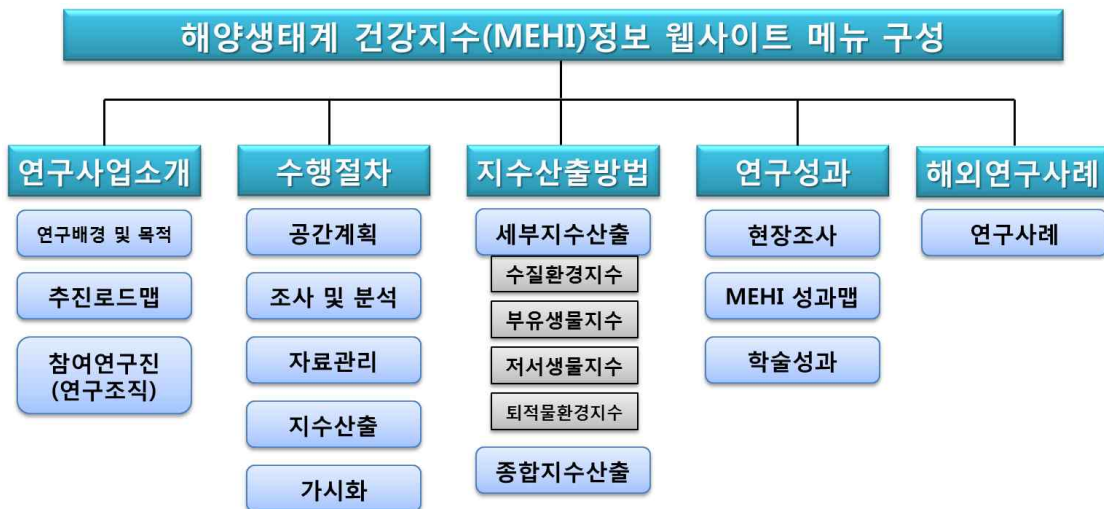


Figure 4-5-20. MEHI web-site structure and its components.

<연구사업소개>

- 연구배경 및 목적 : MEHI 연구사업의 필요성 등 추진 배경과 목적을 기술
- 추진로드맵 : 전체 연구연혁 및 단계별 시기별 추진 프로세스 설명
- 참여연구진 : 주요 연구분야별 연구 담당자 및 업무 설명

<수행절차>

- 공간계획 : 대상해역에 대한 일반정보 및 공간데이터(베이스맵, 티센망

도, 정점도)등 설명

- 조사 및 분석 : 4개 연구분야(수질환경, 부유생물, 저서생물, 퇴적물환경)별 현업에서 수행한 업무절차 및 과정 등을 소개
- 자료관리 : 4개 분야별 조사항목에 대한 설명
- 지수산출 : 4개 분야별 개별지수, 종합지수 산출방식 및 과정에 대한 설명
- 가시화 : MEHI 평가지도 GIS 주제도 제작방식 및 과정에 대한 설명

<지수산출방법>

- 수질환경지수 : 수질환경지수 산출을 위한 지표선정 및 기준치에 대한 설명
- 부유생물지수 : 부유생물지수 산출을 위한 지표선정 및 기준치에 대한 설명
- 저서생물지수 : 저서생물의 건강도 평가를 위해 사용된 저서오염지수 설명
- 퇴적물환경지수 : 퇴적물환경지수 설정을 위한 권고기준 설명
- 종합지수산출 : 4대 지수를 이용한 종합지수 생성 방법과 절차 설명

<연구성과>

- 현장조사 : 각 연구분야별, 항목별, 연도별 조사 및 분석 량 종합 집계
- MEHI MAP : 4개 분야별, 대상해역(광양만, 진해만, 부산해역, 울산만)별, 항목별, 계절별 주제도 및 지도 애니메이션 기능 서비스
- 학술성과 : 관련 논문발표실적 및 학술활동실적 리스트

<해외연구사례>

- 연구사례 : 해양생태계 건강지수 산출 관련 해외 유사연구사례를 정리

2) 웹사이트 화면 구성

메인페이지는 사용자의 페이지별 접속 빈도수 예상 및 주요 콘텐츠의 강조적 측면 등을 감안하여 구성하였으며 다음 Figure 4-5-21과 같이 총 6개의 부분으로 기획하였다. ①번 영역은 시스템 명과 메인펼침 메뉴, ②번 영역은 MEHI 연구를 상징할 수 있는 대표 이미지가 자동으로 애니메이션 되는 부분으로 기획하였다. ③~⑤번 영역은 각각 연구사업 소개, MEHI MAP서비스, 지수산출방법 페이지로의 퀵 링크(quick link) 영역으로 할당하였다. ⑥번 영역은 해양과기원 연락정보를 배치하였다.



Figure 4-5-21. Main page interface design of MEHI web-site.

3) MEHI 지수 심볼 디자인 제작

기존의 4대 해양생태계건강지수(수질환경, 부유생물, 저서생물, 퇴적물환경)를 형상화한 심볼을 웹사이트 디스플레이에 어울리는 단순명료한 구도로 Figure 4-5-22와 같이 디자인하였다. 이 심볼은 웹 정보 시스템에서 이용뿐만 아니라 각종 지도나 저작물 등 다목적으로의 활용도도 고려하였다.

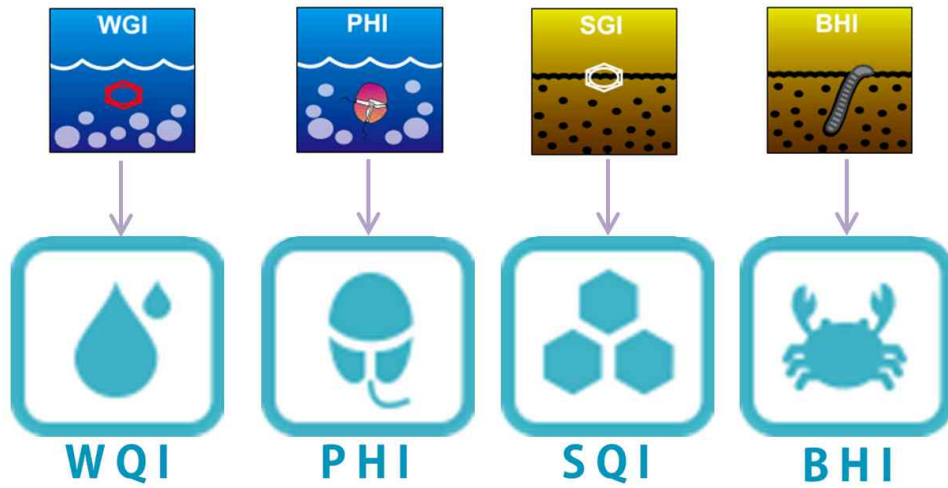


Figure 4-5-22. MEHI symbols for four index.

수질환경지수 심볼은 물방울을, 부유생물지수 심볼은 플랑크톤을, 저서생물지수 심볼은 일반인도 쉽게 인지할 수 있는 게를, 퇴적물환경지수 심볼은 퇴적물의 화학적 분자 구조를 각각 형상화 하였다.

4) 자료 수집 및 구축 결과

2단계 프로젝트까지의 연구보고서 원본 내용을 바탕으로 하여 참여 연구 부서로부터 수집한 자료와 함께 Table 4-5-11과 같이 총 26개 단위 메뉴 콘텐츠 구성을 위한 원고작업을 수행하였으며, MEHI 웹페이지 콘텐츠로 제작하여 구성하였다.

Table 4-5-11. MEHI web-site menu structure and its contents.

메인화면	1st sub	2st sub	콘텐츠 구축 결과 집계			
			페이지 수 (A4)	그림	표	기타
연구사업소개	연구배경 및 목적	-	5	6		-
	추진로드맵	-	2	2	4	-
	참여연구진(연구조직)	-	6	3		-
수행절차	공간계획	-	3	6		-
	조사 및 분석	수질환경	4	5		-
		부유생물	3	1	1	-
		저서생물	5	5		-
		퇴적물환경	24	18	15	-
	자료관리	-	2	1	1	-
	지수산출	-	3	2	1	-
가시화	-	2	2	1	-	
지수산출방법	세부지수산출	수질환경	3	1	5	-
		부유생물	2	1	3	-
		저서생물	2	-	2	-
		퇴적물환경	2	1	2	-
	종합지수산출	-	4	6	-	-
연구성과	현장조사	-	5	23	1	-
	MEHI MAP (주제도 수)	광양만	1	147	-	-
		진행만	1	294	-	-
		부산해역	1	147	-	-
		울산만	1	147	-	-
	학술성과	MEHI논술	5	-	-	-
		MEHI학술	4	-	-	-
해외연구사례	연구사례	글로벌	2	2	-	-
		미국	15	5	10	-
		호주	5	4	3	-
		핀란드	2	4	1	-
합계			114	833	50	

5) MEHI MAP서비스 구축

MEHI 성과 맵 서비스는 연구대상 해역에 대해 2010년도부터 2015년도까지의 성과 맵을 모두 볼 수 있는 부분이다. Figure 4-5-23과 같이 각 지수분야별 세부항목 지수 지도 및 종합지수 성과 맵을 조회할 수 있다. 또한, 해역별 지수 및 지표를 선택할 경우 애니메이션 기능에 의해 성과 맵이 자동, 순차적으로 나타나게 하여 다양한 방법으로 MEHI MAP 내용들을 열람할 수 있도록 하였다.

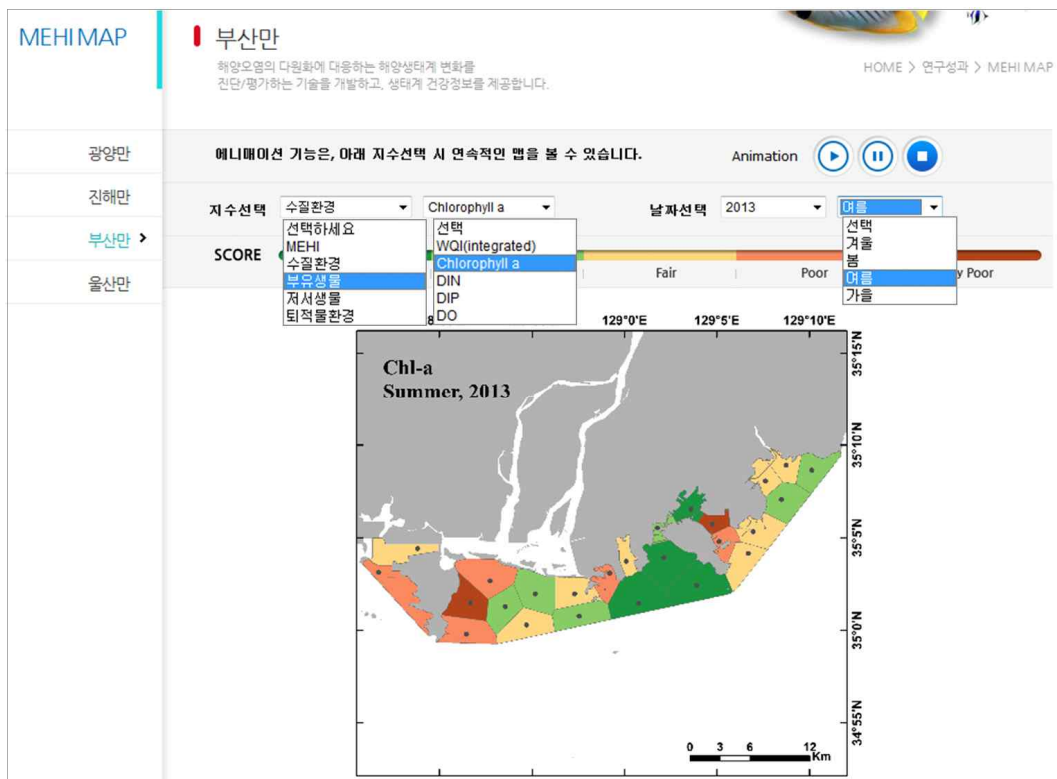


Figure 4-5-23. Web-site interface for MEHI map service.

MEHI 해역선택은 좌측에 배치하였고 이외의 지수 및 지표, 날짜 선택은 콤보박스 형태로 구성하였으며 선행 값을 선택함에 따라 하부 정보가 다음 선택 콤보박스에 순차적으로 배치되도록 하였다. 또한 화면 우측 하단에 애니메이션 컨트롤 버튼을 배치하여 성과맵을 연속해서 자동으로 볼 수 있도록 개발하였다.

6) MEHI 웹사이트 구축 결과 화면

Figure 4-5-24와 같이 메인페이지는 남해 대상해역의 환경, 해수샘플링, 실험분석, 생물사진, MEHI MAP의 총 5가지 테마를 순서대로 자동애니메이션 기법으로 이미징하여 사이트의 의미를 초기화면에서 부각하고자 하였다.

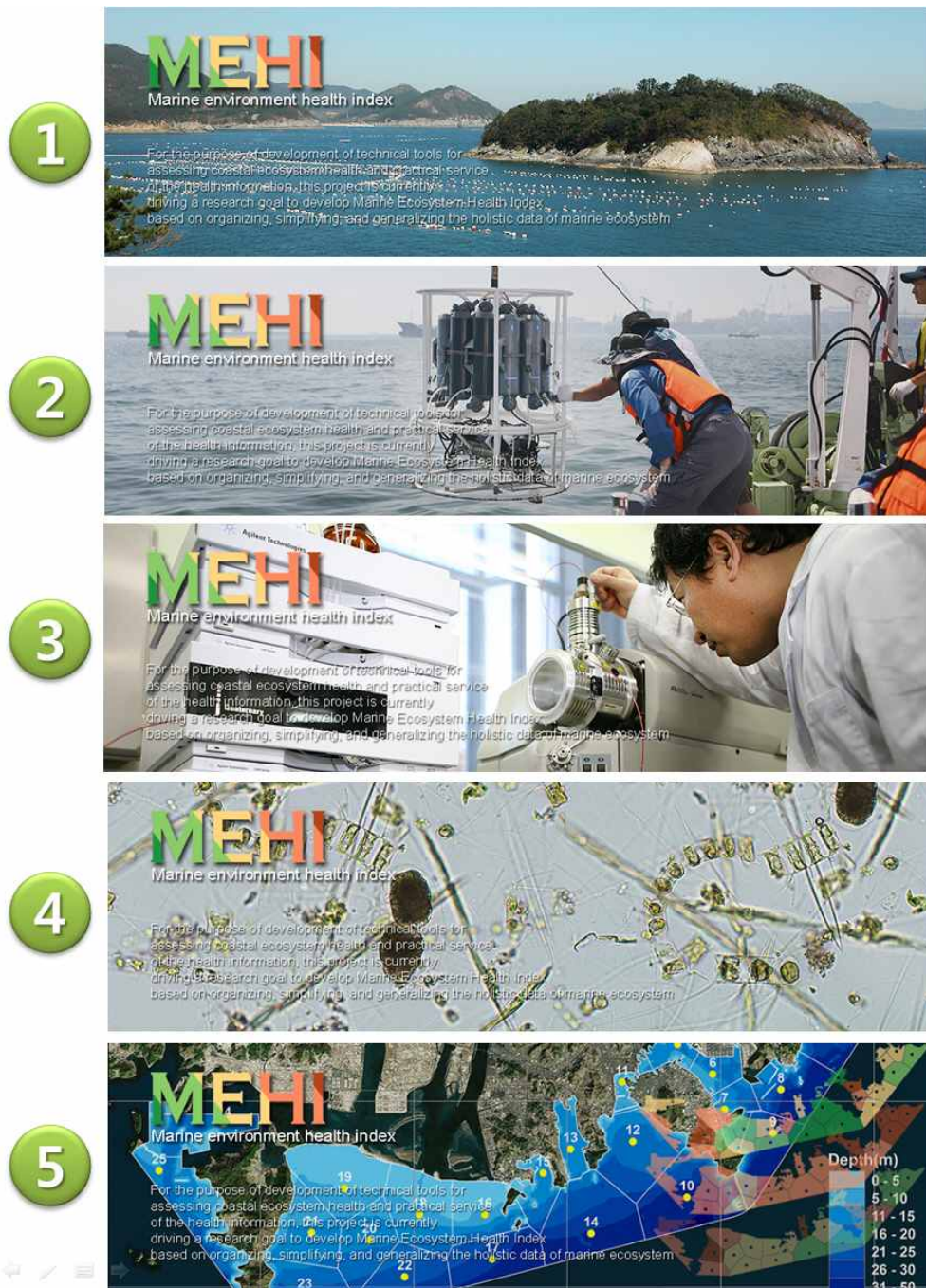


Figure 4-5-24. MEHI web-site main screen.

사이트 페이지는 1단계 5개 메뉴, 2단계 13개 메뉴, 3단계 메뉴 18개로 구성하였으며, 각 단위 페이지들은 분량에 따라 스크롤과 하이퍼링크 기능으로 열람할 수 있도록 하였다. 주요 각 콘텐츠는 Figure 4-5-25와 같이 상호 연결되도록 구성하여 정보를 찾아가는데 편리성을 도모하였다.

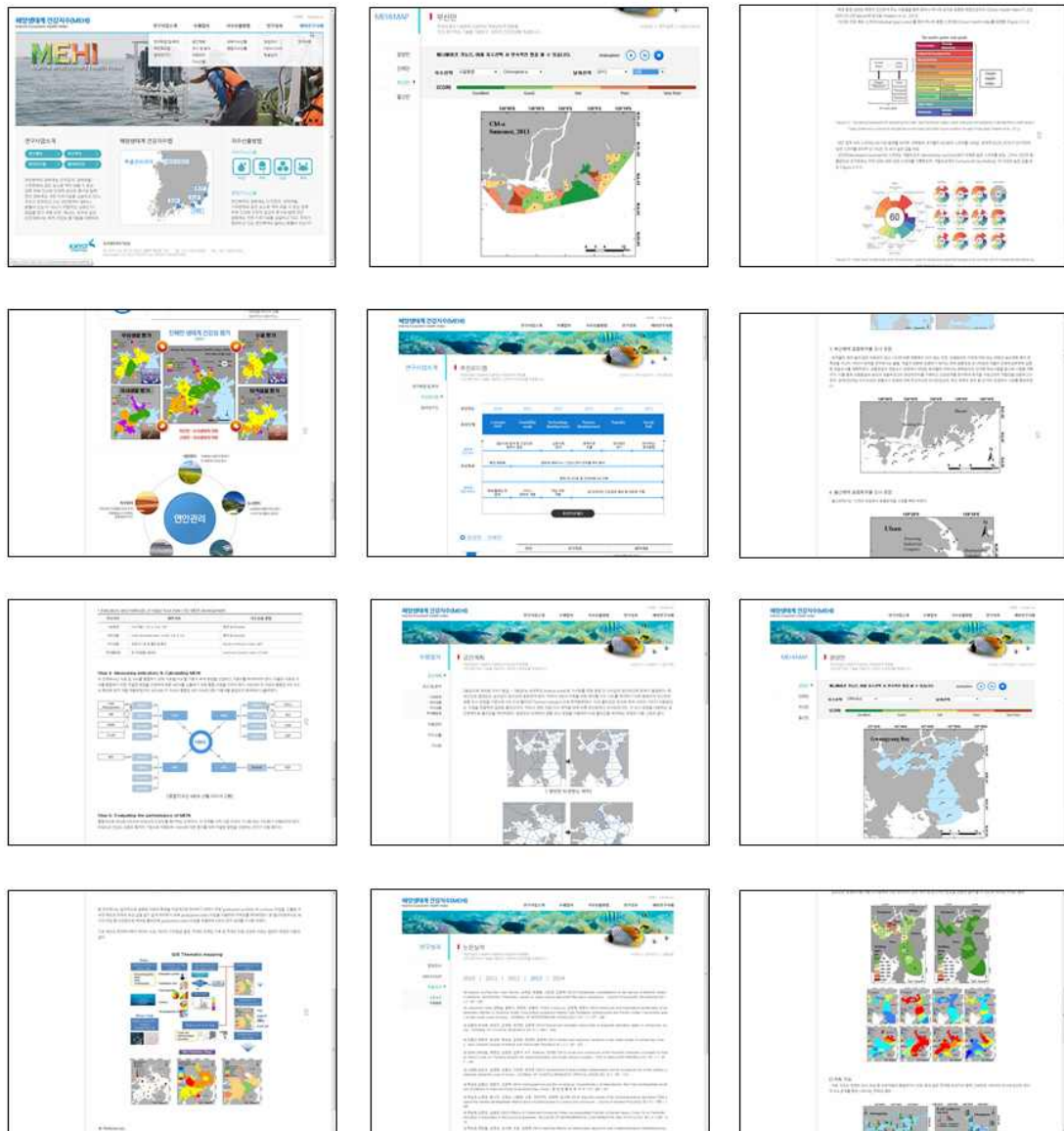


Figure 4-5-25. Sample of MEHI web-site screens.

제6절 해양생태계 건강성 통합평가

1. 통합지수 (MEHI)의 연도별/해역별 변화

4대 세부지수 (수질, 퇴적물질, 부유생물, 저서생물)를 동일한 가중치 (25%)를 두고 사계절을 통합한 결과인 해양생태계 건강지수 (MEHI)를 보면 다음과 같다 (Fig. 4-6-1).

2010년부터 2015년까지 6년간 매년 산출된 진해만 생태계 건강성 평가 연도별 변화를 살펴보면, 마산만 내측의 경우 지속적으로 Poor등급 불건강한 평가를 보여 진해만 내에서 우선적으로 관리가 요구되는 수역으로 판단되며, 행암만은 2010년 Fair등급을 보였으나 그 후에는 Poor등급으로 건강성이 악화되었으며 고현만도 Fair 또는 Poor등급으로 연도별 변화를 보여 향후 건강성 악화로 진행 여부 추적이 필요하다.

2013년과 2015년 3년간 부산해역에서 산출된 4대 세부지수의 통합결과는 동일하게 부산 남항 인근 수역에서만 Poor등급의 불건강한 상태가 평가되었고 이 같은 원인은 저서생물지수와 퇴적물질지수가 동시에 Very Poor으로 가장 불건강한 결과에 기인 한다. 이 밖에 부산항과 다대포항, 수영만에서 Fair 등급을 보여 이 수역들도 향후 건강성 악화될 가능성이 잠재된 수역으로 판단된다.

2013년과 2015년 3년간 울산만에서 산출된 4대 세부지수의 통합결과는 울산항 내에서 Poor등급이 평가되었다. 이 수역은 수질등급과 퇴적물질 등급이 나쁜 결과가 영향을 미쳤다. 이 밖에 장생포항을 포함한 태화강 하구역과 온산항 수역에서는 Fair등급을 보여 향후 건강성 악화의 가능성이 보이며 나머지 외해역은 Good등급으로 평가되었다.

2. 우선관리대상 해역 및 관리요소 제안

광양만의 경우 통합지수가 Fair 이상의 비교적 양호한 해양생태계 건강성 평가를 보였으나, 진해만은 6년 동안 유사하게 마산만 내측과 행암만과 고현만이 Poor의 평가를 보였다. 부산해역은 남항의 자갈치시장 앞 해역과 울산만은 울산항에서 Poor 등급을 기록하였다. 따라서 이 들 수역은 각 특별관리 해역 내에서 우선 관리가 필요한 수역으로 판단되며, 각 수역의 문제가 되는 우선관리요소와 생태계 위해현상은 지역별 차이를 보임으로 수역에 따른 차별화된 관리방안 수립이 요구된다 (Table 4-6-1).

마산만 내측은 식물플랑크톤 이상 증식과 저서빈산소로 인한 저서생물 서식환경이 훼손되어 있었다. 따라서 이 수역은 질산염과 인산염을 관리가 우선되어야 건강성을 회복할 수 있다. 행암만의 경우 주요 생태계 위해 현상은 유해성 미세조류 대발생(Harmful algal bloom, HAB)으로 마산만 내측과 유사하게 질산염과 인산염의 관리가 우선적으로 시행되어야 HAB를 저감시킬 수 있다. 고현만의 경우 퇴적물질의 TBT가 최우선으로 관리되어야 하며 TBT는 주로 선박의 방오도로 물질로 사용되기 때문에 인근 조선소로부터 TBT 유입을 차단하는 관리방안을 수립해야 한다.

부산해역의 경우 자갈치 시장 인근의 남향의 관리가 우선되어야 한다. 남향은 저서생태계가 크게 훼손되어 있으며 아울러 퇴적물질 TBT와 중금속 구리의 농도가 높아 문제가 되고 있다. 따라서 남향의 경우 관련 퇴적물질 관리가 시급하다.

울산만의 경우 울산항이 가장 관리가 필요한 수역이며, 수질과 퇴적물이 동시에 관리되어야 하는 수역이다. 수질의 경우 질산염과 인산염의 농도를 낮추어야 하며, 퇴적물 TBT와 구리의 농도를 감소시켜야 한다. 울산항의 경우 생태계 이상 현상은 고밀도의 박테리아와 대장균 분포로 향후 이들 문제를 해소시키는 방안이 마련되어야 울산만의 건강성이 유지될 수 있다.

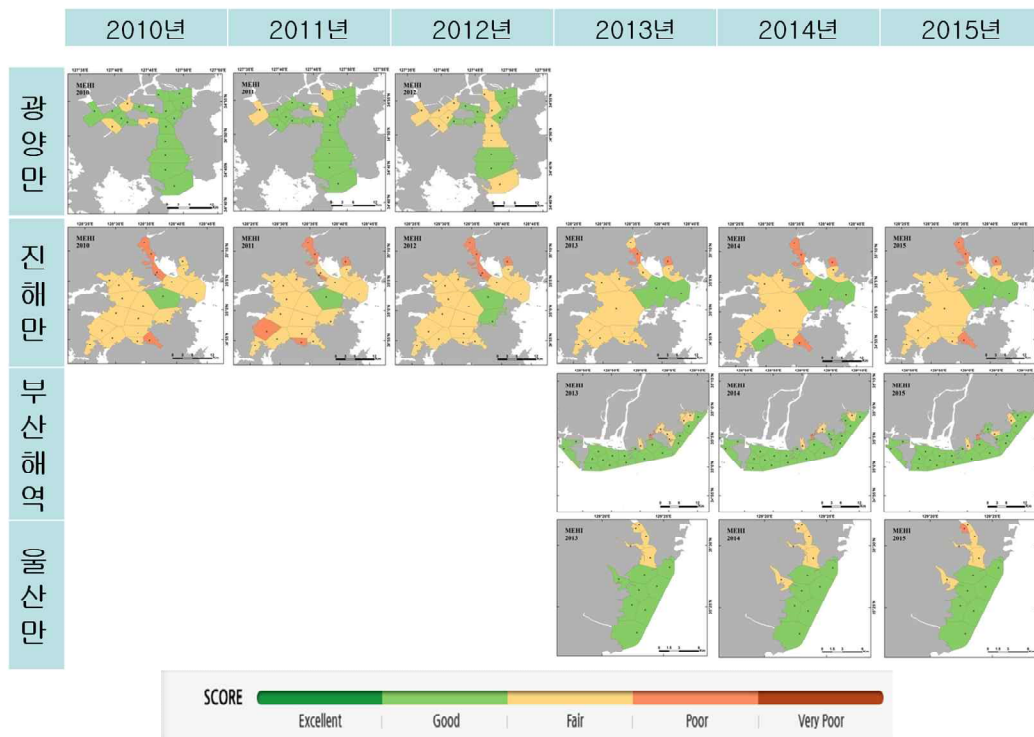


Figure 4-6-1. Annual changes of marine ecosystem health index (MEHI) in the special management areas of the South Sea from 2010 to 2015.

Table 4-6-1. Areas and factors targeted for management priority and for recovering ecosystem health.

해역	집중관리수역	집중관리요소	주요 생태계 위해현상
진해	마산만 내측	수질(DIN, DIP)	식물플랑크톤 이상증식 저서서식환경훼손 (빈산소환경)
	행암만	수질(DIN, DIP)	식물플랑크톤 이상증식 HAB 증식
	고현만	퇴적물(TBT)	저서생물 멸종
부산	남항	퇴적물(TBT, Cu)	저서생물 다양성 감소 (오염지시종 창궐)
울산	울산항	수질(DIN, DIP) 퇴적물(TBT, Cu)	박테리아, 대장균 고밀도

제5장 연구개발 결과 활용계획

과제 종료 후 해양환경정책 수립을 위한 기여 방안

- 2단계 6년간 조사결과 광양만의 생태계 건강성은 비교적 양호하나 진해만은 불건강성이 감지됨으로 특히 고현만 TBT관리 등 우심해역의 핵심위해요인의 정보를 관련 정부기관에 제공
- 특별관리해역 중 동남부에 위치하는 부산해역과 울산만의 건강성 평가결과를 완성하여 선별된 우심해역과 색출된 핵심관리요소의 결과를 정부관련 기관에 제공하여 해역의 우선관리 방안 수립에 기여
- 남해특별관리해역 4개 수역 (광양만, 진해만, 부산해역, 울산만)의 해양생태계 건강성 평가 결과를 온라인 매체 서비스 시스템을 완성하여 정부관련자와 자료 제공 수위 여부의 결정
- 향후 Korea Bay Program of marine ecosystem health assessment 기획을 수행하여 지리적 확대 평가를 통해 국내 내만 생태계 건강성 평가로 발전 방향의 제안
- 국내 타 해역의 해양생태계 건강성 평가를 위한 벤치마킹 대상으로 전문가 활동 및 기술적 노하우 제공

참고문헌

참고문헌

- 김동우. 2011. 남해 환경보전해역의해양환경 특성. 전남대학교 석사학위논문, pp. 112.
- 국토해양부. 2010. 유류오염 환경재해 평가기술개발. BSPM54770-2105-4.
- 서진영, 박소현, 임현식, 장만, 최진우. 2009. 인천항 및 부산항의 여름철 대형저서동물군집의 구조. 한국환경생물학회지, 27:6-19.
- 서해수산연구소 (2006) 생물검정법을 이용한 해양환경평가기법개발 외부연구용역: 해조류, 해산어류 및 저서생물 독성평가 기법 개발과 교차분석 (최종보고서), pp. 189.
- 이재학, 고병설, 박홍식. 1997. 인천연안역 저서동물의 종조성을 이용한 환경평가. 한국수산학회지, 30: 771-781.
- 이재학, 박자양, 박홍식, 이형곤, 김동성. 2003. 저서오염지수 (BPI)를 이용한 시화호 환경평가. OPR, 25:183-200.
- 이정석, 이승민, 박경수. 2008. 국내산 저서 단각류를 이용한 퇴적물 독성시험법 개발에 관한연구. Journal of the Korean Society of Oceanography, 13(2): 147-155.
- 임경훈, 신현출, 윤성명, 고철환. 2007. 진해만 대형 저서동물군집 분석을 통한 저서환경 평가. 한국해양학회지, 12: 9-23.
- 임동일, 김영옥, 강미란, 장풍국, 신경순, 장만. 2007. 한국 남해 마산만에서 수질환경의 계절적 변동과 기초생산 제한인자. Ocean and Polar Research, 29:349-366.
- 정래홍, 서인수, 이원찬, 김형철, 박상률, 김정배, 오철웅, 최병미. 2014. 천수만에 서식하는 대형저서동물의 춘계와 하계의 군집구조 및 건강도 평가. 한국해양학회지, 19, 272-286.
- 최진우, 서진영. 2007. 마산만 저서생태계를 중심으로 연안역 건강성 평가를 위한 저서생물지수의 적용. Ocean and Polar Research, 29, 339-348.
- 최진우, 현상민, 장만. 2003. 저서동물에 의한 여름철 광양만의 저서환경 상태파악, 환경생물학회지, 21:101-113.
- 한국해양과학기술원. 2013. 남해 특별관리해역 생태계 건강지수 개발. BSOE98745-10195-3.
- 한국해양연구소. 1993. 해양 저서생물상에 의한 환경평가. p51-82.
- 해양수산부. 1998. TBT 오염실태 조사 및 대책 수립연구.
- 해양수산부. 2001. 전국연안의 지속성 유기물질 오염실태 조사 연구. BSPM 00070-1336-3.

- 해양수산부. 1998. 해양환경공정시험법. 해양수산부고시 제 1998-4호. pp. 316.
- 환경부. 2005. 브롬화 난연제의 국제적 규제동향과 대응방안 연구. p.63, 72-73.
- Allen-Gil, S. M., Gubala, C. P., Wilson, R., Landers, D. H., Wade, T. L., Sericano, J. L. 1997. Organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls (PCBs) in sediments and biota from four US Arctic Lakes. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 33:378-387.
- Al-Odaini, N. A., Hong, S. H., Yim, U. H., Kim, N. S., Shim, W. J. 2013. Isotopic dilution determination of emerging flame retardants in marine sediments by HPLC-APCI-MS/MS. *Analytical Methods*, 7:1771-1778.
- Berge, J. A. 1990. Macrofauna recolonization of subtidal sediments. Experimental studies on defaunated sediment contaminated with crude oil two Norwegian fjords with unequal eutrophication status. I. Community responses. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 66:103-115.
- Blumer, M. 1975. Polycyclic aromatic compound in nature. *Scientific American*, 234:34-45.
- Borja, A., Franco, J., Pérez, V. 2000. A Marine Biotic Index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within European estuarine and coastal environments. *Mar. Poll. Bull.*, 40:1100-1114.
- Borja, A., Franco, J., Valencia, V., Bald, J., Muxika, I., Belzunce, M. J., Solaun, O. 2004. Implementation of the European water framework directive from the Basque county (northern Spain): a methodological approach. *Mar Poll Bull* 48: 209-218.
- Clarke, K. R., Warwick, R. M. 1994. Changes in marine communities: An approach to statistical analysis and interpretation. UK, Plymouth Marine Laboratory, p. 144.
- Calvert, S. E. 1976. Mineralogy and geochemistry of nearshore sediments. In: *Chemical Oceanography*, Vol. 6 2nd ed., eds by Riley, J.P. and R. Chester. Academic Press, London, p. 187-280.
- CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment). 2002. Canadian sediment quality guidelines for the protection of aquatic life. In: *Canadian Environmental Quality Guidelines*. Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg, MB.
- CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment). 2001. Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life: Canadian Water Quality Index 1.0, Technical Report. In: *Canadian Environmental Quality Guidelines*, 1999, Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg, Manitoba, Canada.
- Chapman, P. M., Dexter, R. N., Long, E. R. 1987. Synoptic measures of

- sediment contamination, toxicity and infaunal community composition (the Sediment Quality Triad) in San Francisco Bay. *Marine Ecological Progress Series*, 37:75-96.
- Chen, S. J., Gao, X. J., Mai, B. X., Chen, Z. M., Luo, X. J., Sheng, G. Y., Fu, J. M., Zeng, E. Y. 2006. Polybrominated diphenyl ethers in surface sediments of the Yangtze River Delta: Levels, distribution and potential hydrodynamic influence. *Environmental Pollution*, 144:951-957.
- Choi, H. G., Moon, H. B., Choi, M. K., Yu, J. 2011. Monitoring of organic contaminants in sediments from the Korean coast: Spatial distribution and temporal trends (2001 - 2007). *Marine pollution Bulletin*, 62:1352-1361.
- Choi, M., Moon, H. B., Yu, J., Eom, J. Y., Choi, H. G. 2009. Butyltin contamination in industrialized bays associated with intensive marine activities in Korea. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 57:77-85.
- Cischem. 2005. Report on the recent international and Korean market demand for flame retardants and international regulations. Cischem. Com. Co. Ltd. (in Korean), Nov.10, 2005. pp.112 (339 pages report).
- Covaci, A. S., Harrad, M. A.-E., Abdallah, N., Ali, R. J., Law, D., Herzke, C. A. de Wit. 2011. Novel brominated flame retardants: A review of their analysis, environmental fate and behavior. *Environment International*, 37:532-556.
- Covaci, A., Gerecke, A. C., Law, R. J., Voorspoels, S., Kohler, M., Heeb, N. V., Leslie, H., Allchin, C. R., de Boer, J. 2006. Hexabromocyclododecanes (HBCDs) in the environment and humans: A review. *Environmental Science and Technology*, 12:3679-3688.
- Dauer, D. M. 1993. Biological criteria, environmental health and estuarine macrobenthic community structure. *Mar Poll Bull* 26:249-257.
- Dauer, D. M., Alden R. W. 1995. Long-term trends in the macrobenthos and water quality of the Lower Chesapeake Bay. *Mar. Poll. Bull.*, 30:840-850.
- Davis, E. F., Stapleton, H. M. 2009 Photodegradation pathways of nonabrominated diphenyl ethers, 2-ethyl-hexyl-tetrabromobenzoate and di(2-ethylhexyl)tetrabromophthalate: Identifying potential markers of photodegradation. *Environ. Sci. Technol*, 43:5739-46.
- Ferrara, F., Fabietti, F., Delise, M., Bocca, A. P., Funari, E. 2001. Alkylphenolic compound in edible molluscas of the Adriatic Sea (Italy). *Environmental Science and Technology*, 35:3109-3112.

- Garpentine, L., Marvin, C., Painter, S. 2002. Initial development and evaluation of a sediment quality index for the Great Lakes region. *Human and Ecological Risk Assessment*, 8:1549-1567.
- Gauthier, L. T., Potter, D., Hebert, C. E., Letcher, R. J. 2009. Temporal trends and spatial distribution of non-polybrominated diphenyl ether flame retardants in the eggs of colonial populations of Great Lakes herring gulls. *Environ Sci Technol*, 43:312-7.
- Giordani, G., Zaldivar, J. M., Viaroli, P. 2009. Simple tools for assessing water quality and trophic status in transitional water ecosystems. *Ecological indicators*, 9:982-991.
- Hargrave B. T., Phillips, G. A., Vass, W. P., Bruecker, P., Welch, H. E., Siferd, T. D. 2000. Seasonality in bioaccumulation of organochlorines in lower trophic level Arctic marine biota. *Environmental Science and Technology*, 34:980-987.
- Harju, M., Heimstad, E., Herzke, D., Sandanger, T., Posner, S., Wania, F. 2009. Current State of Knowledge and Monitoring requirements for emerging "new" brominated flame retardants in flame retarded products and the Environment, 2008, TA 2462/2008, Report for the Climate and Pollution Agency, Norway.
- Harrad, S., Abdallah, MA-E., Covaci, A. 2009. Causes of variability in concentrations and diastereomer patterns of hexabromocyclododecanes in indoor dust. *Environ. Int.* 35:573-579.
- Hawrelak, M., Bennett, E., Metcalfe, C. 1999. The environmental fate of the primary degradation products of alkylphenol ethoxylate surfactants in recycled paper sludge. *Chemosphere*, 39:745-752.
- Hong, S. H., Kannan, N., Jin, Y. N., Won, J. H., Han, G. M., Shim, W. J. 2010. Temporal trend, spatial distribution, and terrestrial sources of PBDEs and PCBs in Masan Bay, Korea. *Marine Pollution Bulletin*, 60:1836-1841.
- Hong, S. H., Yim, U. H., Shim, W. J., Oh, J. R. 2005. Congener Specific Survey for Polychlorinated Biphenyls in Sediments of Industrialized Bays in Korea: Regional Characteristics and Pollution Sources. *Environmental Science and Technology*, 39:7380-7388.
- Hong, S. H., Yim, U. H., Shim, W. J., Oh, J. R., Lee, I. S. 2003. Nationwide monitoring of polychlorinated biphenyls and organochlorine pesticides in sediments from coastal environment of Korea. *Marine Pollution Bulletin*, 46:244-253.
- Horowitz, A.J. 1991. A primer on sediment-trace element chemistry. Lewis pu., USA, pp. 136.

- ICPS. 1997. Environmental Health Criteria : Flame Retardants-General introduction.
- Isobe, T., Nishiyama, H., Nakashima, A., Takada, H. 2001. Distribution and behavior of nonylphenol, octylphenol, and nonylphenol monoethoxylate in Tokyo metropolitan Area: Their association with aquatic particles and sedimentary distributions. *Environmental Science and Technology*, 35:1041-1049.
- Isobe, T., Ogawa, S. P., Ramu, K., Sudaryanto, A., Tanabe, S. 2012. Geographical distribution of non-PBDE-brominated flame retardants in mussels from Asian coastal waters. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 19:3107-3117.
- Iwata, H., Tanabe, S., Sakai, N., Tatsukawa, R. 1993. Distribution of persistent organochlorines in the Oceanic air and surface seawater and the role of ocean on their global transport and fate. *Environmental Science and Technology*, 27:1080-1098.
- Jiang, C., Alexander, R., Kagi, I. R., Murray P. A. 2000. Origin of perylene in ancient sediments and its geological significance. *Organic Geochemistry*, 31:1545-1559.
- Jpn. Chem. Week. 1998. Plastic Additives. Flame retardants: DBDPO substitutes being diversified.
- Keith, T. L., Snyder, A., Naylor, C. G., Staples, C. A., Summer, C., Kannan, K., Giesy, J. P. 2001. Identification and quantitation of nonylphenol ethoxylates and nonylphenol in fish tissues from michigan. *Environmental Science and Technology*, 35:10-13.
- Kolic, T. M., Shen, L., MacPherson, K., Fayez, L., Gobran, T., Heim, P. A., 2009. The analysis of halogenated flame retardants by GC-HRMS in environmental samples. *J. Chromatogr. Sci.* 47:83-91.
- La Guardia, M. J., Hale, R. C., Harvey, F., Mainor, T. M. 2001. Alkylphenol ethoxylate degradation products in land-applied sewage sludge (biosolids). *Environmental Science and Technology*, 35:4798-4804.
- Lambhead, P. J. D., Platt, H. M., Shaw, K. M. 1983. The detection of differences among assemblages of marine benthic species based on an assessment of dominance and diversity. *J Nat Hist* 17:859-874.
- Langston, W. J., Burt, G. R., Zhou. M. J. A. F. 1987. Tin and organotin in water, sediment and biotic organisms of Poole Harbour. *Mar. Poll. Bull.*, 18:634-639.
- Lee, C. W., Min, B. Y. 1990. Pollution in Masan Bay, a matter of concern in South Korea. *Marine Pollution Bulletin*, 21:226-229.

- Lee, M. O., Kim, J. K. 2008. Characteristics of algal blooms in the southern coastal waters of Korea. *Marine Environmental Research*, 65:128-147.
- Li, D., Park, J. M., Oh, J. R. 2001. Silyl derivatization of alkylphenols, chlorophenols, and bisphenol A for simultaneous GC/MS determination. *Analytical Chemistry* 73:3089-3095.
- Long, E. R., Chapman, P. M. 1985. A sediment quality triad: measures of sediment contamination, toxicity and infaunal community composition in Puget Sound. *Marine Pollution Bulletin*, 16:405-415.
- Madigou, T., Le Goff, P., Salbert, G., Cravedi, J. P., Segner, H., Pakdel, F., Valotaire, Y. 2001. Effects of nonylphenol on estrogen receptor conformation, transcriptional activity and sexual reversion in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Aquatic Toxicology*, 53:173-186.
- Margalef, R. 1958. Information theory in ecology. *Gen. System.*, 3:36-71.
- Means, J. C., Hassett, J. J., Wood, S. G., Banwart. W. L. 1980. Sorption properties of polynuclear aromatic hydrocarbons by sediment and soils. *Environmental Science and Technology*, 14:1524-1528.
- Montone R. C., Taniguchi, S., Weber, R. R. 2001. Polychlorinated biphenyls in marine sediments of Admiralty Bay, King George Island, Antarctica. *Marine Pollution Bulletin*, 42:611-614.
- Muir D. C. G., Grift, N. P., Lockhart, W. L., Wilkinson, P., Billeck, B. N., Brunskill, G. J. 1995. Spatial trends and historical profiles of organochlorine pesticides in Arctic lake sediments. *Science of Total Environment*, 160/161:447-457.
- Muxika, I., Borja, A., Bald, J. 2007. Using historical data, expert judgement and multivariate analysis in assessing reference conditions and benthic ecological status, according to the European Water Framework Directive. *Mar. Poll. Bull.*, 55: 16-29.
- Ohta, S., Nakao, T., Nishimura, H., Okumura, T., Aozasa, O., Miyata, H. 2002. Contamination levels of PBDEs, TBBPA, PCDDs/DFs, PBDDs/DFs and PXDDs/DFs in the environment of Japan. *Organohalogen Compounds*, 57:57 - 60.
- Oros, D. R., Hoover, D., Rodigari, F., Crane, D., Sericano, J. 2005. Levels and distribution of polybrominated diphenyl ethers in water, surface sediments, and bivalves from the San Francisco Estuary. *Environmental Science and Technology*, 39:33 - 41.
- Pan, J., Yang, Y. L., Xu, Q., Chen, D. Z., Xi, D. L. 2007. PCBs, PCNs and PBDEs in ediments and mussels from Qingdao coastal sea in the frame of current circulations and influence of sewage sludge. *Chemosphere*,

66:1971 - 1982.

- Parsons, T. R., Maita, Y., Lalli, C. M. 1984. A manual of chemical and biological methods for seawater analysis. Pergamon Press, Oxford, p. 173.
- Pearson, T. H., Rosenberg, R. 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.*, 16: 229-311.
- Pielou, E. C. 1966. The measurement of diversity in different types of biological collections J. *Theory. Biolo.*, 13:131-144.
- Poter, K. G. and Y. S. Feig. 1980. The use of DAPI for identifying and counting aquatic microflora. *Limnology and Oceanography*, 25:943-948.
- Reish, D. J., Gerlinger, T. V. 1984. The effects of cadmium, lead and zinc on survival and reproduction in the polychaetous annelid *Neanthes arenaceodentata* (F. Nereidae). *Proc. First Int. Polychaete Conf.*, p. 383-389.
- Samara, F., Tsai, C. W., Aga, D. S. 2006. Determination of potential sources of PCBs and PBDEs in sediments of the Niagara River. *Environ. Pollut.* 139:489 - 497.
- Schlautman, M. A., Morgan, J. J. 1993. Effects of aqueous chemistry on the binding of polycyclic aromatic hydrocarbons by dissolved humic materials. *Environmental Science & Technology*, 27:961-969.
- Shannon, C. E., Weaver, W. 1963. The mathematical theory of communication. Univ. Illinois Press, Urbana, pp. 177.
- Shim, W. J., Hong, S. H., Yim, U. H., Kim, N. S., Oh, J. R. 2002. Horizontal and vertical distribution of butyltin compounds in sediments from shipyard in Korea. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 43:277-283.
- Silliman, J. E., Meyers, P. A., Eadie, B. J., and Klump, J. V. 2001. A hypothesis for the origin of perylene based on its low abundance in sediments of Green Bay, Wisconsin. *Chemical Geology*, 177:309-322.
- Singh, K. P., Malik, A., Mohan, D., Sinha. S. 2004. Multivariate statistical techniques for the evaluation of spatial and temporal variation in water quality of Gomti River (India) - a case study. *Water Research*, 38:3980-3992.
- Smith, S. L., MacDonald, D. D., Keenleyside, K. A., Ingersoll, C. G., Field, J. 1996. A preliminary evaluation of sediment quality assessment values for freshwater ecosystem. *Journal of Great Lakes Research*, 22, 624-638.
- Soma, Y., Tanaka, A., Soma, M., Kawai T., et al. 1996. Photosynthetic

- pigments and perylene in the sediments of southern basin of Lake Baikal. *Organic Geochemistry*, 24:553-561.
- UN-ECE. 1998. Draft Protocol to the Convention on Long-range Air Pollution on Persistent Organic Pollutants. (EB.AIR/1998/2). Convention on Long-range Transboundary Air Pollution, United Nations Economic and Social Council, Economic Commission for Europe.
- UNEP. 1999. Guidelines for the identification of PCBs and materials containing PCBs. UNEP reports in Inter-Organization Programme for the sound Management of Chemicals (IOMC). Geneva, Switzerland.
- US EPA. 1994. Methods for assessing the toxicity of sediment-associated contaminants with estuarine and marine amphipods. United States Environmental Protection Agency. EPA/600/R-94/025. pp. 140.
- US EPA. 2008. National coastal condition report III. <http://www.epa.gov/nccr>.
- Van Dolah, R. F., Hyland, J. L., Holland, A. F., Roesn, J. S., Snoots, T. R. 1999. A benthic index of biological integrity for assessing habitat quality in estuaries of the southeastern USA. *Mar. Environ. Res.*, 48:269-283.
- Venkatesan, M.I. 1988. Organic geochemistry of marine sediments in Antarctic region. Part II. Marine lipids in McMurdo Sound. *Organic Geochemistry*, 12:13-27.
- Walker K., Vallerio, D. A., Lewis, R. G. 1999 Factors influencing the distribution of lindane and other hexachlorocyclohexanes in the environment. *Environmental Science and Technology*, 33(24):4373-4378.
- Wang Z., Ma, Z., Lin, Z., Na, G., Yao, Z. 2009. Congener specific distributions of polybrominated diphenyl ether (PBDEs) in sediment and mussel (*Mytilus edulis*) of the Bo Sea, China. *Chemosphere*, 74:896-901.
- Warwick, R. M. 1986. A new method for detecting pollution effects on marine macrobenthic communities. *Mar. Biol.*, 92:557-562.
- Warwick, R. M., Clark, K. R., Somerfield, P. J. 2010. Exploring the marine biotic index (AMBI): variations on a theme by Angel Borja. *Mar. Poll. Bull.* 60: 554-559.
- Weisberg, S. B., Ranasinghe, J. A., Dauer, D. M., Schaffner, L. C., Diaz R. J., Frithsen, J. B. 1997. An estuarine benthic index of biotic integrity (B-IBI) for the Chesapeake Bay. *Estuaries*, 20:149-158.
- Williams, M., Logstaff, B., Buchanan, C., Llanso, R., Dennison, W. 2009. Development and evaluation of a spatially-explicit index of Chesapeake

- Bay health. *Marine Pollution Bulletin*, 59:14-25.
- Windom, H. L., Schropp, S. J., Calder, F. D., Ryan, J. D., Smith, R. G., Burney, L. C., Lewis, F. G., Rawlinson, C. H. 1989. Natural trace metal concentrations in estuarine and coastal marine sediment of the southeastern United States. *Environmental Science and Technology*, 23:314-320.
- Wollenweider, R. A., Giovanardi, F., Montanari, G., Rinaldi, A. 1998. Characterization of the trophic conditions of marine coastal waters with special reference to the NW Adriatic Sea: Proposal for a trophic scale, turbidity and generalised water quality index. *Environmetrics*, 9:329-357.
- Wurl, O., Obbard, J. P. 2005. Organochlorine pesticides, polychlorinated biphenyls and polybrominated diphenyl ethers in Singapore's coastal marine sediments. *Chemosphere*, 58:925 - 933.
- Yim, U. H., Hong, S. H., Shim, W. J., Oh, J. R., Chang, M. 2006. Spatio-temporal distribution and characteristics of PAHs in sediments from Masan Bay, Korea. *Marine Pollution Bulletin*, 50:319-326.

부 록

Appendix 1. Species list at each functional Group

Phylum	Species	B	U	J	Phylum	Species	B	U	J
Functional Group I					Pol	<i>Chone teres</i>			○
					Cru	<i>Chunella indica</i>			○
Cru	<i>Achaeus japonicus</i>	○	○	○	Mol	<i>Cingulina cingulata</i>			○
Mol	<i>Adontorhina subquadrata</i>			○	Mol	<i>Clinocardium buellowi</i>			○
Pol	<i>Aglaophamus</i> sp.	○	○	○	Mol	<i>Clinocardium californiense</i>	○		
Cru	<i>Alpheus brevicristatus</i>	○	○	○	Mol	<i>Coelomactra antiquata</i>	○		
Cru	<i>Alpheus japonicus</i>	○	○	○	Mol	<i>Coleophysis sakuraii</i>			○
Cru	<i>Alpheus</i> sp.	○	○	○	Mol	<i>Coleophysis succincta</i>			○
Mol	<i>Alvenius ojanus</i>			○	Cru	<i>Crangon affinis</i>	○	○	○
Pol	<i>Anaitides chinensis</i>	○	○	○	Mol	<i>Crassostrea gigas</i>			○
Pol	<i>Anaitides koreana</i>	○	○	○	Mol	<i>Crepidula onyx</i>	○	○	○
Pol	<i>Anaitides maculata</i>			○	Mol	<i>Cryptonatica</i> sp.			○
Pol	<i>Anaitides</i> sp.			○	Mol	<i>Ctenoides annulata</i>		○	
Cru	<i>Anatanais normani</i>	○	○	○	Mol	<i>Cycladicama lunaris</i>		○	○
Cru	<i>Anatanais</i> sp.			○	Mol	<i>Cylichnatys angusta</i>			○
Cni	<i>Anthopleura</i> sp.			○	Mol	<i>Didimarca tenebricum</i>			○
Cni	Anthozoa	○	○	○	Cru	<i>Diogenes edwardsii</i>	○	○	○
Pol	<i>Aphrodita japonica</i>	○		○	Cru	<i>Diogenes nitidimanus</i>		○	○
Pol	<i>Aphrodita</i> sp.	○	○	○	Cru	<i>Diogenes penicillatus</i>	○	○	
Mol	<i>Arca avellana</i>	○		○	Pol	<i>Diopatra</i> sp.			○
Cru	<i>Arcania undecimspinosa</i>	○		○	Pol	<i>Diopatra sugokai</i>	○	○	○
Mol	Arcidae			○	Pol	<i>Drilonereis</i> sp.	○	○	○
Mol	<i>Arcopsis symmetrica</i>	○			Ech	<i>Echinocardium coedatum</i>	○	○	○
Cho	<i>Ascidia</i> sp.			○	Cni	<i>Edwardsia japonica</i>			○
Cho	Asciidiacea sp.	○		○	Cru	<i>Eocuma hilgendorfi</i>			○
Cho	<i>Asciidiella scabra</i>		○	○	Mol	<i>Eocylichna braunsi</i>			○
Cru	<i>Asellus</i> sp.			○	Pol	<i>Eteone longa</i>	○	○	○
Ech	<i>Asterina pectinifera</i>			○	Cru	<i>Euclate crenata</i>	○	○	○
Ech	<i>Asterina pacifica</i>			○	Pol	<i>Eulalia bilineata</i>			○
Ech	<i>Asterina</i> sp.			○	Pol	<i>Eulalia viridis</i>			○
Cru	<i>Asthenognathus inaequipes</i>	○	○	○	Pol	<i>Eumida sanguinea</i>	○	○	○
Cru	<i>Asthenognathus</i> sp.			○	Pol	<i>Eumida</i> sp.	○	○	○
Mol	<i>Asthenothaerus pusilla</i>	○			Mol	<i>Eunaticina papilla</i>	○		
Mol	<i>Asthenothaerus sematana</i>			○	Pol	<i>Eunice antennata</i>			○
Cru	<i>Athanas japonicus</i>			○	Pol	<i>Eunice indica</i>	○		
Cru	<i>Athanas lamellifer</i>	○	○	○	Pol	<i>Eunice mucronata</i>		○	
Mol	<i>Atrina pectinata</i>	○	○	○	Pol	<i>Eunice</i> sp.	○	○	○
Hem	<i>Balanoglossus</i> sp.			○	Pol	<i>Eunoe</i> sp.	○	○	○
Mol	<i>Barbatia stearnsii</i>	○		○	Mol	<i>Felaniella usta</i>	○	○	○
Mol	<i>Bullacta exarata</i>			○	Cni	<i>Flosmaris mutsuensis</i>			○
Pol	<i>Cabira</i> sp.	○	○		Mol	<i>Fluvia hungerfordi</i>	○		
Mol	<i>Calliostoma koma</i>			○	Mol	<i>Fluvia undatopicta</i>		○	○
Mol	<i>Calyptraea morbida</i>			○	Mol	<i>Fulvia mutica</i>	○		○
Cru	<i>Cancer gibbosulus</i>	○	○	○	Mol	<i>Fusinus</i> sp.			○
Cru	<i>Caprella acanthogaster</i>			○	Cru	<i>Galathea orientalis</i>	○	○	○
Cru	<i>Caprella californica</i>			○	Cru	<i>Gammaridae</i> sp.		○	○
Cru	<i>Caprella penantis</i>			○	Cru	<i>Gammaridae</i> unid.	○	○	○
Cru	<i>Caprella simplex</i>			○	Cru	<i>Gammaropsis japonicus</i>	○	○	○
Cru	<i>Caprella</i> sp.		○	○	Cru	<i>Gammaropsis</i> sp.	○		
Cru	<i>Carcinoplax vestitus</i>	○	○	○	Cru	<i>Gammaropsis utinomi</i>	○	○	○
Pol	<i>Ceratoneis mirabilis</i>			○	Hem	<i>Glandiceps hacksii</i>	○		
Cru	<i>Charybdis bimaculata</i>	○	○	○	Pol	<i>Glycera alba</i>	○	○	○
Cru	<i>Charybdis japonica</i>	○	○	○	Pol	<i>Glycera capitata</i>	○		○
Cru	<i>Charybdis</i> sp.			○	Pol	<i>Glycera chirori</i>	○	○	○
Mol	<i>Chemnitzia multigyra</i>			○	Pol	<i>Glycera cinnamonea</i>	○		
Cho	Chionidae unid.	○		○	Pol	<i>Glycera convoluta</i>			○
Mol	<i>Chlamys farreri</i>			○	Pol	<i>Glycera macrobranchia</i>	○		
Pol	<i>Chone</i> sp.	○	○	○	Pol	<i>Glycera nicobarica</i>	○	○	○

Appendix 1. Continued

Phylum	Species	B	U	J	Phylum	Species	B	U	J
Pol	<i>Glycera onomichiensis</i>			○	Mol	<i>Mytilus galloprovincialis</i>		○	○
Pol	<i>Glycinde gurjanovae</i>			○	Mol	Naticidae unid.	○		○
Pol	<i>Glycinde</i> sp.	○	○	○	Pol	<i>Nephtys caeca</i>	○	○	
Cru	<i>Gnathia</i> sp.		○		Pol	<i>Nephtys californiensis</i>	○	○	
Pol	<i>Goniada maculata</i>	○	○	○	Pol	<i>Nephtys oligobranchia</i>	○	○	○
Pol	<i>Goniada</i> sp.			○	Pol	<i>Nephtys polybranchia</i>	○	○	○
Mol	<i>Granulilittorina exigua</i>	○			Pol	<i>Ninoe japonica</i>	○	○	
Cni	<i>Halcampella maxima</i>			○	Pol	<i>Ninoe palmata</i>		○	
Pol	<i>Halosydna brevisetosa</i>	○		○	Mol	<i>Niotha livescens</i>			○
Pol	<i>Halosydropsis pilosa</i>			○	Pol	<i>Nothria</i> sp.		○	
Pol	<i>Harmothoe imbricata</i>		○		Mol	<i>Notocochlis lurida</i>			○
Pol	<i>Harmothoe</i> sp.	○	○	○	Pla	<i>Notoplana japonica</i>			○
Pol	<i>Harmothoinae</i> spp.			○	Pla	<i>Notoplana reticulata</i>			○
Cru	<i>Harpinia miharaensis</i>	○		○	Mol	<i>Odostomia desimana</i>			○
Cru	<i>Harpinia</i> sp.	○	○	○	Pol	<i>Onuphis</i> sp.			○
Cru	<i>Hemigrapsus penicillatus</i>			○	Cru	<i>Oratosquilla oratoria</i>	○	○	○
Cru	<i>Hemigrapsus sinensis</i>			○	Cru	<i>Oregonia gracilis</i>			○
Cru	<i>Heptacarpus rectirostris</i>			○	Pol	<i>Owenia fusiformis</i>	○	○	○
Pol	Hydroids			○	Pol	<i>Owenia gomsoni</i>	○	○	
Pol	<i>Hydroides ezoensis</i>			○	Cru	<i>Paguristes ortmanni</i>			○
Pol	<i>Inermonephtys inermis</i>	○	○		Cru	<i>Pagurus lanuginosus</i>			○
Mol	<i>Iravadia yendoi</i>			○	Cru	<i>Pagurus proximus</i>			○
Mol	<i>Japeuthria ferrea</i>	○	○		Cru	<i>Pagurus</i> sp.	○		
Mol	<i>Laternula anatina</i>	○	○		Cru	<i>Palaemon</i> sp.	○		
Mol	<i>Laternula truncata</i>	○	○		Mol	<i>Paphia undulata</i>	○	○	○
Mol	Laternulidae unid.			○	Mol	<i>Papyriscala harimaense</i>			○
Cru	<i>Latreutes planirostris</i>			○	Cru	<i>Paradexamine barnardi</i>		○	○
Pol	<i>Lepidonotinae</i> spp.			○	Cru	<i>Paradexamine jindoensis</i>			○
Pol	<i>Lepidonotus helotypus</i>	○	○	○	Cru	<i>Parapenaepsis tenella</i>			○
Pol	<i>Lepidonotus</i> sp.	○	○	○	Cru	<i>Parthenope validus</i>			○
Pol	<i>Lepidonotus squamatus</i>			○	Mol	Patellidae unid.			○
Cru	<i>Leptochela aculeocaudata</i>			○	Mol	<i>Periploma japonicum</i>			○
Cru	<i>Leptochela gracilis</i>	○	○	○	Pol	<i>Perolepis</i> sp.	○	○	
Cru	<i>Leptochella</i> sp.	○		○	Pol	<i>Perolepis stylolepis</i>	○	○	○
Cru	<i>Leucothoe incisa</i>			○	Mol	<i>Phacosoma japonicum</i>			○
Cru	<i>Leucothoe nagatai</i>		○	○	Mol	<i>Philine argentata</i>			○
Pol	<i>Leucothoe spinicarpa</i>		○		Mol	<i>Philine scalpta</i>	○	○	○
Cru	<i>Liljeborgia japonica</i>	○	○	○	Mol	<i>Philine vitrea</i>			○
Mol	<i>Liljeborgia</i> sp.			○	Mol	Philinidae		○	
Nem	<i>Lineus</i> sp.			○	Cru	<i>Philomedes japonica</i>			○
Cru	<i>Lissotesta sobrina</i>			○	Pol	<i>Pilargis</i> sp.		○	○
Pol	Littorinidae unid.	○		○	Mol	<i>Pillucina pisidium</i>			○
Pol	<i>Lygdamis giardi</i>	○			Pol	Pisionidae unid.			○
Cru	<i>Lysianassidae</i> sp.	○		○	Pla	<i>Pla</i> sp.	○		
Mol	<i>Macroschisma sinensis</i>			○	Pol	<i>Platynereis bicanaliculata</i>			○
Mol	<i>Mactra iridescens</i>		○		Mol	<i>Pleurobranchaea novaezealandiae</i>			○
Cru	<i>Maera pacifica</i>	○	○	○	Pol	<i>Polydora</i> sp.	○		
Cru	<i>Maera</i> sp.	○	○	○	Pol	Polynoidae unid.			○
Cru	<i>Mandibulophoxus</i> sp.	○			Mol	<i>Pophia undulata</i>			○
Pol	<i>Marphysa sanguinea</i>	○	○	○	Por	<i>Porifera</i> sp.	○		
Cni	<i>Meteedwardsia akkeshi</i>			○	Cru	<i>Processa sulcata</i>			○
Nem	<i>Micrura</i> sp.			○	Ech	<i>Pseudocentrotus depressus</i>	○		
Mol	<i>Modiolus agripetus</i>		○		Mol	<i>Pseudoetrema fortilirata</i>			○
Mol	<i>Modiolus</i> sp.			○	Cru	<i>Pyromaia</i> sp.			○
Mol	<i>Musculus cupreus</i>			○	Cho	Pyuridae unid.	○	○	○
Pol	<i>Myriochele oculata</i>	○			Mol	<i>Reticunassa festiva</i>			○
Cru	<i>Mysid</i> sp.	○	○		Mol	<i>Retusa minima</i>			○
Mol	<i>Mytilus coruscus</i>		○		Mol	<i>Retusa sakuraii</i>			○

Appendix 1. Continued.

Phylum	Species	B	U	J	Phylum	Species	B	U	J
Mol	<i>Ruditapes bruguieri</i>			○	Cru	<i>Aoroidea complumbiae</i>			○
Mol	<i>Ruditapes philippinarum</i>	○	○		Pol	<i>Aphelochaeta</i> sp.	○	○	○
Mol	<i>Ruditapes variegatus</i>	○	○	○	Cru	<i>Apocorophium acutum</i>			○
Mol	<i>Siphonalia spadicea fuscolineata</i>		○	○	Pol	<i>Aricidea</i> spp.			○
Mol	<i>Solen</i> sp.	○			Cru	<i>Bodotria similis</i>			○
Cru	<i>Squilla coastata</i>			○	Pol	<i>Brada villosa</i>	○	○	○
Pol	<i>Stenereis fusca</i>	○	○	○	Cru	<i>Byblis japonicus</i>	○		○
Pol	<i>Sthenelais fusca</i>			○	Cru	<i>Callianassa japonica</i>	○	○	
Pol	<i>Sthenolepis</i> sp.			○	Cru	<i>Callianassa zoea</i>			○
Pol	Syllidae unid.	○	○	○	Cru	<i>Campylaspis pumila</i>			○
Cru	<i>Synchelidium lenorostratum</i>			○	Cru	<i>Caridea</i> sp.		○	
Cru	<i>Synchelidium</i> sp.	○	○	○	Cru	<i>Cerapus tubularis</i>	○		○
Pol	<i>Tambalagama fauveli</i>	○	○	○	Pol	<i>Chaetozone setosa</i>	○	○	○
Mol	<i>Telasco reeveana reeveana</i>			○	Pol	<i>Chaetozone</i> sp.	○	○	○
Pol	<i>Thalenessa digitata</i>	○	○	○	Pol	<i>Chaetozone spinga</i>	○	○	○
Mol	<i>Trabecula plicata</i>			○	Cho	<i>Ciona intestinalis</i>		○	○
Cru	<i>Trachypenaeus curvirostris</i>	○			Cru	<i>Cleantis planicauda</i>	○		○
Cru	<i>Triangle barnacle</i>	○			Cru	<i>Cleantis planirostris</i>			○
Pla	Turbellaria			○	Cru	<i>Corophium sinense</i>	○	○	○
Pol	<i>Typosyllis</i> sp.	○			Cru	<i>Corophium</i> sp.	○	○	○
Mol	<i>Umbonium costatum</i>	○			Cru	<i>Crassicorophium crassicorne</i>			○
Mol	Ungulinidae unid.	○		○	Cru	<i>Cyathura higoensis</i>	○	○	○
Cru	<i>Urothoe grimaldi japonica</i>	○			Cru	<i>Cymodoce japonica</i>			○
Cru	<i>Urothoe</i> sp.	○			Cru	<i>Dimorphostylis brevicaudata</i>			○
Mol	Veneridae	○	○	○	Cru	<i>Dimorphostylis valida</i>			○
Cni	<i>Virgularia brochi</i>			○	Mol	<i>Ennucula niponica</i>	○	○	○
Mol	<i>Volutharpa ampullacea ampullacea</i>			○	Cru	<i>Eocuma hilgendorfi</i>			○
Mol	<i>Volutharpa ampullacea perryi</i>			○	Cru	<i>Ericthognius pugnax</i>	○	○	○
Mol	<i>Voorwindia paludinoidea</i>			○	Cru	<i>Erictonius pugnax</i>			○
Mol	<i>Zeuxis castus</i>			○	Cru	<i>Eriopisella sechellensis</i>	○		○
Mol	<i>Zeuxis noguchii</i>			○	Cru	<i>Eriopisella</i> sp.			○
Mol	<i>Zeuxis siquijorensis</i>	○	○	○	Cru	<i>Eudorella pacifica</i>			○
Functional Group II					Cru	<i>Eusirus</i> sp.	○		
Mol	<i>Acila divaricata vigila</i>	○	○	○	Cru	<i>Grandidierella japonica</i>	○	○	○
Pol	<i>Amaeana occidentalis</i>			○	Cru	<i>Gynodiastylis rotundicaudatus</i>			○
Pol	<i>Amaeana</i> sp.	○	○	○	Cru	<i>Idunella chilkinsis</i>	○		○
Pol	<i>Amage auricula</i>			○	Cru	<i>Iphinoe sagamiensis</i>	○		
Pol	<i>Amega</i> sp.		○	○	Cru	<i>Iphinoe tenera</i>			○
Cru	<i>Ampelisca bocki</i>			○	Cru	<i>Ischyrocerus</i> sp.			○
Cru	<i>Ampelisca brevicornis</i>			○	Pol	<i>Lanice conchilega</i>			○
Cru	<i>Ampelisca miharaensis</i>			○	Pol	<i>Laonice cirrata</i>	○	○	○
Cru	<i>Ampelisca</i> sp.	○		○	Mol	<i>Listriella sp1.(chilkinsis)</i>			○
Pol	<i>Ampharete arctica</i>	○	○	○	Pol	<i>Loimia medusa</i>	○	○	○
Pol	<i>Ampharete</i> sp.	○	○	○	Pol	<i>Magelona japonica</i>	○	○	○
Pol	<i>Ampharetidae</i> spp.			○	Pol	<i>Magelona koreana</i>	○	○	○
Pol	<i>Amphicteis gunneri</i>	○	○	○	Pol	<i>Magelona pacifica</i>	○	○	○
Ech	<i>Amphiopholis</i> sp.	○		○	Pol	<i>Magelona</i> sp.	○		
Ech	<i>Amphioplus japonicus</i>			○	Mol	<i>Megangulus venulosus</i>	○	○	○
Ech	<i>Amphioplus</i> sp.	○		○	Pol	<i>Melinna cristata</i>	○	○	○
Ech	<i>Amphipholis</i> sp.	○	○	○	Pol	<i>Melinna elisabethae</i>	○		○
Ech	<i>Amphiporus</i> sp.			○	Pol	<i>Melinna</i> sp.		○	
Pol	<i>Amphisamytha japonica</i>	○	○	○	Cru	<i>Melita bingoensis</i>			○
Pol	<i>Amphitrite</i> sp.	○	○	○	Cru	<i>Melita koreana</i>	○		○
Cru	<i>Ampithoe</i> sp.			○	Cru	<i>Melita longidactyla</i>			○
Mol	<i>Angulus vestalioides</i>	○		○	Cru	<i>Melita rylovae</i>		○	○
Cru	<i>Aora</i> sp.	○	○	○	Cru	<i>Melita</i> sp.	○	○	○
					Cru	<i>Melitidae</i> sp.			○

Appendix 1. Continued.

Phylum	Species	B	U	J	Phylum	Species	B	U	J
Cru	Melitidae unid.		○	○	Cru	<i>Sinocorophium sinensis</i>	○	○	○
Mol	<i>Moerella iridescens</i>	○			Cru	<i>Sinocorophium</i> sp.			○
Mol	<i>Moerella jedoensis</i>	○	○	○	Pol	<i>Spio borealis</i>		○	
Mol	<i>Moerella rutila</i>	○		○	Pol	<i>Spio filicornis</i>	○	○	
Mol	<i>Moerella</i> sp.1			○	Pol	<i>Spio</i> sp.		○	○
Cru	<i>Monocorophium acherusicum</i>			○	Pol	Spionidae unid.			○
Pol	<i>Neanthes caudata</i>			○	Pol	<i>Spiophanes bombyx</i>	○	○	○
Pol	<i>Neanthes flava</i>			○	Pol	<i>Spiophanes kroyeri</i>	○	○	○
Pol	<i>Neanthes succinea</i>		○	○	Pol	<i>Spiophanes</i> sp.	○	○	○
Pol	<i>Nectoneanthes latipoda</i>	○		○	Ech	<i>Stelleroidea</i>			○
Pol	<i>Nectoneanthes multignatha</i>			○	Ech	<i>Stelleroidea</i> unid.			○
Pol	<i>Nectoneanthes oxypoda</i>	○	○	○	Cru	<i>Stenothoe</i> sp.			○
Pol	<i>Neodorippe japonica</i>	○	○	○	Cru	<i>Symminus</i> sp.			○
Pol	Nereidae unid.	○	○	○	Cru	<i>Symmius caudatus</i>		○	○
Pol	Nereididae unid.				Cru	<i>Synidotea laevidorsalis</i>	○		○
Pol	<i>Nereis longior</i>	○	○	○	Mol	Tellinidae unid.	○	○	
Pol	<i>Nereis neoneanthes</i>			○	Pol	<i>Terebella</i> sp.			○
Pol	<i>Nereis pelagica</i>			○	Pol	Terebellidae unid.	○		○
Mol	<i>Nitidotellina hokkaidensis</i>		○	○	Pol	<i>Terebellides horikoshii</i>	○	○	○
Mol	<i>Nitidotellina iridella</i>	○			Pol	<i>Terebellides kobei</i>	○	○	
Mol	<i>Nitidotellina nitidula</i>	○	○	○	Pol	<i>Terebellides stroemii</i>			○
Ech	<i>Ophiarachnella</i> sp.	○			Pol	<i>Terebellinae</i> spp.			○
Ech	<i>Ophiopeltis sinicola</i>	○		○	Pol	<i>Tharyx</i> sp.	○		
Ech	<i>Ophiopholis aculeata</i>	○			Pol	<i>Thelepus setosus</i>			○
Ech	<i>Ophiopholis mirabilis</i>			○	Pol	<i>Thelepus</i> sp.	○	○	○
Ech	<i>Ophiura kinbergi</i>	○		○	Pol	<i>Thelepus toyamaensis</i>	○	○	○
Ech	<i>Ophiura sarsii</i>		○		Pol	<i>Trichobranchus bibranchiatus</i>	○		
Ech	<i>Ophiura</i> sp.	○		○	Pol	<i>Trichobranchus</i> sp.	○		○
Cru	<i>Orchestia</i> sp.			○	Cru	<i>Tritodynamia rathbuni</i>	○		○
Cru	<i>Orchomene breviceps</i>			○	Pol	<i>Trochochaetus</i> sp.	○	○	
Cru	<i>Orchomene naikaiensis</i>			○	Pol	<i>Tylorhynchus</i> sp.			○
Cru	<i>Orchomene obtusa</i>			○	Cru	<i>Upogebia major</i>	○	○	○
Cru	<i>Paraphoxus</i> sp.			○	Cru	<i>Xenophthalmus pinnotheroides</i>	○		○
Cru	<i>Pareurystheus</i> sp.			○	Mol	<i>Yoldia amygdalea</i>	○	○	○
Pol	<i>Pherusa plumosa</i>	○	○	○	Mol	<i>Yoldia johanni</i>		○	○
Pol	<i>Pherusa</i> sp.	○		○	Mol	<i>Yoldia</i> sp.			○
Cru	<i>Photis japonica</i>			○	Functional Group III				
Cru	<i>Photis longicaudata</i>	○	○	○	Pol	<i>Amphinome</i> sp.		○	○
Cru	<i>Photis reinhardi</i>			○	Ech	<i>Aphiura sinicola</i>	○		○
Cru	<i>Phoxocephalus</i> sp.			○	Sip	<i>Apionsoma misakiana</i>			○
Cru	<i>Pilumnus minutus</i>	○			Pol	<i>Aricidea pacifica</i>			○
Cru	<i>Pinnixa rathbuni</i>	○	○	○	Pol	<i>Aricidea assimilis</i>	○	○	○
Cru	<i>Pinnixa</i> sp1.			○	Pol	<i>Aricidea hartley</i>	○	○	
Cru	<i>Pinnotheres sinensis</i>	○		○	Pol	<i>Aricidea pacifica</i>	○	○	
Pol	<i>Pista cristata</i>	○	○	○	Pol	<i>Armandia lanceolata</i>			○
Pol	<i>Pista</i> sp.			○	Pol	<i>Cirrophorus branchiatus</i>	○		
Cru	<i>Podocerus</i> sp.			○	Pol	<i>Cirrophorus</i> sp.	○	○	
Pol	<i>Poecilochaetus japonicus</i>		○	○	Pol	<i>Clymenella enshuense</i>	○	○	○
Pol	<i>Poecilochaetus johnsoni</i>	○	○		Pol	<i>Clymenella koreana</i>	○	○	○
Cru	<i>Portunus sanguinolentus</i>	○			Pol	<i>Cossura</i> sp.	○	○	
Cru	<i>Portunus trituberculatus</i>	○			Pol	<i>Crysopetalum</i> sp.	○		
Cru	<i>Priscomilitaris tenuis</i>			○	Pol	<i>Dasybranchus cauducus</i>	○		
Cru	<i>Protomedeia</i> sp.			○	Sip	<i>Golfingia vulgaris vulgaris</i>			○
Cru	<i>Raphidopus ciliatus</i>	○		○	Pol	<i>Haploscoloplos elongatus</i>	○		○
Pol	<i>Rhynchospio asiatica</i>		○		Pol	<i>Heteromastus filiformis</i>	○	○	○
Pol	<i>Rhynchospio glutaea</i>		○		Pol	<i>Heterospio</i> sp.	○	○	○
Pol	<i>Samytha</i> sp.			○	Pol	<i>Lagis bocki</i>	○	○	○
Pol	<i>Schistomeringos</i> sp.			○					

Appendix 1. Continued.

Phylum	Species	B	U	J	Phylum	Species	B	U	J
Pol	<i>Lumbriclymene japonica</i>	○		○	Cru	<i>Jassa slatteryi</i>			○
Pol	<i>Maldane cristata</i>		○	○	Mol	<i>Macoma incongrus</i>			○
Pol	<i>Mediomastus californiensis</i>			○	Mol	<i>Macoma sector</i>		○	
Pol	<i>Notomastus latericeus</i>	○	○	○	Mol	<i>Macoma sp.</i>	○	○	○
Pol	<i>Notomastus sp.</i>	○	○	○	Mol	<i>Macoma tokyoensis</i>	○	○	○
Pol	<i>Notomastus tenuis</i>	○	○	○	Pol	<i>Mesochaetopterus sp.</i>		○	○
Pol	<i>Oncoscolex borealis</i>			○	Pol	<i>Micropodarke dubia</i>	○	○	○
Pol	<i>Ophelina acuminata</i>	○	○	○	Pol	<i>Micropodarke sp.</i>	○	○	○
Pol	<i>Paradoneis japonica</i>	○	○		Pol	<i>Micropodarkeopsis brevipalpa</i>			○
Pol	<i>Paradoneis lyra</i>	○			Mol	<i>Musculus seuhousia</i>	○	○	○
Pol	<i>Paradoneis nipponica</i>	○			Cru	<i>Nebalia bipes</i>		○	○
Pol	<i>Paralacydonia paradoxa</i>	○			Cru	<i>Nebalia sp.</i>			○
Pol	<i>Phylofelixasiaticus</i>	○		○	Pol	<i>Paraprionospio coora</i>	○	○	○
Pol	<i>Phylo sp.</i>		○	○	Pol	<i>Paraprionospio cordifolia</i>	○	○	○
Pol	<i>Podarkeopsis brevipalpa</i>	○	○	○	Pol	<i>Paraprionospio multibranchia</i>			○
Pol	<i>Podarkeopsis spp.</i>			○	Pol	<i>Paraprionospio patiens</i>	○	○	○
Pol	<i>Poecilochaetus clavatus</i>	○	○	○	Pol	<i>Podarke dubia</i>	○	○	○
Pol	<i>Praxillella affinis</i>	○	○	○	Pol	<i>Polydora cornuta</i>	○	○	○
Pol	<i>Praxillella pacifica</i>	○	○	○	Pol	<i>Polydora kempfi</i>			○
Ech	<i>Protankyra bidentata</i>	○	○	○	Pol	<i>Polydora koreana</i>	○		
Pol	<i>Scalibregma inflatum</i>	○	○		Pol	<i>Polydora ligni</i>	○	○	○
Pol	<i>Scolecopsis texana</i>			○	Pol	<i>Polydora paucibranchiata</i>	○		
Pol	<i>Scoletom longifolia</i>			○	Pol	<i>Polydora sp.1</i>			○
Pol	<i>Scoletoma fragilis</i>	○	○		Pol	<i>Prionospio bocki</i>	○	○	○
Pol	<i>Scoletoma longifolia</i>	○	○	○	Pol	<i>Prionospio cirrifera</i>	○	○	○
Pol	<i>Scoloplos armiger</i>	○	○	○	Pol	<i>Prionospio ehlersi</i>	○	○	○
Sip	<i>Siphonosoma cumanense</i>			○	Pol	<i>Prionospio japonicus</i>	○	○	
Pol	<i>Sternaspis scutata</i>	○	○	○	Pol	<i>Prionospio krusadensis</i>			○
Sip	<i>Thysanocardia nigra</i>			○	Pol	<i>Prionospio membranacea</i>			○
Pol	<i>Travisia japonica</i>	○			Pol	<i>Prionospio pardicea</i>	○	○	
Pol	<i>Travisia pupa</i>	○			Pol	<i>Prionospio pulchra</i>	○		○
Functional Group IV					Pol	<i>Prionospio sp.</i>			○
Pol	<i>Capitella capitata</i>	○	○	○	Pol	<i>Prionospio steenstrupi</i>			○
Pol	<i>Capitella sp.</i>	○		○	Pol	<i>Pseudopolydora kempfi</i>			○
Pol	<i>Capitellidae sp.</i>			○	Pol	<i>Pseudopolydora paucibranchiata</i>	○	○	○
Pol	<i>Cirratulus cirrata</i>	○			Pol	<i>Pseudopolydora sp.</i>	○	○	○
Pol	<i>Cirratulus cirratus</i>	○			Mol	<i>Raetella pulchella</i>	○	○	○
Pol	<i>Cirriformia tentaculata</i>	○	○	○	Pol	<i>Scolecopsis sp.</i>	○	○	○
Pol	<i>Dorvillea japonica</i>			○	Pol	<i>Sigambra bassi</i>	○	○	○
Pol	<i>Dorvillea matsushimaensis</i>	○	○	○	Pol	<i>Sigambra phuketensis</i>	○		
Pol	<i>Dorvillea sp.</i>	○	○	○	Pol	<i>Sigambra tentaculata</i>	○	○	○
Pol	<i>Euchone analis</i>	○	○	○	Pol	<i>Spiochaetopterus koreana</i>	○	○	○
Pol	<i>Euchone spp.</i>			○	Pol	<i>Spiochaetopterus sp.</i>	○	○	○
Cru	<i>Jassa falcata</i>	○		○	Pol	<i>Spiochaetopterus koreana</i>			○
					Mol	<i>Theora fragilis</i>	○	○	○
					Mol	<i>Thyasira tokunagai</i>	○	○	

(B: Busan, U: Ulsan, J: Jinhae, Mol: Mollusca, Pol: Polychaeta, Cru: Crustacea, Cho: Chordata, Cni: Cnidaria, Ech: Echinodermata, Hem: Hemichordata, Nem: Nemertea, Pla: Platyhelminthes, Cha: Chaetognatha, Por: Porifera, Sip: Sipunculida)

연구책임자 : 백승호, 김영옥

연구원 : 김동선 김정현 김태훈 김혜리
나공태 서진영 손문호 송영경
심원준 안준건 양범식 오정희
윤동영 이민지 이승용 임운혁
장미 장운애 정미희 정진현
정혜령 조소설 최유정 최정민
최진우 최현우 하성용 한기명
홍상희 홍석찬 황청희

남해특별관리해역 생태계 건강지수 개발

·발행일 2016년 3월 29일 인쇄
2016년 3월 31일 발행

·발행인 홍기훈

·발행처 한국해양과학기술원
15627 경기도 안산시 상록구 해안로 787
홈페이지 : <http://www.kiost.ac.kr>
전화 : (031)400-6000
팩스 : (031)408-5820

·인쇄처 동광문화사 (044)864-6140

©한국해양과학기술원

