

바다모래 채취 시 해수 수질 및 생태계 영향에 대한 해양환경조사 개선 방안

김영태* · 김귀영** · 전경임** · 엄기혁**† · 김인철** · 최보람** · 김희정** · 김진민**

*, ** 국립수산과학원 해양이용영향평가센터

Improvements in the Marine Environmental Survey on Impact of Seawater Qualities and Ecosystems due to Marine Sand Mining

Yeong-Tae Kim* · Gui-Young Kim** · Kyeong-Am Jeon** · Ki-Hyuk Eom**†

· In-Chul Kim** · Bo-Ram Choi** · Hee-Jung Kim** · Jin-Min Kim**

*, ** Marine Environmental Impact Assessment Center, National Fisheries Research & Development Institute, Busan, 619-705, Korea

요 약 : 본 연구에서는 우리나라의 주변 해역에서 바다모래 채취 시 발생하는 현탁류에 대해 5년간(2008년~2012년) 해양환경조사서 내 조사 현황을 검토하였다. 이 기간 동안 연·근해역 내 7곳(남해 EEZ, 서해 EEZ, 서해 EEZ 변경 단지, 태안군 관할 해역, 안산시 관할 해역, 옹진군 관할 해역 2곳)의 바다모래 채취구역 중 2곳(EEZs와 연안역 내 채취 구역 각각 1곳)에서 현탁류 내 부유토사의 확산과 이동에 관한 현장 관측이 수행되었다. 그러나 해역별 해양물리적, 지형적 특성과 기상 조건을 반영한 조사 정점 및 범위를 선정한 사례는 확인되지 않았다. 조류, 파랑, 바람장, 수심, 하계 성층화 등의 영향에 의해 부유토사는 바다모래 채취 구역을 넘어 훨씬 더 먼 거리까지 이동될 수 있다. 따라서 바다모래 채취 과정에서 해저층 퇴적물의 재부유, 그리고 준설선박의 여수토와 배사관에서 배출되는 월류수 등에서 기인한 부유토사의 확산에 대해 집중 모니터링 방안과 세부 조사 기법의 도입이 필요하다. 또한 현탁류의 확산 경로 상에서 부유물질, 영양염, 중금속 등의 오염물질로 인해 주변 해양환경과 유용 수산생물이 포함된 해양생태계 등에 미치는 누적 영향을 추적하고, 환경 피해를 최소화하기 위한 통합 지침안을 마련해야 한다.

핵심용어 : 현탁류, 해양환경조사서, 바다모래 채취, 부유토사, 월류수, 누적 영향

Abstract : We reviewed investigation status on turbidity plume in the statement of marine environmental survey(2008 to 2012) associated with marine sand extraction projects. The survey statement from seven marine sand extraction sites (extraction area of Southern EEZ, extraction area of Western EEZ, relocation zone in the Western EEZ, sea area under jurisdiction of Taean-gun, sea area under jurisdiction of Ansan City, and two discrete sea areas under jurisdiction of Ongjin-gun) in the nearshore and offshore of Korea showed that in situ observations were carried out for the dispersion and transport of suspended sediments on two areas (One is a extraction area in the EEZs, the other is an area of coastal sites). However, sampling station and range have not been selected considering physical, geographical factors (tide, wave, stratification, water depth, etc.) and weather conditions (wind direction and velocity, fetch, duration, etc). Especially turbidity plumes originating from three sources, which include suspended sediments in overflow(or overspill) discharged from spillways and reject chutes of dredging vessel, and resuspended sediments from draghead at the seabed, may be transported to a far greater distance outside the boundary of the extraction site and have undesirable impacts on the marine environment and ecosystem. We address that behaviour of environmental pollutants such as suspended solids, nutrients, and metals should be extensively monitored and diagnosed during the dispersion and transport of the plume. Finally we suggest the necessity to supplement the current system of the sea area utilization consultation and establish the combined guidelines on marine sand extraction to collect basic data, to monitor cumulative effects, and to minimize environmental damages incurred by the aftermath of sand extraction.

Key Words : Turbidity plume, Statement of marine environmental survey, Marine sand extraction, Suspended sediments, Overflow, Cumulative effects

* First Author : ytrack@naver.com, 051-720-2968

† Corresponding Author : ekh4465@korea.kr, 051-720-2962

1. 서론

인류가 바다에서 모래와 자갈 등의 골재를 채취(Aggregate dredging)하기 시작한 때는 19세기 중반 이후부터이며, 우리나라는 1991년 제정된 골재채취법에 의거하여, 1992년부터 연안역에서, 그리고 2002년 11월 동 법률의 개정을 통해, 2004년부터는 남해안과 서해안의 배타적경제수역(EEZs)에서도 바다모래를 채굴하고 있다(Cho, 2006; Kim, 2009; Lee et al., 2010b). 이와 같이 연·근해역에서 채취한 모래는 국내 수요량의 약 23% 이상을 충당하고 있는 것으로 알려져 있다(MOLIT, 2013). 바다모래는 해변 양빈, 토목·건설 사업의 골재용 등으로, 그리고 85% 이상의 이산화규소(SiO_2)를 함유하는 규사(矽砂)는 유리, 실리콘, 그리고 연마사(研磨砂) 제조용으로 각각 활용되고 있다(Choi, 2002; Choi et al., 2013).

바다모래는 앞서 언급한 바와 같이 인류의 사회경제 발전을 위한 산업 분야에서 뿐만 아니라, 자연계의 해양생태계 내 생물들의 서식지, 생육장 등으로서의 역할과 해양에서의 물리 에너지에 대한 완충지대로서의 기능에 있어서도 매우 높은 가치를 제공하고 있다. 우리나라의 산업화 및 도시화가 본격적으로 진행된 지난 수십 여년동안, 연안 개발과 해안 정비 등의 사업이 전국적으로 추진되고 있는 상황에서, 연근해에서의 지속적이고 과도한 바다모래 채취로 인해 야기된 것으로 추정되는 여러 현상들이 보고되고 있다. 예컨대 해저 지형 구조의 변형(Kim et al., 2005; Kum et al., 2010), 퇴적상 변화로 인한 저서생물 군집 교란 및 생태계의 건강성 저하(Min, 2004; Yu et al., 2006; Son and Han, 2007), 유용수산자원 감소(Cho and Chang, 2003), 연안 침식(KMI, 2006; Choi et al., 2012) 등의 현상은 이미 빈번하게 보고되고 있는 피해 사례들이며, 해양 수질에 대한 영향에 대해서도 연구가 진행된 바 있다(Yang et al., 2008).

우리나라보다 수십 년 앞서 바다모래를 채취하고 있는 유럽, 미국, 일본 등에서는 해양 물리적, 생물학적, 화학적, 지화학적 영향 등을 종합적으로 연계하여, 해양 환경 및 생태계에 대한 부정적인 영향들에 대해 민·관 연구소와 학계에서 지속적인 관측과 감시 활동, 그리고 효율적인 사후 관리를 모색하고 있다(Ministry of Land, Transport and Maritime Affairs, 2009). 반면, 우리나라는 그동안 정부와 관계기관에서 일반해역이용협의 및 해역이용영향평가 대상 사업에 대한 해양환경영향조사의 의무 근거를 마련(해양환경관리법 제95조)하긴 했으나, 그에 관한 세부 지침내용 수립이 미비하거나 지지부진하였다. 사업시행자 측에 대해서는 공사로 인해 해양환경에 미치는 영향에 대한 근시안적 인식, 생태계에 대한 피해 저감을 위한 대책 소홀, 장기적인 사후환경 관리의 전략 부재 등이 지적되고 있다. 이로 인해 바다모래 채취 특성 및 규모를 고려한 해양조사가 효율적으로 수행되지 못

하고 있거나, 사후 통합 관리 측면에서도 부실한 대책이 반복되고 있는 상황이다.

한편, 바다모래 채취로 인한 환경 문제 및 피해 발생 인자들은 공사 중 직접적인 영향을 미치기도 하지만, 잠재적인 누적 영향 단계를 거쳐 오랜 시간이 경과한 후에, 공간적으로 넓은 범위에서 나타나기 때문에 보다 체계적이고 집중적인 해양조사 수행의 필요성이 꾸준히 제기되고 있기도 하다(Lee et al., 2010a; 2010b). 특히 연안역에서 바다모래 채취 중에 발생하는 부유토사는 그 자체로서뿐만 아니라 오염물질을 함유하고 있어, 해양환경 오염, 해양생태계에 대한 위해성 등을 유발할 수 있는 잠재성이 크므로, 보다 면밀한 현장 관측과 장기 모니터링이 필요한 환경 인자로 인식되고 있다.

본 연구에서는 먼저 바다모래 채취 시의 부유토사로 인한 환경 영향의 중대성을 검토하였다. 또한 해수 내 수질과 해양 생태계에 직접적인 영향을 미칠 뿐만 아니라 2차적인 영향 인자로서의 부유토사에 대한 현장 조사 현황, 미비점 및 개선 방안을 제시하고자 한다.

2. 자료 수집 및 조사 방법

바다모래 채취 인·허가 구역(단지)으로 지정되어, 2008년부터 2012년까지 최근 5년 동안 채굴이 진행되고 있는 7곳(남해 EEZ, 서해 EEZ, 서해 EEZ 변경 단지, 태안군 관할 해역, 안산시 관할 해역, 웅진군 관할 해역 2곳)의 해역에서, 부유토사의 발생과 확산, 그리고 오염물질의 이동에 관한 조사 현황을 검토하였다. 이를 위해 해양환경영향조사서 내 실제 해양 조사 및 분석 현황들을 정리·비교하였다. 2012년까지를 기준으로 해양환경영향조사서가 2년 이상 제출된 경우, 가장 최근에 협의된 조사서를 대상으로 자료를 정리 하되, 바다모래 채취가 진행되고 있는 과정 중에 부유토사에 대한 현장 조사가 수행된 결과를 수록한 조사서를 집중 검토하였다. 필요 시, 바다모래 채취를 위한 협의 단계에서의 조사서(해역이용협의서, 또는 해역이용영향평가서)에 수록된 내용과도 비교하였다. 부유사 확산으로 인한 영향을 효율적으로 모니터링하고, 체계적인 사후환경 관리를 위해 향후 추가해야 할 환경평가 항목과 제도적인 개선안에 대해 기술하였다.

3. 결과 및 토의

3.1 바다모래 채취 현황

1992년부터 20여 년 동안 우리나라 연·근해역에서 바다모래를 채취해오면서, 장기간의 누적 영향으로 인해, 주변 해양생태계는 건강성 악화, 유용 수산자원 등의 감소와 같은 부정적인 결과가 초래되고 있다(Cho and Chang, 2003; Min,

바다모래 채취 시 해수 수질 및 생태계 영향에 대한 해양환경조사 개선 방안

2004; Yu et al., 2006; Son and Han, 2007). 이에 대해 주변지역 어업인들의 민원 제기로 지방자치단체에서 바다모래 채취 허가를 축소함에 따라, 채취 실적(채취량 기준) 또한 감소하고 있는 추세를 보이고 있다(MOLIT, 2013). 그럼에도 불구하고 바다에서 채취된 모래 등의 골재는 여전히 국내 모래 수요량의 상당부분을 기여하고 있으며, 2010년대에 들어서는 30%를 상회하는 공급 비율을 나타내고 있다(Fig. 1).

한편 바다모래 채취 사업과 관련하여 해양 조사의 현황을 파악하기 위해 2008년 10월부터 2012년 12월까지 검토기관에서 협의된 바다모래 채취 사업 관련 해양환경영향조사서를 검토한 결과, 이 기간 동안 우리나라 연안해역(4개 구역)과 배타적경제수역(3개 구역) 내 총 44광구, 약 121 km² 범위에서 바다모래 채취 활동이 주로 이루어지고 있다. 육지와 이격 거리와 관할 구역을 기준으로 했을 때, 경기만 일

대의 연안해역에서 58.1 km², 배타적경제수역에서는 62.7 km²의 면적에서 모래 채취가 진행되고 있는 것으로 파악되었다(Table 1).

여기서 주목할 점은 경기만의 바다모래 채취 구역(광구) 주변 해역에는 생태계보전지역(대이작도 생태계보전지역 등), 인공어초 시설 조성 해역 등이 지정·관리되고 있으며, 어로 활동이 집중적으로 행해지고 있는 어업면허 구역이 인접해 있다. 바다모래 채취 구역의 공간적인 밀집도와 집중적인 수중 작업을 고려하면, 해양 환경과 생태계는 부정적인 영향에 불가피하게 노출되는 상황이 반복되고 있다. 이에 따라 해역이용협의 단계부터 실제 채취 과정 및 완료 이후의 누적된 영향이나 복합적인 문제가 발생하였을 경우, 그 원인을 규명하고 저감대책을 수립하여, 개발·보전 간 균형을 이루기 위한 실효적인 모니터링 방안 수립이 절실히 요구되고 있다.

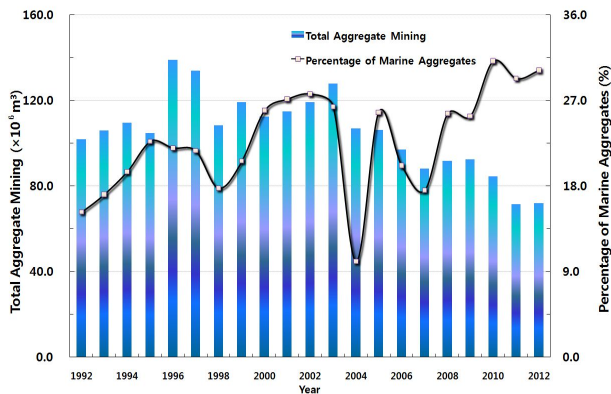


Fig. 1. Percentage variations of marine sand to total aggregate mining during 1992~2012.

3.2 부유토사 및 오염물질 확산에 대한 해양환경 조사 현황 및 문제점

3.2.1 부유토사 발생원별 현황 및 확산 경로 파악의 미비점

그동안 검토 기관에서 협의한 해양환경영향조사서를 검토한 결과를 바탕으로, 실제 바다모래 채취가 진행되고 있는 과정 중에 발생된 부유토사(Suspended sediments)의 확산 및 이동 상황에 대해 조사한 사례를 Table 2에 정리하였다.

먼저, 바다모래 채취가 이루어지는 해저 퇴적층 표면에서의 부유토사 발생과 세부 확산 경로에 대한 현황 파악이 제대로 이루어지지 않고 있는 것으로 나타났다. 또한 채취된 바다모래를 준설선에 적재하는 과정에서 유출되는 율류수

Table 1. Main areas of marine sand extractions from 2008 to 2012

Sea area	Marine Sand Extraction Area	Licensed Period	Mining Site	Surface Area (km ²)
EEZs*	Southern EEZ	Oct., 2008 - Dec., 2012	5	13.7
	Relinquished zone in the Western EEZ	Mar., 2008 - Mar., 2010	8	22.0
	Relocation zone in the Western EEZ	Mar., 2008 - Dec., 2012	10	27.0
Coastal Water	Sea area under jurisdiction of Ongjin-gun	Nov., 2008 - May, 2009	4	10.8
	Sea area under jurisdiction of Ongjin-gun	Jan., 2010 - Dec., 2012	11	32.4
		Jan., 2008 - Sep., 2009		
	Sea area under jurisdiction of Taean-gun	Sep., 2009 - Aug., 2010	4	10.8
		Dec., 2011 - Jun., 2012		
	Public waters adjacent to Pung and Yuk islands of Ansan City	Feb., 2010 - Dec., 2010	2	4.1

* EEZs are the abbreviation of Exclusive Economic Zones.

Table 2. Survey status on dispersion of turbidity plume and other pollutants during marine sand extraction

Sea Area (Case*)	Survey Period	Water Depth (m)	Water Layer	Number of Station		Criteria of Station Selection	In situ Observation		Dredger Type
				Extraction	Control		Duration (hours)	Distance (km)	
1**	May, Oct.	Mean : 82	• Surface : 2m • Middle : 40m • Bottom : 70m	3	3	Unidentified	25	1.3	Cutter suction dredger (CSD)
1***	Feb., May, Aug.	31 ~ 67	Surface, Middle, Bottom	4	8	Tide cycle	• Flood tide : 7 • Ebb tide : 7	15	Drag suction dredger (DSD)

* The numbers denote the investigated case of 7 areas (4 areas in the nearshore, 3 areas in the EEZs) for the marine sand extraction projects.

** This is an area of 3 extraction sites in the EEZs.

*** This is an area of 4 coastal extraction sites.

(Overflow, 또는 Overspill) 내 부유토사의 확산 및 이동 범위를 모니터링한 사례는 7곳의 바다모래 채취 구역 중 2곳에 불과하였다(Table 2). 그리고 채취된 골재에 대해 선상에서 1차 선별 공정(On-board screening)이 이루어지는지의 여부, 골재 선별이 이루어지고 있다면, 부산물 중 미세 부유토사가 선체 외부로 얼마나 배출되고 있는 지, 이렇게 배출된 토사가 전체 부유토사 확산에 미치는 가장 영향은 어느 정도인지에 대한 세부 사항 등도 제시되지 않았다.

확산 경로를 추적한 2곳의 사례에서도, 부유토사의 최대 발생량을 산정한 뒤, 최대 확산 범위를 추적하기 위해 관측 시간 및 조류 방향을 함께 고려했다고 판단하기에는 미흡한 것으로 파악되었다. 예를 들면, 25시간 동안 관측한 사례에서는 부유토사 발생 정점과 비교 정점을 각각 선정하는 데 있어서, 해양물리적 근거가 제시되어 있지 않았고, 두 정점군의 공간적인 분포는 1.3 km 이내에 한정되어 있는 것으로 파악되었다. 또한 창·낙조의 조석 상황을 고려한 사례에서는 단 1회 조석 주기 동안에만 부유물질(Suspended solids: SS)의 분포를 조사하였고, 조석의 방향을 고려하여 정점 선정이 이루어졌는지에 대해서도 명확한 설명이 이루어지 않았다. 더욱이 두 현장 조사 사례 모두, 바다모래 채취량과 채굴 강도가 높아질수록, 고농도의 부유토사가 나타나는 현탁류(Turbidity plume)에 의해 주변해역의 수질에 미치는 영향에 대해 현장 조사를 시도한 사례는 전무한 것으로 파악되었다.

3.2.2 부유토사와 오염물질의 해양 환경 및 생태계 영향 조사에 있어서 미비점

바다모래 채취 구역과 주변해역에서의 해양생태계 조사는 해양환경관리법 시행령 제71조에 의거하여(Ministry of Land, Transport and Maritime Affairs, 2012), 수행되고 있다. 그러나

세부 조사 내용을 살펴보면, 종 조성, 개체수, 서식 밀도 등의 분포 현황을 파악하는 정도로만 기술되어 있다(Data not shown). 이로 인해 바다모래 채취 시, 채굴 강도, 면적 규모, 채취 구역과의 이격 거리, 채취 기간 등에 따라 부유토사와 오염물질들이 해양 환경과 생태계에 미치는 영향 정도를 파악하는 데에는 매우 미흡한 상황이다.

바다모래 채취 중에 발생된 부유토사 및 오염물질들은 물리적 인자에 의한 운반 과정, 화학적 결합 및 용해 작용, 생물체에 의한 흡수 및 동화 과정 등 개별적 요인으로써 뿐만 아니라 복합적인 경로를 통해, 해양 환경과 생태계에 2차적인 영향 또는 장기 누적 영향을 미치게 된다(Fig. 2). 대표적인 예로써 바다모래 채취 구역 중 용진군 관할 해역에서 보고된 유용 수산생물의 어획량 감소 원인 중의 하나가 앞서 설명한 요인들의 누적 결과 때문이라는 주장이 이미 제기된 바 있다(Min, 2004; KMI, 2005; Kim and Grigalunas, 2009). 실제로도 연안 바다모래 채취 구역으로부터 반경 수km에서 10여 km 이내에는 다양한 어업권이 설정되어 있기도 하고, 인공 수중림이 조성되어 있는 것으로 파악되고 있으나, 해양환경 조사 시 이에 대한 현황 파악은 누락되어 있거나 어떠한 내용도 언급되어 있지 않았다.

생태계에는 유용 수산물뿐만 아니라, 수중 생태계와 저서 생태계를 각각 구성하는 다양한 생물종들이 있다. 그러나 모든 생물종에 대해 각각의 생활사를 관찰하고 영향 여부를 추정하는 것은 비효율적인 방법일 것이다. 따라서 효율적인 방법으로써 채취구역 주변의 해양생태계를 대표하는 핵심 생물종(Key species), 또는 민감 생물종(Sensitive species)을 선정하고, 이들 생물들이 부유토사 등의 오염물질에 얼마나 취약한 지, 그리고 바다모래 채취 이전의 평형 상태로 회복하는 데에는 어느 정도의 시간이 소요되는지에 대한 정량적

바다모래 채취 시 해수 수질 및 생태계 영향에 대한 해양환경조사 개선 방안

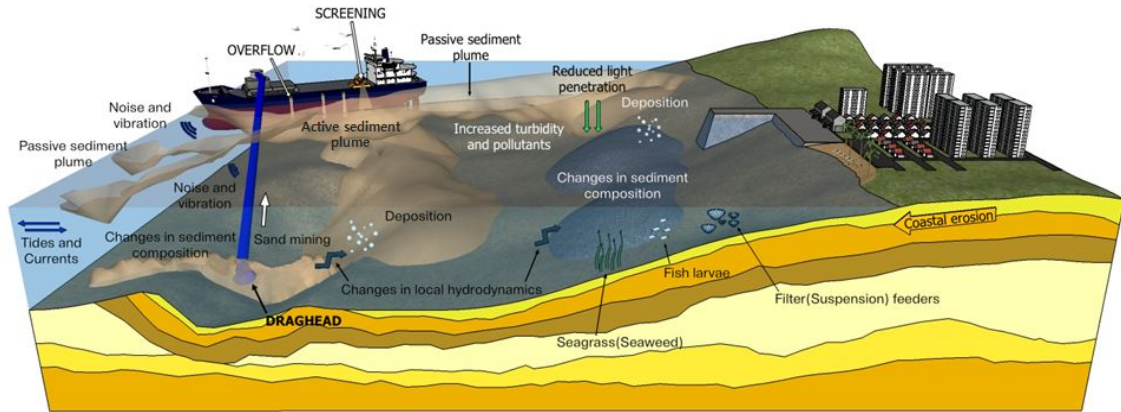


Fig. 2. Primary and secondary effects due to marine sand extraction operations.

인 평가가 이루어져야 할 것이다. 또한 서식 환경의 화학적 특성, 먹이 습성, 성장 속도 등을 파악하여 난분해성 오염물질에 노출된 생물에 대한 모니터링(Biomonitoring) 계획을 수립하고, 바다모래 채취가 중단된 이후의 생물 가입(Recruitment) 및 재서식화(Recolonization) 과정을 심층적으로 조사한 자료를 확보해야 할 것이다. 실제로는 해양환경 변화나 악화로 인해 해양 생태계에 대한 누적 영향의 진행 과정과 단계별 회복 과정에 대해 조사한 사례도 전혀 파악되지 않았다.

3.3 부유토사 및 오염물질의 영향에 대한 해양환경 조사 시 개선 방안

3.3.1 부유토사의 농도 가중 및 확산으로 인한 생태계 영향 및 현장 관측 개선 방안

우리나라의 바다모래 채취구역 주변 해역에서 퇴적층 표면의 연성 기질의 파괴와 그에 따른 저서생물 서식지의 상실에 대한 영향에 대해서는 2000년대 후반부터 지속적인 연구가 보고되고 있다(Yu et al., 2006; Son and Han, 2007; Back et al., 2009; Kum et al., 2010). 그러나 이와 같은 1차적인 영향은 바다모래 채취가 이루어지는 구역에 국한되어 나타나는 영향이다. 또한 조류 및 해류의 유동에 의해 부유토사가 바다모래 채취 허가구역의 경계를 넘어 확산됨으로써 야기되는 2차 영향에 대해서도 보다 심도 있는 조사와 연구가 수행되어야 한다는 주장이 국내·외에서 제기되고 있다(Kim and Grigalunas, 2009; Tillim et al., 2011; Ware and Kenny, 2011)(Fig. 2).

서해 연안의 대표적인 바다모래 채취 구역인 웅진, 태안, 안산 해역은 어로활동이 활발한 어업권이 설정되어 있거나 인공어초가 조성되어 있는 해역으로부터 약 5~10 km 정도 이격되어 있는 것으로 파악되고 있다. 이로 인해 바다모래 채취 중에 발생된 부유토사에 의한 영향을 직간접적으로 받을

수밖에 없는 위치에 있다. 따라서 부유토사의 발생에 따른 농도 가중 영향이 어느 범위까지 미칠 수 있는지를 파악하는 것이 중요한 선결 요건이 될 것이다.

우선 바다모래 채취 과정 중 부유토사의 발생원을 살펴보면, 해저 퇴적층의 물리적 교란, 준설선박에서 방류되는 월류수, 그리고 채굴된 골재의 선별 과정에서 분리 배출되는 퇴적토로 인한 요인 등 3가지의 경로가 있다(Fig. 2). 실제로 준설선 주변에는 바다모래 채취 과정 중 발생된 혼탁수가 육안으로 식별할 수 있을 정도로 긴 띠 모양의 플룸(Turbidity plume: 현탁류)을 이루면서 주조류 방향의 축을 따라 확산되는 것을 확인할 수 있다(Personal Communication). 이때 표층과 저층에서의 부유토사 발생 시점이 거의 동시에 이루어진다는 점에서, 부유토사의 수평·수직 분포에 대한 동시 조사와 함께, 최대 확산 거리를 추적 조사해야 부유토사 확산 경로를 실질적으로 파악할 수 있을 것이다. 그럼에도 불구하고, 바다모래의 적재·운반선을 중심으로 한 부유토사 확산에 관한 모니터링 조사는 매우 제한적인 범위에서 이루어지는 것으로 파악되고 있다.

준설과 같은 해저 퇴적물의 채부유 시, 동일한 지화학적 성분이라고 해도, 용존태보다는 입자 형태의 물질이 조류(Tidal current)에 의해 약 4배 정도 더 멀리 운반된다고 알려져 있다(Tramontano and Bohlen, 1984). 우리나라의 연구 결과 중에서도 Kim and Lim(2009)은 경기만 바다모래 채취 구역에서의 수리물리학적 조건을 반영한 겨울철 확산모형 실험을 통해, 30일 동안 미세 부유토사의 이동 거리가 바람 방향으로 10 km, 조류의 주요 흐름 축 상에서는 20 km에 달한다는 예측 결과를 도출하였다. Maeng and Cho(2010)는 연안에서 준설 활동으로 인해 부유물질의 확산 범위(1 mg/L 기준)가 서해안에서 5.5 km, 남해안에서는 5.7 km까지 각각 이동되는 것으로 나타났으며, TN 및 TP (0.001~0.005 mg/L 기준), COD (1 mg/L

기준) 등도 부유물질 확산 범위의 0.5~2배까지 이동하는 것으로 예측한 바 있다. 한편, 외국의 연구 결과 중에서 Newell et al.(1998)에 따르면, 극세립 토사(< 63 μm in diameter)의 경우, 침강 속도의 범위(i.e., 8.9×10^{-5} cm/sec for medium clay, 3.5×10^{-2} cm/sec for medium silt)를 고려했을 때(Turner and Millward, 2002), 200일 이상 경과 후에도 부유 상태로 남아있으며, 이 기간 동안 조류를 통해 최초 발생원점으로부터 20 km 이상까지 운반될 수 있다고 하였다. 인공위성에서 관측한 결과에서도, 10~15 m/sec 이상의 강풍으로 인해, 준설 구역에서 발생된 현탁류의 이동 거리가 일반적인 3km 범위에서 7배 이상 확대되어 최대 22 km까지 훨씬 멀리 운반되었다는 보고가 있다(Kutser et al., 2007). 이와 같은 국내·외 연구 사례들은 해양환경영향조사서에서 설정하고 있는 거리보다 훨씬 더 큰 범위의 이동 현황을 나타내고 있다(Table 2).

결국 바다모래 채취 중 발생된 부유토사의 확산에 대한 선행 연구 결과를 종합해 보면, 부유토사의 최대 확산 범위를 20 km 정도로 가정했을 때, 이론적으로는 수중 유기물, 인과 질소계 영양염 등의 확산 범위는 최대 40 km대를 상회하는 거리까지 확장될 수 있는 가능성을 내포하고 있다. 이것은 바다모래 채취 해역에서의 조류 및 해류에 대한 주요 흐름 방향으로 수중 부유물질 등 해양수질 인자에 대한 모니터링 범위가 현재보다 더욱 확대되어야 한다는 점을 시사하고 있다.

한편, 우리나라와 중국 사이의 서해 연·근해역은 해마다 하계 및 하계 전·후에 수심 약 20 m에서 뚜렷한 밀도 성층이 형성되고 있다(Yang et al., 2008; Dong et al., 2011). 수중에 강한 성층이 형성되면, 해수면에서는 대규모의 난류(Turbulence)의 형성 또는 확산이 억제되고, 해저에서는 마찰력(Bed friction)의 감소로 인해 퇴적물의 재부유 과정이 제한을 받게 된다. 이 때, 밀도 약층 상부의 혼합층 내 세립질 부유성 물질들은 소규모의 나선형 해수 유동(Spiral flow)에 의해 부력(Buoyancy effects)이 강화됨으로써 더 먼 거리까지 운반될 수 있는 조건이 된다(Dong et al, 2011; Wu et al., 2012). 더욱이 채취선에서 방류되는 월류수 내 미세 토사도 마찬가지로 장시간 동안 해수면 표층부에 부유상태로 머물러 있거나, 조류 및 파랑 등의 움직임에 의해 멀리까지 운반될 가능성이 높아진다. 이에 대해 수치 모델을 통해, 주변해역의 바람장 인자(풍속, 풍향별 주변 지형 영향에 의한 취주 거리 및 취송 시간 등)와 수심을 고려한 실험 조건을 입력하여 부유토사의 최대 확산 범위를 예측해야 할 것이다(Kim et al., 2004). 또한 성층화 시기에 미세 부유토사의 확산 영역에 대해 수평적인 공간 분포뿐만 아니라, 밀도 약층의 상부층 내 부유토사 농도 변화에 대해서도 시간 경과별로 상세한 현장 관측을 수행해야 할 것이다. 이와 같이 모델 예측과 현장 조사를 병행하여 얻

은 결과를 통해, 부유토사 확산 범위 주변의 해양생태계 영향에 대해 면밀한 진단과 영향 평가를 수행해야 할 것이다.

이번에는 부유토사 농도 가중으로 인한 해양생태계의 영향에 대해 현장 모니터링을 강화하기 위한 방안을 검토하였다. 해상 및 수중 공사 시 저서생태계에 대한 영향과 채취 완료 이후의 생물상 회복 여부를 모니터링하기 위한 방법으로, 기존 사후관리 조사에서는 단순히 바다모래 채취 허가권 수역과 비교 수역으로만 구분하여, 생물의 분포 등에 대한 조사를 수행하고 있다. 바다모래 채취 시의 해양환경영향조사서를 검토한 내용에서도 채취 구역과 대조 정점군만을 구분하고 있을 뿐, 채취 구역과 주변 해역의 조류와 해류의 특성을 고려하여 정점이 선정되었는지에 대해서는 근거가 미약하거나, 생략되어 있는 경우가 대부분이었다. 더욱이 조사 시기별 각 동·식물상의 생체량, 서식 밀도, 종 조성 등의 변동이 유의한 의미가 있는 지에 대해 다양한 통계 기법 등을 적용하여, 자료를 체계적으로 정리한 사례는 없으므로 파악되었다. 이로 인해 주변 해역의 생물상 분포 또는 현황 변동이 바다모래 채취로 인한 영향인지, 계절적인 요인에 의한 일시적인 변화 때문인지 등(Yu et al., 2006)에 대한 해석이나 추정이 어려운 상황이다.

부유토사로 인해 수중 생태계에 미치는 영향을 모니터링할 경우에도 가장 기본적으로 고려해야 하는 해양물리적 조건은 조석의 흐름 방향이다. 외국의 연구 사례를 보면, 바다골재 채굴이 완료된 이후, 저서생물 군집의 재서식화(Recolonization) 또는 회복(Recovery) 과정을 공간적으로 세분화하되, 주조류의 방향과 경로를 고려한 현장 모니터링을 수행하고 있다. Cooper(2013)는 채취 구역을 기준(1차 영향 범위)으로 대조 구역을 설정하되, 그 사이에 조석 회유가 최대 발생하는 범위(Full tidal excursion)를 2차 영향 구역으로 구분하여, 조사하는 방법을 제안하였다. Robinson et al.(2005)은 바다모래 채취 활동이 활발하게 이루어진 구역, 골재 채굴은 없었으나 주조류의 경로상에 위치해 있어 현탁류(Turbidity plume)가 확산하는 동안 부유토사의 침강으로 인해 영향을 받는 구역, 그리고 대조 구역 등 3개의 범주로 나누는 다음, 각 구역별로 그리고 조사 해역간 일변량 분석과 다변량 분석(Univariate and multivariate analyses) 등의 통계 분석을 수행함으로써, 부유토사로 인한 피해 영향 정도와 그 이후의 생태계 회복과정에 대해 보다 정량화된 해석을 시도하였다. 우리나라의 서해안은 조석이 우세한 환경이고, 남해안의 경우도 조차가 뚜렷한 해역이므로, 이러한 해양물리적 조건을 고려한 현장 조사 및 모니터링 수행이 이루어져야 할 것이다.

배타적경제수역(EEZs)에서의 바다모래 채취 활동과 달리, 울진군, 태안군, 안산시 등의 연안역에서 이루어지는 바다모래 채취는 연안 어업권 및 어장 구역과의 지리적인 거리가

상대적으로 가깝게 위치해 있다. 따라서 부유토사와 기타 오염물질들의 직·간접적인 확산 영향이 지속적으로 미칠 가능성이 매우 높다. 우선 부유토사의 영향으로 인해 피해가 발생할 수 있는 생물권은 기존 및 현행 바다모래 채취 구역 주변에 산재해 있는 인공어초 및 수중림 분포 해역이다. 해초류의 경우, 수중으로 투과되는 광량에 의해 서식지의 분포와 성장률이 달라지는데, 일반적으로 표면 입사광을 기준으로 최소 15~25% 이상의 광량이 도달하는 수심에 주요 서식지가 분포되어 있는 것으로 알려져 있다(Erftemeijer and Lewis III, 2006). 그러나 이러한 연구 결과에 근거하여, 바다모래 채취 구역 주변의 인공어초 분포 등에 관한 세부 현황을 파악하고, 실제 바다모래 채취 시의 수중 광저해로 인한 부정적 영향이 어느 정도인지에 대해 조사한 내용은 전무한 것으로 나타났다. 향후, 바다모래 채취 구역과의 이격 거리를 고려하여, 해초류 및 해조류의 주요 서식지 내 수층별 광량을 측정해야 할 것이다. 그리고 이 결과를 토대로 탁도에 대한 임계 농도(Critical thresholds for turbidity)를 비교·평가하여 채취 강도를 조절하는 등 수중 광합성 식물에 미치는 영향을 최소화하여 보존하고, 효율적으로 관리하기 위한 세부화된 기준이 정립되어야 할 것으로 판단된다.

한편, 양식장뿐만 아니라 인공어초 및 수중림 지대에는 다양한 어종들이 군집을 이루며, 산란과 생육 활동을 한다. 해황이 악화되는 시기(태풍 내습, 계절성 고파랑 발생 등)를 제외하면, 바다 골재는 연중 채취가 이루어진다는 점에서, 주요 어종의 산란기를 파악하고, 산란 장소와 바다모래 채취 구역과의 이격 거리 등을 면밀히 파악하여야 할 것이다. 그러나 실제로는 바다모래 채취가 이루어지는 시기에, 부유토사로 인한 해양 동물의 피해 정도에 대해서는 실태 파악이 매우 미흡한 것으로 나타났다. 본 해양환경영향조사서에 인용되고 있는 해양 동물에 대한 기존 부유토사의 영향 자료는 성어에 대한 기준 농도이거나, 성어와 자치어에 대한 적용 기준이 모호한 경우가 대부분이다. 세부적으로 검토해보면, 성어보다는 난(卵)부화율과 자치어의 생존에 미치는 부유토사의 영향이 훨씬 더 크다고 알려져 있다(Groot, 1980). 또한 부유토사 농도가 동일한 조건일 경우에는 난의 부화율 감소보다 자치어의 생존률 및 생육에 미치는 피해가 더 큰 것으로 알려져 있다(Auld and Schubel, 1978; Herrmann et al., 1999; KMI, 2005). 더욱이 대형 저서무척추 동물 중에서도 상당수가 자치어 시기에 표영계 생활 단계를 거치는 것으로 알려져 있으므로(Burd et al., 2008), 우선, 주요 어종의 산란시기 및 보육기를 파악한 다음(NFRDI, 2010), 바다모래 채취 시기와 중복될 경우 부유토사 피해 영향으로부터 수중 유어 및 치어 단계의 어군을 보호하기 위한 작업 강도 조절, 일시적인 채취 중단 등의 대책도 충분히 논의되어야 할 것이다.

3.3.2 오염물질의 누적 영향을 파악하기 위한 환경 조사의 개선 방향

해양으로 유입되는 수많은 오염물질들 중 휘발성 성분들은 대기로 증발하고, 일부 물질들은 해양 생물의 체내에 흡수되어 에너지원으로 사용되기도 하고, 분해도가 낮은 물질들은 장기간 동안 체내 농축(Bioaccumulation)되기도 한다(Turner and Millward, 2002; Lee and Lee, 2005; Hendozko et al., 2010). 그러나 무엇보다도 이들 오염물질들의 가장 큰 저장고(Sink)는 퇴적물이라고 할 수 있다(Liu et al., 2003). 바다모래 채취와 같은 인위적인 해저층 교란은 퇴적물 속에 축적되어 있던 이들 오염물질들의 재용출과 재유입을 야기하게 된다. 특히 연안 해역에서의 오염물질 농도의 가중은 여러 가지 환경문제를 야기할 수 있는 가능성을 내포하고 있다. 해양 환경 조사 결과에서 바다모래 채취 해역 내 일차생산자 군집의 변화 또는 종 천이(Species succession) 여부에 대해서는 실측 자료의 부족과 부실한 현장 조사 등으로 인해 확인할 수 없었다.

일반적으로 사질이나 역질 퇴적층은 입자간 공극이 작은 데 반해 투수율은 크기 때문에, 오염물질이 갇혀있지 못하고 쉽게 빠져나가게 됨으로써, 같은 부피의 점토질 퇴적물에 비해 유기물이나 공극수 내 용존 성분이 매우 낮은 농도 분포를 보인다. 그럼에도 불구하고 최근 연구 사례에서, 연·근해역의 바다모래 채취, 또는 준설 공사와 같은 인위적인 활동으로 인해 부영양화 원인물질인 용존 무기인(DIP)과 용존 무기질소(DIN) 등이 지속적으로 유입될 경우, 국지적으로 일차생산자의 이상 증식을 촉진할 수 있으며(Yang et al., 2008), 이로 인해 수중 및 저서 생태계 군집의 강제 천이가 발생할 수 있는 것으로 밝혀졌다(Conan et al., 1999; Durrieu de Madron et al., 2005). 우리나라 연안 생태계의 영양 단계에서 가장 중요한 근간을 이루는 식물플랑크톤으로서 규조류는 수중 무기영양염의 농도 증감뿐만 아니라, C:Si:N:P비(106:16~18:16:1)의 변동에 따른 성장제한 영향을 받는다(Brockmann et al., 1990; GIBLIN et al., 1997; Conley, 2000; Lim et al., 2007). 특히 $Si(OH)_4^-/DIN$ ratios < 1, 또는 $Si(OH)_4^-/DIP$ ratios < 10과 같이 영양염 조성이 불균형을 이룰 경우, 규조류는 편모조류와의 경쟁에서 배제됨으로써 결과적으로는 유해성 적조생물이 우점하는 결과를 초래하는 원인이 될 수 있으며(Smayda, 1990; Justic et al., 1995; Stathan, 2012), 연이어 수중 먹이망(Food web) 및 연안 생태계의 교란을 야기하게 된다(Elliot and de Jonge, 2002).

우리나라의 연안역과 같이 인공 어초와 어·패류 양식장 등이 과밀 분포되어 있는 곳에서는 식물플랑크톤의 과다 발생 또는 군집 구조에 변화가 발생할 경우, 유용 수산물의 발육 장애와 생리적 기능 장애, 폐사 등에 따른 품질 및 상품성 저

하와 같은 피해가 유발될 수 있다. 따라서 바다모래 채취로 인한 무기 영양염의 과도한 발생과 확산을 억제하기 위한 선행적 조치와 현장 모니터링이 강화되어야 할 것이다.

중금속, 유기화합물 등과 같은 난분해성 또는 소수성 유해 화학물질은 저층수 또는 공극수 내 용존물질(PO_4^{3-} , Dissolved organic matter, HS^- , S^{2-} , etc.)이나 부유성 유·무기 입자와의 흡착을 통해 퇴적물에 축적된다. 그러나 바다모래를 채취하는 과정에서 퇴적층의 교란(재부유, 유속 변화)과 이화학적 요인(pH, DO, Eh) 등의 변화가 생기면, 퇴적물 내 유해물질들은 수중으로 재유입될 위험성이 있다(Eggleton and Thomas, 2004; Pakhomova, et al., 2007; Huang et al., 2012).

바다모래 채취 활동이 장기간 지속되고 있는 해역이나, 최근에 채굴이 완료된 구역에서 발견되는 원통형 또는 원뿔형 해저지형(Sand pits: 모래 웅덩이) 구조의 내부에는 저층 유속의 감소와 그로 인한 미세 부유토사 및 유기성 쇄설물의 퇴적량이 증가하게 된다. 수온 상승 시, 미생물의 호흡 및 분해활동이 활발해지면, 모래 웅덩이 내 용존 산소를 고갈하게 되고, 이 때 호기성 생물들에 대해 독성을 나타내는 혐기성 용존 물질들이 수중으로 용출될 가능성이 있다(Herrmann, 1999; KMI, 2005). 예를 들면 기존 연구 중에서 Han and Park(1992)이 1992년 1월 경기만 내 덕적도 주변해역에서 용존 금속의 농도값을 비교한 결과, 저층수보다 공극수(Porewater in sediments)에서 Zn은 약 6배, Cd, Cu, Ni, Pb 등은 40~80배, Co와 Cr은 130~155배, Mn은 445배 이상 높은 농도를 보였다. 조사 시기가 겨울철임을 감안하면, 하계에는 더 큰 농도 차이를 보일 것으로 예상할 수 있으며, 퇴적물 내 공극수와 수층 간 농도 차이가 클수록, 확산에 의해 저층 수주요 용존 금속의 용출 가능성은 더욱 커질 수밖에 없을 것이다. 따라서 주기적으로 해저 모래 웅덩이 내 퇴적물 조성 및 유기물 함량 변화를 파악해야 하며, 하계 온도조건 시 용존물질의 용출률에 대한 정량적인 추정이 필요하다.

우리나라의 대표적인 바다모래 채취 구역인 경기만 선갑도 주변, 그리고 태안군 연안해역의 사질 퇴적물 내 중금속 농도는 최근 분석된 결과에서도 해양퇴적물 환경기준보다는 낮은 수준을 보이고 있다(Choi et al., 2013). 그렇다고 해도 이 해역에서의 평균대조기 시 최강 창조류와 낙조류가 각각 103~154 cm/sec, 118~160 cm/sec의 매우 빠른 유속 범위를 보이고(Kum and Shin, 2013), 바다모래를 채취하는 과정에서 300~1,000 mg/L까지 고농도의 부유토사가 발생하고 있다는 점(Min, 2004)을 반드시 주목해야 할 것이다. Huang et al.(2012)은 수리학적 조건에 의한 유속 변화를 재현하기 위해 Microcosm을 이용한 실험을 수행하였다. 그 결과, 유속 조건이 변화되면 재부유된 퇴적물 내 오염물질의 용출량에 차이가 발생할 수 있음을 증명하였다. 특히 15.9 cm/sec보다 약 68% 더 빠른 유

속 조건에서, 2시간 이내에 Cu, Pb, Zn 등의 용존태 농도가 26~89%까지 급격하게 증가하는 결과를 보였다. 경기만의 최대 유속이 Huang et al.(2012)의 실험 조건보다 10배 이상 빠른 점을 고려하면, 바다모래 채취 구역 내 사질 퇴적물의 오염도가 낮다고 하더라도 장기간의 채굴 과정에서 수중으로 용출되는 중금속 등 유해물질의 거동과 누적 영향을 정량화하기 위한 세부 지침이 마련되어야 할 것이다.

또한 이들 난분해성 유해 물질들은 생태계 내 낮은 영양단계에서 고등 생물로의 에너지 전달(Energy transfer) 과정을 통해, 체내 농축량이 지수함수적으로 증가(Biomagnification)하는 특성이 있다(Kim et al., 2011; Wang et al., 2011; Laane et al., 2013). 더욱이 Vethaak and Rheinallt(1992)는 연안 어류의 질병과 오염물질간 인과 관계(Cause-effect relationship)를 조사한 결과, 오랜 기간 체내 독성 물질이 축적된 상태에서 해양환경 저하 등의 요인(i.e., depletion of dissolved oxygen, deficiency of food resources, etc.)이 복합적으로 작용하여 어류의 난치성/불치성 질환이 유발되고 있다는 사실을 여러 사례들을 종합하여 보고하였다. 따라서 해양 환경과 생태계는 서로 밀접하게 연계되어 있으므로, 오염물질의 생물이용성(Biological availability)을 추적·조사하는데 있어서 먹이망(Food web)의 구조에 근거하여 오염물질에 대한 순환(Material cycling) 개념을 도입해야 할 것이다(Van der Oost et al., 2003; Islam and Tanaka, 2004; Laane et al., 2013). 그리고 주기적인 모니터링 계획의 수립과 정기적인 현장 조사 수행이 필요하다. 부수적인 대안으로서 자연 생태계를 재현한 모형 시설인 메조코즘(*In situ mesocosm*)을 활용하는 방법이 있으며(Vethaak et al., 1996), 바다모래 채취 구역과 유사한 환경 조건에서 부유성 및 고착성 해양생물이 오염물질에 장기간 노출되거나 체내 흡수된 이후의 생리적 반응을 조사하는데 있어서 유용한 실험 수단이 될 수 있을 것이다(Bryant et al., 1985; Wang and Dei, 1999; Fisher et al., 2000; Nayar et al., 2004). 또한 응용 범위를 더욱 확대하여, 상위 단계 생물로의 오염물질 전이(Transfer) 정도를 정량화하기 위한 장기 모니터링 조사 기법으로도 활용할 가치가 있다고 판단된다.

3.3.3 해양환경 조사에 대한 제도 개선 방안

현재의 바다골재 채취에 관한 법적 제도는 「골재채취법」과 「공유수면 관리 및 매립에 관한 법률」 등에 의거하여 시행되고 있으나, 주요 골자는 공유수면 점·사용을 통해 골재를 채취하기 위한 수단과 방편에만 편중되어 있을 뿐이다. 그에 상응하여, 골재를 채취하기 전, 면밀한 사전 환경 조사와 진단을 통해 채취예정 지구와 주변 해역의 해양 환경 및 생태계 현황을 진단하고, 바다모래를 채취하는 도중에 발생할 수 있는 환경적, 생태학적 영향에 대해 미연에 방지하거나 최소화하기 위한 통합 대책 수립은 선행되지 않고

바다모래 채취 시 해수 수질 및 생태계 영향에 대한 해양환경조사 개선 방안

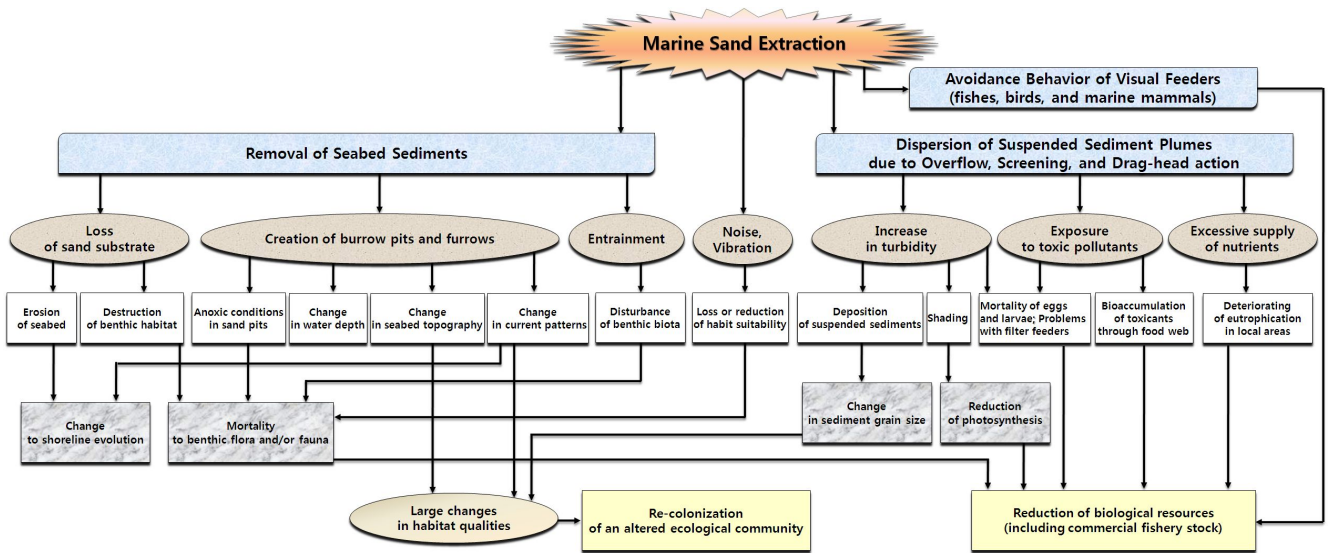


Fig. 3. A conceptual diagram of potential links on physical, geomorphological, chemical, and biological (including commercial fisheries) impacts due to marine sand extraction activity (established extensively after an original format by Kim and Grigalunas, 2009).

있다. 해역이용협의 단계에서의 세부계획 수립 시에서부터 이러한 점은 매우 소홀하게 다루어지고 있다.

2008년부터 시행되고 있는 우리나라의 현행 해역이용협의제도 하에서, 바다모래를 채취하기 위해서는 우선 해역이용협의 절차에 따른 현장 조사와 그 결과를 토대로 해역이용협의서(영해에서 $< 200 \times 10^3 \text{ m}^2$, 배타적 경제수역에서 $< 400 \times 10^3 \text{ m}^2$ 를 각각 채취 시) 또는 해역이용영향평가서(영해에서 $\geq 200 \times 10^3 \text{ m}^2$, 배타적 경제수역에서 $\geq 400 \times 10^3 \text{ m}^2$ 를 각각 채취 시)의 작성이 요구된다. 이 때, 해역이용협의서에는 9개, 해역이용영향평가서의 경우에는 14개 항목에 대한 영향 평가를 수행하도록 되어 있다. 한편, 해양환경영향조사 계획 수립의 근거는 해역이용협의서(해양수산부 고시 제108호 제2장 제11조, 국토해양부 고시 제2009-793호 제2장 제11조)와 해역이용영향평가서(해양수산부 고시 제107호 제3장 제20조, 국토해양부 고시 제2009-792호 제3장 제20조) 각각의 작성 지침에 명시되어 있으며, 사업 착공에 따른 해양환경 영향에 대한 평가항목은 해양환경관리법 시행령 제71조에 의거하여 선정하도록 되어 있다(Ministry of Land, Transport and Maritime Affairs, 2012). 그러나 바다모래 채취로 인해 해양환경 전반에 미치는 영향과 장기적인 누적 영향에 대해, 그 특성에 맞는 세부적인 평가 방법과 지침은 아직 정립되어 있지 않다. 또한 기존의 조사 지침에 따른 방법만으로는 바다모래 채취로 인해 주변해역에 미치는 영향을 파악하는데 분명한 한계가 있다는 지적이 계속 제기되고 있다. 이로 인해 바다모래 채취 착공 전·후의 변화와 영향에 대해 종합적이고 집중적인 해양환경 조사 전략의 부재로 인해, 효율적인 환경모니터링이 이루어지지 못

하고 있고, 사업자 측에서 임의의 편의대로 사전·사후 해양 환경 조사가 진행되고 있는 실정이다(Cho and Chang, 2003; Lee et al., 2010a).

바다모래 채취는 해저, 수중, 해수면 등 해양 환경 및 생태계 전반에 걸쳐 지속적인 영향을 미치게 된다(Figs. 2 and 3). 또한 1차적인 영향에서 끝나는 것이 아니라 중장기적으로는 2차적인 영향을 미치게 된다. 1차 영향에 비해 2차적인 영향의 가장 큰 특징은 피해 요소가 누적되는 기간, 영향 축적 대상의 생물적/무생물적 범위, 실제 피해 발생 등에 이르는 과정이 매우 복잡하고 단기간에 예측하기가 어렵다는데 있으며, 두 가지 이상의 영향이 연속적으로 이어지는 경우도 많다(Fig. 3). 따라서 단기적이고 국지적인 조사가 아닌 보다 장기적이고 체계적인 모니터링 계획 수립과 함께, 각각의 단계별 과정을 세밀하게 추적하기 위한 통합 연구 조사가 추진되어야 하는 이유가 여기에 있다.

바다모래 채취 구역이 연안에서 가까운 해역인지, 배타적 경제수역(EEZs)에서처럼 육지와 먼 거리에서 진행되는 지에 따라서도 세부평가 방법을 다르게 적용해야 하는 경우도 있을 것이다. 물론, 바다모래의 채굴 강도, 채취 구역별 퇴적물 조성, 해양물리적 특성, 해양생태계를 구성하는 생물 군집 구조 등에 따라서도, 피해 발생 또는 영향 정도가 다를 수 있고, 또한 부정적인 영향과 긍정적인 효과가 혼재되어 나타날 것이다.

무엇보다 분명한 사실은 바다모래 채취로 인해 해양 환경 및 생태계에 미치는 영향이 점점 커지고 있고, 범지구적인 기후 변화 현상들과 복합적인 작용을 통해 피해 발생 빈도

Table 3. Additional considerations for the marine environmental surveys associated with suspended sediments and pollutants during and post dredging for marine sand extraction

Characters of Impact	Marine Environmental Damages	Detailed Environmental Assessment
Primary, Secondary	Creation and dispersion of high turbidity in deep water	<ul style="list-style-type: none"> • <i>In situ</i> monitoring of turbidity plumes along the main tidal axis during sand mining activities <ul style="list-style-type: none"> - Continuous observation along turbid plumes during certain time • Behaviour of dissolved materials (in-/organic nutrients, heavy metals, organic compounds etc.) in porewater <ul style="list-style-type: none"> - Release directly after sand mining and effects on deterioration of bottom water quality • Desorption/adsorption of pollutants from resuspended sediments • Development of DO deficiency in bottom of sand pits during summer seasons
Primary, Secondary	Creation and dispersion of high turbidity in surface water, Deterioration of water quality	<ul style="list-style-type: none"> • Tracking of overflow plumes along tidal current (full tidal excursion) and wave <ul style="list-style-type: none"> - Movement of overflowing sediments - Transport of very fine suspended particles especially during stratification - Continuous observation by distances and by depth layers • Desorption/adsorption of pollutants from suspended sediments due to marine physical and hydrodynamic parameters <ul style="list-style-type: none"> - Impact on water quality parameters (SS, DISi, DIN, DIP, COD, TOC, some metals, Chl-a, etc.) • Change in phytoplankton community structure due to imbalanced supply of inorganic nutrients
Primary, Secondary	Disturbance of habitats and ecosystems	<ul style="list-style-type: none"> • Light attenuation due to the elevated suspended materials <ul style="list-style-type: none"> - Degree of prohibition of photosynthesis • Selection and it's intensive monitoring of key species, sensitive species, etc <ul style="list-style-type: none"> - Reproduction, growth, succession, etc - Mortality/survival due to marine sand mining • Assessment of ecological disturbance <ul style="list-style-type: none"> - Calculation of IMD (Index of multivariate dispersion) and r.IMD (the relative IMD) - [Polychaete/(Amphipod + Polychaete)] ratio in benthic ecosystems • Assessment of the process of recolonisation and rates of recovery following cessation of dredging <ul style="list-style-type: none"> - ANOVA test among stations on species composition (the number of species/taxa), population density, and biomass - Univariate (calculation of main ecological indices) and multivariate (MDS, ANOSIM)* analyses • Assessment of exposure and bioaccumulation of organisms to refractory pollutants using food-web structure (Biomonitoring with mesocosm experiments)

* MDS denotes non-parametric multi-dimensional scaling (MDS) ordination, ANOSIM denotes analysis of similarities.

와 세기가 증대되고 있으므로, 장기간 동안 누적된 영향과 여러 인과 관계를 과학적으로 규명하기 위해 표준화된 조사 기준 및 지침이 마련되어야 한다는 점이다. Table 3은 해양환경영향조사서와 국내·외 선행 연구 결과를 면밀히 검토하여, 바다모래 채취 시 부유토사, 기타 오염물질 등의 확산과 전달 경로, 그리고 관련 영향을 모니터링하기 위해 추가되어야 할 평가 항목과 방법을 요약한 내용이다(3.3.2 참조). 단, 채취 구역의 이화학적 특성, 지형·지질 구조, 생태 환경 등을 고려하여 평가 항목을 선정해야 하며, 세부적인 적용 범위를 판단하기 위해서는 추후 충분한 논의를 통해 결정해야 할 것으로 판단된다.

우리나라보다 훨씬 이전부터 해양환경 보호와 생태계 보전의 중요성에 주목한 북유럽 국가 등은 바다모래 채취와 관련된 환경영향 인자들을 포괄하는 통합 연구 조사에 주안점을 두고 있으며(Tillim et al., 2011; Ware and Kenny, 2011), 더 나아가 유한한 해양 광물자원 채취에 있어서 지속가능한 관리계획 수립이 필요하다는 점을 강조하고 있다(ICES, 2003).

영국의 경우, 2000년대에 이미 ‘해양 광물자원 및 골재 채취를 위한 지침’을 별도로 마련하였다(ODPM, 2002). 골재 채취를 위한 사전 해양환경 조사 시, 3-4년의 충분한 기간 동안 각 개별적인 환경 요소뿐만 아니라 다년간의 자연적인 변동 상황을 집중 모니터링 하도록 권고하고 있다. 사업 착수 시에도 정기 조사와 수시 조사를 병행하여, 골재 채취로 인한 부정적 영향을 최소화하기 위한 노력을 기울이고 있다. 더 나아가 북유럽국가들을 중심으로 이른바 OSPAR 협정이 체결되어 1998년부터 시행하고 있다(OSPAR Commission, 2009). 이 협약의 주요 골자는 매년 $50 \times 10^6 \sim 60 \times 10^6 \text{ m}^3$ 의 바다골재 채취가 이루어지는 북동대서양 연안 해역에 대해, 해양 환경을 보호하고, 효율적으로 관리하면서, 해양자원 이용을 둘러싼 이해당사국 간 분쟁을 최소화하기 위해, 공동의 정책을 펴나가자는데 있다.

향후 우리나라에서도 보다 효율적인 조사 기법을 개발하고, 제도를 보완 정비하여, 다년간의 사전 현황 조사와 함께 바다모래 채취의 특성에 맞는 해양 환경 및 생태계 가중 영

향을 모니터링해야 한다(Figs 2 and 3, Table 3 참조). 또한 장기간의 복합적인 영향을 평가(Cumulative effects assessment)하기 위한 통합 지침안을 마련하고, 이를 시행함으로써, 유한한 해양 광물자원인 바다 골재를 유용하게 채취하면서도, 해양환경을 효율적으로 관리하고 영향을 최소화하기 위한 방안을 수립하는 데에 적극 나서야 할 것이다.

4. 결 론

2008년~2012년까지 수행된 해양환경 조사 결과를 바탕으로, 우리나라 주변해역에서 바다모래 채취 시 발생하는 현탁류에 대한 조사 현황을 검토하였다. 7곳의 바다모래 채취 구역 중 2곳에서만 수km에서 10km 이내의 제한된 구역에서 현탁류 내 부유토사의 확산과 이동에 관한 조사가 수행된 것으로 나타났다. 더욱이 부유토사의 확산 영향과 함께 해양 환경과 생태계에 잠재적 누적 영향을 미칠 수 있는 영양염, 중금속과 같은 유해 물질에 대한 추적 조사는 전혀 수행되고 있지 않았다.

향후 기상 및 해양물리적인 영향을 종합적으로 고려하여, 현탁류의 최대 확산 범위에 대해 현실적으로 설정하고, 그에 따른 오염물질의 추적 조사를 확대 실시하는 등의 개선 사항에 대해 제안하였다. 우선, 바다모래 채취 시 해저 퇴적층, 준설선에서 방류되는 율류수 등에서 기인하는 현탁류(Turbidity plume)로 인해 야기되는 해양 환경 및 생태계에 대한 현장 모니터링을 강화해야 한다. 이에 따라 현탁류의 수평·수직 확산 범위와 경로를 추적하여, 채취구역의 내측과 경계구역 밖에서 발생할 수 있는 2차적인 영향에 대해 면밀한 조사가 수행되어야 한다. 이를 위해서는 조류, 파랑, 바람장, 수심, 하계 성층화 등의 영향을 고려하여 현탁류의 확산에 대한 집중 모니터링 방안과 세부 기법을 개발 또는 도입해야 한다. 두 번째로서, 현탁류의 확산 경로 상에서 영양염, 중금속 등 수중 오염물질로 인해 주변 해양환경뿐만 아니라 유용 수산생물 등 해양생태계에 미치는 장기적인 누적 영향을 모니터링하기 위한 구체적인 계획을 수립해야 한다. 수중으로 영양염의 인위적인 공급이 발생할 경우 일차생산자의 과다 증식 또는 군집 천이가 일어날 수 있으므로 이에 대한 집중 모니터링이 필요하며, 중금속 등 난분해성 유해물질의 체내 농축 및 전이 과정 등에 대해 물질 순환의 개념을 도입하여 추적 조사해야 한다. 셋째, 제도적인 보완을 통해 바다모래 채취와 관련된 사전 조사(해역이용협의)와 사후 관리 조사(해양환경영향조사)의 상호 연계를 통해, 체계적인 통합 관리를 수행해야 한다. 각 단계별로 세부 지침을 마련함으로써, 바다모래 채취 전·후의 영향 평가에 있어서 체계적이고 연속적인 모니터링이 가능하도록 하는 개선 방안이

필요하다. 관련 기관에서는 이와 같은 사항들에 대해 바다모래 채취업자(또는 평가대행자)로 하여금 이행할 수 있도록 적극 권고해야 하며, 해양환경 및 생태계 조사 결과를 종합적으로 평가하여 부정적 영향을 최소화하기 위한 공동의 노력이 필요하다.

사 사

본 연구는 국립수산과학원의 지원(RP-2014-ME-009)에 의해 수행되었습니다.

References

- [1] Auld, A. H. and J. R. Schubel(1978), Effects of suspended sediment on fish eggs and larvae: A laboratory assessment, *Estuarine and Coastal Marine Science*, Vol. 6, pp. 153-164.
- [2] Back, J. W., K. H. Kim, S. H. Lee, K. H. Lee, D. J. Lee, J. H. Chae and W. C. Lee(2009). Meiofauna community from sandy sediments near Taean in the Yellow Sea, Korea, *Ocean and Polar Research*, Vol. 31, No. 2, pp. 199-212.
- [3] Brockmann, U. H., R. W. P. M. Laane and H. Postma(1990), Cycling of nutrient elements in the North Sea, *Netherlands Journal of Sea Research*, Vol. 26, No. 2-4, pp. 239-264.
- [4] Bryant, V., D. M. Newbery, D. S. McLusky and R. Campbell(1985), Effect of temperature and salinity on the toxicity of nickel and zinc to two estuarine invertebrates (*Corophium volutator*, *Macoma balthica*), *Marine Ecology Progress Series*, Vol. 24, pp. 139-153.
- [5] Burd, B. J., P. A. G. Barnes, C. A. Wright and R. E. Thomson(2008), A review of subtidal benthic habitats and invertebrate biota of the Strait of Georgia, British Columbia, *Marine Environmental Research*, Vol. 66, pp. S8-S38.
- [6] Cho, D. H. and H. B. Chang(2003), The Demand-Supply Situation and Management Plan for Marine Sand, Report of KMI (Korea Maritime Institute), pp. 40-92.
- [7] Cho, D. O.(2006), Challenges to sustainable development of marine sand in Korea. *Ocean & Coastal Management*. Vol. 49, pp. 1-21.
- [8] Choi, J. H., J. Y. Choi and Y. K. Cho(2012), Study on erosion cause analysis and implication, *Journal of Korean National Committee on Irrigation and Drainage*, Vol. 19, No. 1, pp. 3-18.
- [9] Choi, J. H., J. Y. Choi and Y. K. Cho(2013) The coast and suitability of beach nourishment was evaluated sand of

- Ongjngun, Taangun, and E.E.Z, used for the beach nourishment, Journal of Korean National Committee on Irrigation and Drainage, Vol. 20, No. 1, pp. 45-58.
- [10] Choi, J. S.(2002), Actual Conditions of Marine Sand Extraction and the Future Policy Direction, Report of KMI (Korea Maritime Institute), p. 3.
- [11] Conan, P., C. M. Turkey, E. Stutt, M. Pujo-Pay and M. Van Wambeke(1999), Relationship between phytoplankton efficiency and the proportion of bacterial production to primary production in the Mediterranean Sea, Aquatic Microbial Ecology, Vol. 17, No. 2, pp. 131-144.
- [12] Conley, D. J.(2000), Biogeochemical nutrient cycles and nutrient management strategies, Hydrobiologia, Vol. 410, pp. 87-96.
- [13] Cooper, K. M.(2013), Setting limits for a acceptable change in sediment particle size composition: Testing a new approach to managing marine aggregate dredging, Marine Pollution Bulletin, Vol. 73, pp. 86-97.
- [14] Dong, L. X., W. B. Guan, Q. Chen, X. H. Li, X. H. Liu and X. M. Zeng(2011), Sediment transport in the Yellow Sea and East China Sea. Estuarine, Coastal and Shelf Science, Vol. 93, pp. 248-258.
- [15] Durrieu de Madron, X., B. Ferré, G. Le Corre, C. Grenz, P. Conan, M. Pujo-Pay, R. Buscail and O. Bodiot(2005), Trawling-induced resuspension and disposal of muddy sediments and dissolved elements in the Gulf of Lion (NW Mediterranean), Continental Shelf Research, Vol. 25, pp. 2387-2409.
- [16] Eggleton, J. and K. V. Thomas(2004), A review of factors affecting the release and bioavailability of contaminants during sediment disturbance events, Environment International, Vol. 30, pp. 973-980.
- [17] Elliott, M. and V. N. de Jonge(2002), The management of nutrients and potential eutrophication in estuaries and other restricted water bodies, Hydrobiologia, Vol. 475/476, pp. 513-524.
- [18] Erfemeijer, P. L. A. and R. R. R. Lewis III(2006), Environmental impacts of dredging on seagrasses: A Review, Marine Pollution Bulletin, Vol. 52, pp. 1553-1572.
- [19] Fisher, N. S., I. Stupakoff, S. Sanudo-Wilhelmy, W. X. Xang, J. L. Teysse, S. W. Fowler and J. Crusius(2000), Trace metals in marine copepods: a field test of a bioaccumulation model coupled to laboratory uptake kinetics data, Marine Ecology Progress Series, Vol. 194, pp. 211-218.
- [20] Giblin, A. E., C. S. Hopkins and J. Tucker(1997), Benthic metabolism and nutrient cycling in Boston Harbor, Massachusetts. Estuaries, Vol. 20, No. 2, pp. 346-364.
- [21] Groot, S. J. de(1980), The consequences of marine gravel extraction on the spawning of herring, *Culpea harengus* L., Journal of Fish Biology, Vol. 16, pp. 605-611.
- [22] Han, M. W. and Y. C. Park(1992), Submarine environmental characteristics of porewater around Deok-jeok island, Yellow Sea, Journal of the Korean Environmental Sciences Society, Vol. 1, No. 1, pp. 77-88.
- [23] Hendozko, E., P. Szefer and J. Warzocha(2010), Heavy metals in *Macoma balthica* and extractable metals in sediments from the southern Baltic Sea, Ecotoxicology and Environmental Safety, Vol. 73, pp. 152-163.
- [24] Herrmann, C., J. C. Krause, N. Tsoupikova and K. Hansen(1999), Marine sediment extraction in the Baltic Sea: Status report. Helsinki Commission (Baltic marine environmental protection commission). Baltic Sea environment proceedings, No. 76, pp. 11-23.
- [25] Huang, J., X. Ge and D. Wang(2012), Distribution of heavy metals in the water column, suspended particulate matters and the sediment under hydrodynamic conditions using an annular flume, Journal of Environmental Sciences, Vol. 24, No. 12, pp. 2051-2059.
- [26] ICES(2003), International Council for the Exploration of the Sea, ICES Guidelines for the management of marine sediment extraction. In Report of the ICES Advisory Committee on the Marine Environment. ICES Co-operative Research Report 263, pp. 210-215.
- [27] Islam, M. S. and M. Tanaka(2004), Impacts of pollution on coastal and marine ecosystems including coastal and marine fisheries and approach for management: a review and synthesis, Marine Pollution Bulletin, Vol. 48, pp. 624-649.
- [28] Justic, D., N. N. Rabalais and R. E. Turner(1995), Stoichiometric nutrient balance and origin of coastal eutrophication, Marine Pollution Bulletin, Vol. 30, No. 1, pp. 41-46.
- [29] Kim, B. O., S. H. Lee and J. S. Yang(2005) Bathymetric change of a sand mining site within EEZ, West Sea of Korea, Journal of Korean Earth Science Society, Vol. 26, No. 8, pp. 836-843.
- [30] Kim, C. S. and H. S. Lim(2009), Sediment dispersal and deposition due to sand mining in the coastal waters of Korea, Continental Shelf Research, Vol. 29, pp. 194-204.

- [31] Kim, S. U., Y. O. Hwang, A. S. Park, Y. A. Park, H. J. Ham, S. M. Choi and J. H. Kim(2011), Contents of heavy metals (Hg, Pb, Cd, Cu) and risk assessment in commercial cephalopods, Journal of the Korean Society of Food Science and Nutrition, Vol. 40, No. 4, pp. 606-612.
- [32] Kim, T. H., H. J. Oh and Y. H. Youn(2004), Comparison on local wind waves in Gyeonggi Bay, Journal of the Korean Meteorological Society, Vol. 40, No. 4, pp. 485-495.
- [33] Kim, T. G.(2009), Efficient management of marine resources in conflict: An empirical study of marine sand mining, Korea. Journal of Environmental Management, Vol. 91, pp. 78-86.
- [34] Kim, T. G. and T. Grigalunas(2009), Simulating direct and indirect damages to commercial fisheries from marine sand mining: A case study in Korea, Environmental Management, Vol. 44, pp. 566-578.
- [35] KMI(2005), Korea Maritime Institute, Estimates of the Economic Cost to Commercial Fisheries in Ongjin, Korea because of Marine Sand Mining, pp. 149-170.
- [36] KMI(2006), Korea Maritime Institute, Estimates of the Economic Cost to Coastal Erosion due to Marine Sand Extraction, pp. 20-26.
- [37] Kum, B. C., D. H. Shin, S. K. Jung, S. Jang, N. D. Jang and J. K. Oh(2010), Morphological features of bedforms and their changes due to marine sand mining in southern Gyeonggi Bay, Ocean and Polar Research, Vol. 32, No. 4, pp. 337-350.
- [38] Kum, B. C and D. H. Shin(2013), Dune migration on an offshore sand ridge in the southern Gyeonggi Bay, Korea. Ocean and Polar Research, Vol. 35, No. 1, pp. 51-61.
- [39] Kutser, T., L. Metsamaa and E. Vahtmäe and R. Aps(2007), Operative monitoring of the extent of dredging plumes in coastal ecosystems using MODIS satellite imagery, Journal of Coastal Research, Vol. 50, pp. 180-184.
- [40] Laane, R. W. P. M., A. D. Vethaak, J. Gandrass, K. Vorkamp, A. Köhler, M. M. Larsen and J. Strand(2013). Chemical contaminants in the Wadden Sea: Sources, transport, fate and effects, Journal of Sea Research, Vol. 82, pp. 10-53.
- [41] Lee, D. I., K. H. Eom, K. A. Jeon and G. Y. Kim(2010a), Scoping for environmental impact and system improvement of marine sand mining in Korea, Journal of Environmental Impact Assessment. Vol. 19, No. 3, pp. 335-345.
- [42] Lee, D. I., D. S. Park, K. H. Eom and G. Y. Kim(2010b), Status of marine sand mining and assessment system in Korea, Journal of Environmental Impact Assessment, Vol. 19, No. 3, pp. 357-365.
- [43] Lee, J. S. and B. G. Lee(2005), Relationship between clearance rates and metal uptake rates of *Corbicula fluminea*, *Potamocorbula amurensis*, *Macoma balthica*: Influence of water temperature and body size, Korean Journal of Malacology, Vol. 21, No. 1, pp. 41-46.
- [44] Lim, D. I., K. C. Rho, P. G. Jang, S. M. Kang, H. S. Jung, R. H. Jung and W. C. Lee(2007), Temporal-spatial variations of water quality in Gyeonggi Bay, west coast of Korea, and their controlling factor, Ocean and Polar Research, Vol. 2, No. 2, pp. 135-153.
- [45] Liu, S. M., J. Zhang, S. Z. Chen, H. T. Chen, G. H. Hong, H. Wei and Q. M. Wu(2003), Inventory of nutrient compounds in the Yellow Sea, Continental Shelf Research, Vol. 23, pp. 1161-1174.
- [46] Maeng, J. H and B. J. Cho(2010), A study on determinations of survey station in marine fauna and flora based by impact prediction of environment impact assessment in coastal development projects, Report of KEI (Korea Environment Institute), pp. 25-37.
- [47] Min, G. O.(2004), Impacts of sand mining activity on the marine environment and fishery resources in Kyeonggi Bay, Korea, Master's thesis, Inha University, p. 3.
- [48] Ministry of Land, Transport and Maritime Affairs(2009), Study for Environment-friendly Management Plan of Marine Sand Extraction Areas. Final Report, pp. 26-41.
- [49] Ministry of Land, Transport and Maritime Affairs(2012), Guidelines for Practitioners on the System of Sea Area Utilization Consultations, pp. 131-315.
- [50] MOLIT(2013), Ministry of Land, Infrastructure and Transport, Statistical information, Available from: <https://stat.molit.go.kr/portal/search/searchList.do/>.
- [51] Nayar, S., B. P. L. Goh and L. M. Chou(2004), Environmental impact of heavy metals from dredged and resuspended sediments on phytoplankton and bacteria assessed in *in situ* mesocosms, Ecotoxicology and Environmental Safety, Vol. 59, pp. 349-369.
- [52] Newell, R. C., L. J. Seiderer and D. R. Hitchcock(1998), The impact of dredging works in coastal waters: A review of the sensitivity to disturbance and subsequent recovery of biological resources on the sea bed, Oceanography and Marine Biology: An Annual Review, Vol. 36, pp. 127-178.
- [53] NFRDI(2010), National Fisheries Research Development Institute, Report of Korean Coastal and Offshore Fishery Census, Fisheries Information Portal, Available from:

- http://portal.nfrdi.re.kr/upload/all/all_2010_09.pdf/.
- [54] ODPM(The Office of the Deputy Prime Minister)(2002), Marine Mineral Guidance 1: Extraction by dredging from the English seabed, Available from: www.communities.gov.uk.
- [55] OSPAR Commission(2009), Summary assessment of sand and gravel extraction in the OSPAR maritime area, pp. 1-12.
- [56] Pakhomova, S. V., P. O. J. Hall, M. Y. Konoets, A. G. Rozanov, A. Tengberg and A. V. Vershinin(2007), Fluxes of iron and manganese across the sediment-water interface under various redox conditions. *Marine Chemistry*, Vol. 107, pp. 319-331.
- [57] Robinson, J. E., R. C. Newell, L. J. Seiderer and N. M. Simpson(2005), Impacts of aggregate dredging on sediment composition and associated benthic fauna at an offshore dredge site in the southern North Sea, *Marine Environmental Research*, Vol. 60, pp. 51-68.
- [58] Smayda, T. J.(1990), Novel and nuisance phytoplankton blooms in the sea: Evidence for global epidemic, In *Toxic Marine Phytoplankton* (Graneli, E., B. Sundstrom, R. Edler and D. M. Anderson, eds), Elsevier, New York, pp. 29-40.
- [59] Son, K. H. and K. N. Han(2007), The fluctuation of biological communities as an effect of marine sand mining in the Gyeonggi Bay, *Ocean and Polar Research*, Vol. 29, No. 3, pp. 205-216.
- [60] Stathan, P. J.(2012), Nutrients in estuaries - An overview and the potential impacts of climate change, *Science of the Total Environment*, Vol. 434, pp. 213-227.
- [61] Tillim, H. M., A. J. Houghton, J. E. Saunders, R. Drabble and S. C. Hull(2011), Direct and indirect impacts of aggregate dredging, *Marine Aggregate Levy Sustainability Fund, Science Monograph Series: No. 1*, pp. 1-41.
- [62] Tramontano, J. M. and W. F. Bohlen(1984), The nutrient and trace metal geochemistry of a dredge plume. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, Vol. 18, pp. 385-401.
- [63] Turner, A. and G. E. Millward(2002), Suspended particles: Their role in estuarine biogeochemical cycles. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, Vol. 55, pp. 857-883.
- [64] Van der Oost, R., J. Beyer and N. P. E. Vermeulen(2003), Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment: a review, *Environmental Toxicology and Pharmacology*, Vol. 13, pp. 57-149.
- [65] Vethaak, A. D. and T. A. Rheinallt(1992). Fish disease as a monitor for marine pollution: the case of the North Sea. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, Vol. 2, pp. 1-32.
- [66] Vethaak, A. D., J. G. Jol, A. Meijboom, M. L. Eggens, T. A. Rheinallt, P. W. Wester, T. van de Zande, A. Bergman, N. Dankers, F. Arriese, R. A. Baan, J. M. Everts, A. Opperhuizen and J. M. Marquenie(1996), Skin and liver diseases induced in flounder (*Platichthys flesus*) after long-term exposure to contaminated in large-scale mesocosms, *Environmental Health Perspectives*, Vol. 104, No. 11, pp. 1218-1229.
- [67] Wang, B., G. Yu, J. Huang, T. Wang and H. Hu(2011), Probabilistic ecological risk assessment of DDTs in the Bohai Bay based on a food web bioaccumulation model, *Science of the Total Environment*. Vol. 409, pp. 495-502.
- [68] Wang, W. X. and R. C. H. Dei(1999), Factors affecting trace element uptake in the black mussel *Septifer virgatus*, *Marine Ecology Progress Series*, Vol. 186, pp. 161-172.
- [69] Ware, S. and A. Kenny(2011), Guidelines for the Conduct of Benthic Studies at Marine Aggregate Extraction Sites. 2nd Edition, *Marine Aggregate Levy Sustainability Fund*, pp. 1-76.
- [70] Wu, J., J. T. Liu and X. Wang(2012), Sediment trapping of turbidity maxima in the Changjiang Estuary, *Marine Geology*, Vol. 303-306, pp. 14-25.
- [71] Yang, J. S., Y. H. Jeong and K. H. Ji(2008), Changes in the sensitive chemical parameters of the seawater in EEZ, Yellow Sea during and after the sand mining operation, *Journal of the Korean Society of Oceanography*, Vol. 13, No. 1, pp. 1-14.
- [72] Yu, O. H., H. G. Lee, J. H. Lee and D. S. Kim(2006), Impacts of sand mining on the macrobenthic community in Gyeonggi Bay, Korea, *Ocean and Polar Research*, Vol. 28, No. 2, pp. 129-144.

원고접수일 : 2014년 02월 07일

원고수정일 : 2014년 04월 08일 (1차)

2014년 04월 22일 (2차)

게재확정일 : 2014년 04월 25일