

수중소음에 의한 해양 어류 및 무척추동물의 생물학적 영향범위 및 임계치 고찰

김범기¹ · 진가영¹ · 이정현² · 이창근³ · 김종성^{4,†}

¹서울대학교 지구환경과학부 대학원생

²서울대학교 지구환경과학 교육연구단 연구원

³서울대학교 해양연구소 연구원

⁴서울대학교 지구환경과학부 교수

Range of the Biological Effects and Threshold Values on Marine Fish and Invertebrates by Underwater Noise

Beomgi Kim¹, Gayoung Jin¹, Junghyun Lee², Changkeun Lee³, and Jong Seong Kim^{4,†}

¹Graduate Student, School of Earth and Environmental Sciences & Research Institute of Oceanography, Seoul National University, Seoul 08826, Korea

²Postdoctoral fellow, School of Earth and Environmental Sciences, Seoul National University, Seoul 08826, Korea

³Postdoctoral fellow, Research Institute of Oceanography, Seoul National University, Seoul 08826, Korea

⁴Professor, School of Earth and Environmental Sciences & Research Institute of Oceanography, Seoul National University, Seoul 08826, Korea

요 약

신재생에너지 개발 및 이용 증대에 따라 해상에서 수중소음에 의한 생물영향이 증가할 것으로 예상되지만, 이에 대한 생물영향 평가 연구는 미흡한 실정이다. 본 연구에서는 국내외 선행연구 리뷰를 통해 수중소음으로 인한 어류 및 무척추동물의 영향 범위를 산정하고자 한다. 총 21개 문헌 리뷰를 통해 3가지 소음원(파일 항타, 터빈 운영, 탄성파 에어건)이 어류 16종 및 무척추동물 7종에 미치는 영향을 생리, 물리, 행동적 영향으로 구분하였다. 그 결과 생물영향 범위는 109–203 dB re 1 μ Pa SPL_{rms} 및 151–256 dB re 1 μ Pa SPL_{peak}로 나타났으며, 부레가 발달된 표영성 어류가 저서성 어류보다 수중소음에 더 민감하였다. 무척추동물의 생물영향 범위는 141–178 dB re 1 μ Pa SPL_{rms} 및 194–231 dB re 1 μ Pa SPL_{peak}로 나타났으며 평형포가 발달된 두족류가 가장 민감하였다. 파일 항타 및 탄성파 에어건과 같은 충격음은 어류와 무척추동물의 행동(회피반응, 유영행동)에, 터빈 운영 소음과 같은 연속음은 생리(효소활성, 발달) 반응에 영향을 나타냈다. 향후 실제 서식 생물을 고려한 수중소음 생물영향 평가를 통해 국내 실정에 적합한 과학적이고 객관적인 평가 기준 제시가 필요하다.

Abstract – According to the increase in development and utilization of new and renewable energy, marine stress (underwater noise, suspended sediment, etc.) is predicted to increase, while the criteria for fishes and invertebrates are insufficient. In this study, we reviewed previous studies which assessed the biological impact on fishes and invertebrates to present the range of impact. Biological impact by exposure of three noise sources (pile driving, turbine, seismic airgun) was classified in the three endpoints (physiological, physical, and behavior), by reviewing the 21 literature (16 fish and 7 invertebrate species). Range of biological impact for fish was 109–203 dB re 1 μ Pa SPL_{rms} and 151–256 dB re 1 μ Pa SPL_{peak}. Pelagic fish which have developed swim bladder showed higher sensitivity to underwater noise compared with demersal fish. Range of biological impact for invertebrate was 141–178 dB re 1 μ Pa SPL_{rms} and 194–231 dB re 1 μ Pa SPL_{peak}. The most noise sensitive taxon was cephalopod which have developed statocyst. Behavioral impacts (avoidance, swimming speed) were found mainly by exposure to impulse noise, such as pile driving and seismic airgun. When continuous noise was exposed, such as turbine noise, physiological impacts (enzymatic activity, development) were found. Further study is needed to

[†]Corresponding author: jskocean@snu.ac.kr

consider indigenous organisms in Korea, to suggest scientific and objective assessment criteria suitable for the domestic circumstance.

Keywords: Anthropogenic noise(인위적소음), Underwater noise(수중소음), Fish(어류), Invertebrate(무척추동물), Biological impact(생물영향)

1. 서론

우리나라는 최근 신재생에너지로 각광받고 있는 해상풍력단지 조성 사업을 확대하는 추세이다. 특히 전남 신안군 일대에 건설 예정인 해상풍력단지는 설치 용량이 8.2 GW로 세계 최대 규모이며, 이는 연간 약 1,000만 톤(t)의 이산화탄소를 절감할 수 있어 정부의 2050 탄소중립 실현에 선도 모델로 인정받고 있다. 그러나 해상풍력단지 건설은 파일 항타 작업 및 터빈 운영에 의한 수중소음, 전력 케이블에 의한 전자기장, 해체 시 부유사 등의 스트레스를 야기하여 포유류(Bailey *et al.*[2010]), 바다거북(Piniak *et al.* [2012]), 어류(Halvorsen *et al.*[2012]), 무척추동물(de Soto *et al.* [2013]) 등 다양한 해양생물에 해로운 영향을 미치는 것으로 알려져 있다.

수중소음은 해양동물의 의사소통, 먹이 활동, 번식 등 생존에 필요한 정보(소리)의 감지를 방해하거나 직접적인 악영향을 미칠 수 있다(Hawkins *et al.*[2017]). 특히, 해상에서 발생하는 대부분의 인위적 수중소음(파일 항타, 터빈 운영, 탄성과 에어건 등)은 2,000 Hz 전후의 저주파인데 이는 대부분의 해양동물의 가청 대역과 유사하다(Slabbekoorn *et al.*[2010]). 또한 수중에서 장파장의 저주파 소리는 환경에 따라서 수십 킬로미터를 이동할 수 있기에(Urick[1983]; Rogers and Cox[1988]), 수중소음 발생원으로부터 멀리 떨어진 곳에 서식하는 해양동물에게도 영향을 미칠 수 있다.

현재 수중소음 노출 지침의 대부분은 해양포유류나 바다거북에 집중되어 있다. 해양생태계에서 어류 및 무척추동물은 매우 높은 생물량으로 상위 영양단계에 중요한 먹이 사슬을 이루고 있지만, 해양포유류나 바다거북에 비하여 생물영향 연구 또는 지침이 부족한 실정이다(Popper *et al.*[2014]). 어류 및 무척추동물은 유영 능력, 청각, 생리학, 행동학적 등의 생태학적으로 해양포유류와 크게 다르기 때문에 별도로 고려하여 그에 맞는 기준을 제시

해야 한다. 따라서 본 연구에서는 i) 국내외 어류 및 무척추동물의 수중소음에 의한 생물영향 연구 사례 조사, ii) 어류 및 무척추동물의 피해 영향 범위 산정, iii) 이를 통한 관리 방안을 제시하고자 한다.

2. 재료 및 방법

국내외에서 수행된 어류 및 무척추동물에 대한 수중소음 영향 관련 선행연구를 학술 데이터 베이스인 “Google Scholar”에서 “어류(fish)”, “무척추동물(invertebrate)”, “인위적 소음(anthropogenic noise)”, “해상풍력발전단지(offshore wind farm)”, “파일 항타(pile driving)”, “소음 공해(noise pollution)”, “스트레스(stress)”, “영향(impact)” 등의 키워드 검색을 통하여 21개의 문헌을 수집하였다. Fig. 1과 같이 3가지의 소음원(파일 항타, 터빈 운영, 탄성과 에어건)에 의한 4가지 분류군(경골어류, 갑각류, 두족류, 이매패류)에 포함되는 23종의 어류 및 무척추동물에 대한 영향을 분석하였다.

어류 16종, 무척추동물 7종을 대상으로 분석한 측정항목(endpoint)을 크게 i) 생리(호르몬, 효소활성, 호흡률, 성장률), ii) 물리(일시적 청력손실, 청각손상, 기관손상, 치사율), iii) 행동(회피반응, 유영행동, 먹이섭식)의 세가지로 분류하였다(Table 1과 2).

수중소음에 의한 생물영향을 정량적으로 비교하기 위하여 해당 분야에서 주로 사용하는 소음의 단위인 실효 음압(root mean square sound pressure level, SPL_{rms}) 및 제로 투 피크 음압(zero to peak sound pressure level, SPL_{peak})을 분석하였다. 전반적으로 파일 항타 및 탄성과 에어건과 같은 충격음(impulsive noise)의 경우 SPL_{peak}를 터빈 운영 소음과 같은 연속음(continuous noise)의 경우 SPL_{rms}를 해당 소음 크기로써 제시하였다. 본문에서는 두가지 소음 단위를 그림 및 표에서 구분하여 표기하였다.

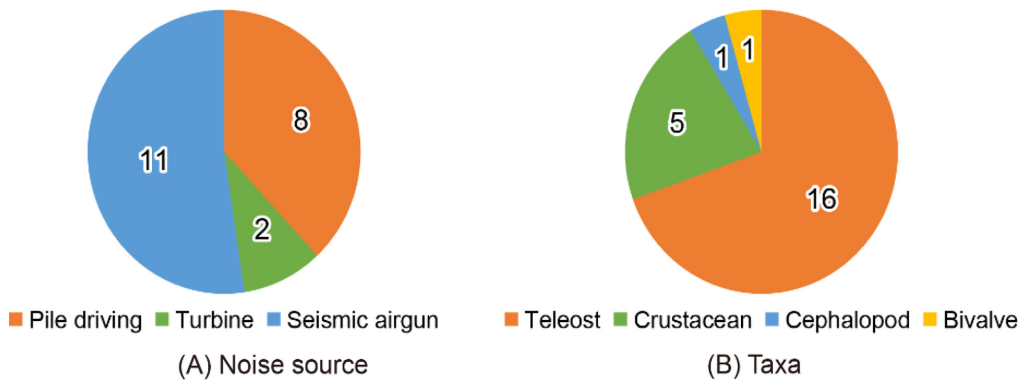


Fig. 1. (A) The number of noise sources and (B) taxa (species level) in this review study.

Table 1. Endpoints analyzed in studying effects of noise on fish

| Taxa | Endpoint | Noise source | Species | SPL _{rms} | SPL _{peak} | Frequency | Reference | |
|------------|---|------------------------------|--|--------------------|---------------------|-----------|--|--|
| | | | | (dB re 1 μPa) | | (Hz) | | |
| Physiology | mRNA transcription | Turbine | <i>Acanthopagrus schlegelii</i> | 109 | | 125 | Chang <i>et al.</i> [2018] ¹ | |
| | Cortisol, Superoxide dismutase | | | 138 | | 125 | | |
| | Cortisol, Lactate, Oxygen consumption rate, Growth rate | Pile driving | <i>Dicentrarchus labrax</i> | | | 210 | 210 | Debuschere <i>et al.</i> [2016] ² |
| | Opercular beat rate | Pile driving, Seismic airgun | | 152 | | n.a. | Spiga <i>et al.</i> [2017] ³ ; Radford <i>et al.</i> [2016] ⁴ | |
| Teleost | Temporal threshold shift, Otolith damage | Seismic airgun | <i>Coregonus nasus</i> , <i>Couesius plumbeus</i> , <i>Esox lucius</i> | | 205–210 | n.a. | Popper <i>et al.</i> [2005] ⁵ ; Song <i>et al.</i> [2008] ⁶ | |
| | Otolith damage | Seismic airgun | <i>Pagrus auratus</i> | 203 | 223 | 100–1,000 | McCauley <i>et al.</i> [2003] ⁷ | |
| | Organ damage, Mortality | Pile driving | <i>Oncorhynchus tshawytscha</i> | | 208 | n.a. | Halvorsen <i>et al.</i> [2012] ⁸ | |
| | Organ damage, Mortality | Seismic airgun | <i>Polyodon spathula</i> , <i>Scaphirhynchus albus</i> | 225 | 231 | n.a. | Popper <i>et al.</i> [2016] ⁹ | |
| | Mortality | Seismic airgun | <i>Ammodytes marinus</i> | | 256 | n.a. | Hassel <i>et al.</i> [2004] ¹⁰ | |
| | Mortality | Pile driving | <i>Solea solea</i> | | 210 | 50–1,000 | Bolle <i>et al.</i> [2012] ¹¹ | |
| | Distance moved | Seismic airgun | <i>Gadus morhua</i> , <i>Pollachius pollachius</i> , <i>Pollachius virens</i> , <i>Scomber scombrus</i> | | 218 | 80–128 | Wardle <i>et al.</i> [2001] ¹² | |
| Behavior | Distance moved, Swimming speed, Swimming direction | Pile driving | <i>Sebastes schlegelii</i> | 165 | | 50–1,500 | Heo <i>et al.</i> [2019] ¹³ | |
| | Initial avoidance, Swimming speed, Freezing response | Pile driving | <i>Gadus morhua</i> , <i>Solea solea</i> | 140–160 144–156 | | n.a. | Mueller-Blenkle <i>et al.</i> [2010] ¹⁴ | |
| | Startle response | Seismic airgun | <i>Ammodytes marinus</i> | | 256 | n.a. | Hassel <i>et al.</i> [2004] ¹⁰ | |
| | Startle response, Swimming speed, Turn angle | Pile driving | <i>Dicentrarchus labrax</i> | 152 | | n.a. | Spiga <i>et al.</i> [2017] ³ | |
| | Group cohesion, Swimming speed | Pile driving | | 129 | 151 | n.a. | Herbert-Read <i>et al.</i> [2017] ¹⁵ | |

Abbreviation: SPL, sound pressure level; rms, root mean square; peak, zero-to-peak; n.a., not available

Table 2. Endpoints analyzed in studying effects of noise on invertebrate

| Taxa | Endpoint | Noise source | Species | SPL _{rms} | SPL _{peak} | Frequency | Reference | |
|------------|-------------|---------------------|--|---|---------------------|-----------|---|--|
| | | | | (dB re 1 μ Pa) | | (Hz) | | |
| Crustacean | Physiology | Glucose, Protein | Seismic airgun | <i>Homarus americanus</i> | 172 | 195 | n.a. | Payne <i>et al.</i> [2007] ¹ |
| | | Development | Seismic airgun | <i>Cancer magister</i> | 168 | 231 | 125 | Pearson <i>et al.</i> [1994] ² |
| | Development | Turbine | <i>Austrohelice crassa, Hemigrapsus crenulatus</i> | 154 | | <1,000 | Pine <i>et al.</i> [2012] ³ | |
| | Physical | Mortality | Seismic airgun | <i>Homarus americanus,</i> | 172 | 195 | n.a. | Payne <i>et al.</i> [2007] ¹ ; |
| | | | | <i>Cancer magister,</i> <i>Chionoecetes opilio</i> | 168 178 | 231 | 125 n.a. | Pearson <i>et al.</i> [1994] ² ; Courteny[2009] ⁴ |
| Behavior | Feeding | Seismic airgun | <i>Homarus americanus</i> | 172 | 195 | n.a. | Payne <i>et al.</i> [2007] ¹ | |
| Bivalve | Physiology | Development | Seismic airgun | <i>Pecten novaezelandiae</i> | 164 | | 86–129 | de Soto <i>et al.</i> [2013] ⁵ |
| | Physical | Abnormality | | | 164 | | 86–129 | |
| Cephalopod | Behavior | Startle response | Pile driving | <i>Doryteuthis pealeii</i> | 141 | 194 | n.a. | Jones <i>et al.</i> [2020] ⁶ |
| | | Inking | | | 141 | 194 | n.a. | |
| | | Jetting | | | 141 | 194 | n.a. | |
| | | Body pattern change | | | 141 | 194 | n.a. | |

Abbreviation: SPL, sound pressure level; rms, root mean square; peak, zero-to-peak; n.a., not available

3. 결과 및 고찰

3.1 수중소음이 어류에 미치는 생물영향

수중소음에 대한 어류의 생물영향은 109–203 dB re 1 μ Pa SPL_{rms} 및 151–256 dB re 1 μ Pa SPL_{peak} 범위를 나타냈다(Fig. 2). 먼저 어류의 생리적 영향을 확인하기 위해 감성돔(*Acanthopagrus schlegelii*) 및 유럽바다농어(*Dicentrarchus labrax*)가 사용되었다. 측정항목 중 스트레스 호르몬인 코티솔은 138 dB re 1 μ Pa SPL_{rms}의 터빈 운영 소음 및 210 dB re 1 μ Pa SPL_{peak}의 파일 항타 소음 노출에 유의한 차이를 나타내지 않았다. 반면 효소활성 및 호흡률은 109–152 dB re 1 μ Pa SPL_{rms} 및 158–210 dB re 1 μ Pa SPL_{peak}의 수중소음 노출에 유의한 차이를 나타냈다(Debusschere *et al.*[2016]; Radford *et al.*[2016]; Spiga *et al.*[2017]; Chang *et al.*[2018]). 호르몬 및 호흡률은 외부 스트레스에 의해 빠르게 반응을 나타내는 지표이기 때문에 어류의 단기적인 생물영향을, 효소활성은 상대적으로 장기적(>7일)인 영향을 알아보는데 적합할 것으로 사료된다.

다음으로 어류의 물리 측정항목 중 일시적 청력손실(temporary

threshold shift, TTS)이 205–207 dB re 1 μ Pa SPL_{peak}의 탄성과 에어건 소음 노출에 의해 발생하였지만, 이식 손상은 발견되지 않았다(Popper *et al.*[2005]; Song *et al.*[2008])(Fig. 2). 하지만 223 dB re 1 μ Pa SPL_{peak}의 더 큰 크기의 탄성과 에어건 소음 노출에 금색돔(*Pagrus auratus*)은 이식 손상을 나타냈다(McCauley *et al.*[2003]). 표영성 어류인 왕연어(*Oncorhynchus tshawytscha*)는 부레 등의 기관이 208 dB re 1 μ Pa SPL_{peak}의 파일 항타 소음 노출에 의해 손상되었지만, 저서성 어류인 철갑상어류(*Polyodon spathula* 및 *Scaphirhynchus albus*)는 더 큰 크기의 탄성과 에어건 소음(208 dB re 1 μ Pa SPL_{peak}) 노출에도 기관 손상을 나타내지 않았다(Halvorsen *et al.*[2012]; Popper *et al.*[2016]). 치사율에 대한 영향은 최대 256 dB re 1 μ Pa SPL_{peak}의 탄성과 에어건 소음 노출에도 나타나지 않았다(Hassel *et al.*[2004]). 어류의 부레는 수중소음 노출과 같은 급격한 압력 변화에 의해 어체에 압력 손상(barotrauma)을 야기할 수 있다. 앞선 결과는 저서성 어류에 비해 표영성 어류의 부레가 발달되어 있어 수중소음에 의한 피해가 크게 나타난 것으로 사료된다. 따라서 부레의 발달과 같은 어류의 형태학적인 특징을 고려한 다

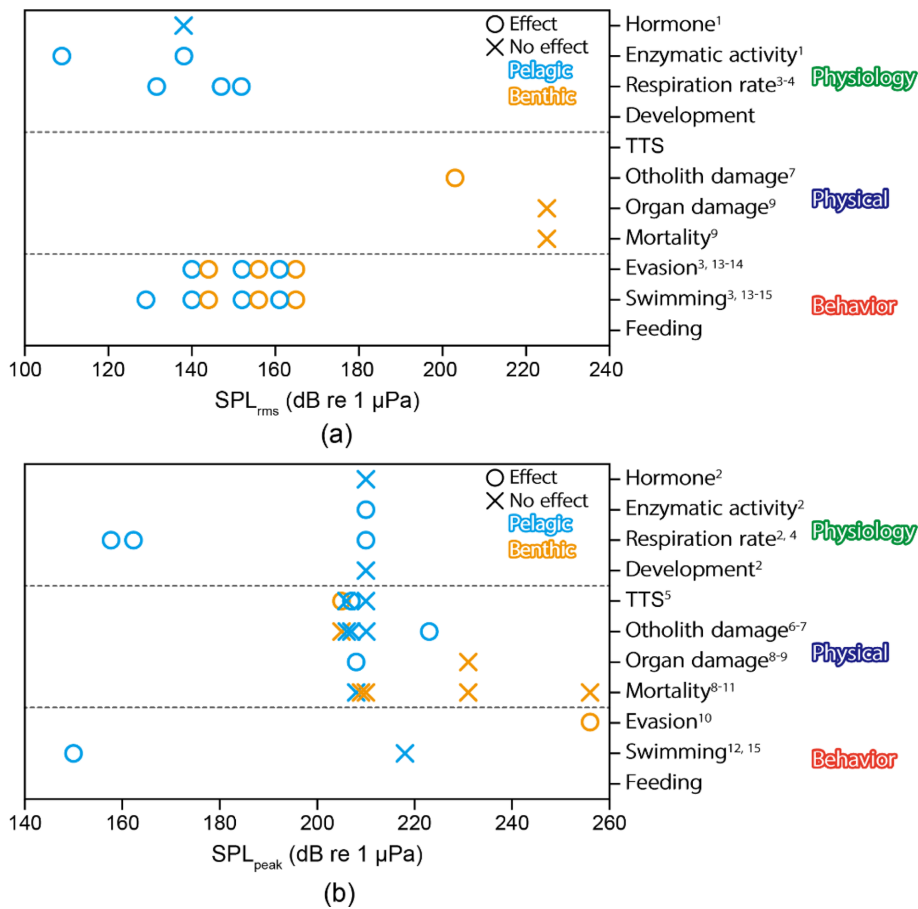


Fig. 2. Biological impact of underwater noises depending on (a) root mean square sound pressure level (SPL_{rms}) and (b) zero to peak sound pressure level (SPL_{peak}) on fish. Symbol indicates the significance of biological effects (○ = effect, × = no effect). Colors indicate habitats (blue = pelagic, yellow = demersal) and endpoints (green = physiology, navy = physical, red = behavior). No. on endpoints indicate the reference in Table 1. Abbreviation: TTS, temporary threshold shift.

양한 어중에 대한 생물영향 기준을 수립할 필요가 있음을 시사한다. 실제로 미국 국가표준 협회(American National Standards Institute)에서 제시한 수중소음 노출 지침에서도 어류의 부레 유무를 기준 노출 항목으로서 반영하고 있다(Popper *et al.*[2014]).

마지막으로 어류의 행동 측정항목 중 유영속도는 129 dB re 1 μ Pa SPL_{rms} 및 151 dB re 1 μ Pa SPL_{peak}의 파일 향타 소음 노출에 의해 유의하게 감소하였다(Herbert-Read *et al.*[2017])(Fig. 2). 또한 표영성 및 저서성 어류 모두 140–165 dB re 1 μ Pa SPL_{rms}의 소음에 노출 시 소음 노출원으로부터 회피하거나 유영속도가 유의하게 증가하였다(Mueller-Blenkle *et al.*[2010]; Heo *et al.*[2019]; Spiga *et al.*[2017]). 저서성 어류인 가나리류(*Ammodytes marinus*)는 256 dB re 1 μ Pa SPL_{peak}의 매우 큰 탄성과 에어건 소음에 놀람 반응을 나타냈지만 치사율에 유의한 차이는 나타나지 않았다(Hassel *et al.*[2004]). 어류의 행동적 영향은 수중소음 노출에 따라 즉각적인 반응을 나타내기에 호르몬이나 호흡률 등과 함께 단기적인 지표로써 활용 가능할 것으로 보인다. 한편 행동 측정항목의 변화요인은 수중소음 노출에 의한 인과관계를 판단하기 어려우므로 생리 및 물리 측정항목과 연계한 통합 해석이 필요하다.

3.2 수중소음이 무척추동물에 미치는 생물영향

수중소음에 대한 무척추동물의 생물영향은 141–178 dB re 1 μ Pa SPL_{rms} 및 194–231 dB re 1 μ Pa SPL_{peak} 범위를 나타냈다(Fig. 3). 먼저 생리 측정항목 중 효소활성은 갑각류(*Homarus americanus*)로 평가되었는데 탄성과 에어건 소음(172 dB re 1 μ Pa SPL_{rms} 및 195 dB re 1 μ Pa SPL_{peak}) 노출 시 유의한 영향은 나타나지 않았다(Payne *et al.*[2007]). 발달시간의 경우 168 dB re 1 μ Pa SPL_{rms} 및 231 dB re 1 μ Pa SPL_{peak}의 탄성과 에어건 소음에 노출 시 갑각류(*Cancer magister*)에는 영향이 나타나지 않았지만, 이매패류(*Pecten novaezelandiae*)는 164 dB re 1 μ Pa SPL_{rms}에 노출 시 영향이 관찰되었다(Pearson *et al.*[1994]; de Soto *et al.*[2013]). 한편 154 dB re 1 μ Pa SPL_{rms}의 터빈 운영 소음에 노출된 갑각류(*Austrohelice crassa* 및 *Hemigrapsus crenulatus*)는 발달시간이 지연된 것으로 확인하였다(Pine *et al.*[2012]). 위 결과를 토대로 무척추동물의 생물영향은 수중소음의 종류(터빈 운영 및 탄성과 에어건) 및 분류군(갑각류 및 이매패류)에 따라 상이하게 나타날 수 있음을 유추할 수 있다. 따라서 어류와 마찬가지로 다양한 종과 여러가지 항목을 고려한 생물영향 평가 기준이 필요할 것으로 사료된다.

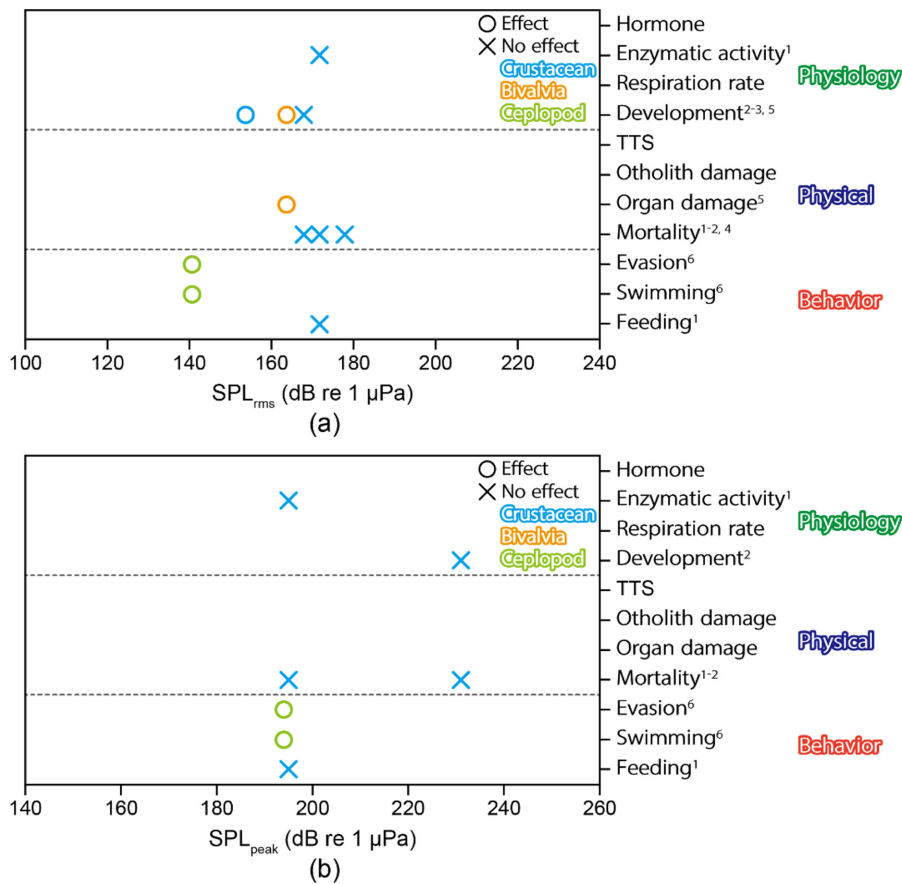


Fig. 3. Biological impact of underwater noises depending on (a) root mean square sound pressure level (SPL_{rms}) and (b) zero to peak sound pressure level (SPL_{peak}) on invertebrate. Symbol indicates the significance of biological effects (○ = effect, × = no effect). Colors indicate taxa (blue = crustacean, yellow = bivalve, yellow-green = cephalopod) and endpoints (green = physiology, navy = physical, red = behavior). No. on endpoints indicate the reference in Table 2. Abbreviation: TTS, temporary threshold shift.

다음으로 물리 측정항목 중 신체기형은 이매패류(*P. novaezelandiae*)에 164 dB re 1 μ Pa SPL_{rms}의 탄성과 에어건 소음 노출 시 확인되었다(de Soto *et al.*[2013])(Fig. 3). 이러한 결과는 수중소음 노출에 의해 호메오박스(homeobox)라는 신체 기관 분화와 관련된 유전자가 영향을 받은 것으로 예상된다. 따라서 유생 단계에서 이러한 큰 크기의 수중소음에 노출된다면 잠적적인 생물량의 감소로 이어질 수 있다. 하지만 무척추동물의 치사율은 어류와 마찬가지로 172–178 dB re 1 μ Pa SPL_{rms} 및 최대 231 dB re 1 μ Pa SPL_{peak}의 큰 크기의 탄성과 에어건 소음 노출에도 나타나지 않았다(Pearson *et al.*[1994]; Payne *et al.*[2007]; Courteny[2009]).

마지막으로 무척추동물의 행동 영향은 상대적으로 이동성이 높은 갑각류 및 두족류를 통해 평가되었다(Fig. 3). 행동 측정항목 중 회피 및 유영 행동은 두족류(*Doryteuthis pealeii*)가 141 dB re 1 μ Pa SPL_{rms} 및 194 dB re 1 μ Pa SPL_{peak}의 파일 향타 소음에 노출 시 유의하게 증가하였다(Jones *et al.*[2020]). 반면 섭식 행동은 갑각류(*H. americanus*)가 172 dB re 1 μ Pa SPL_{rms} 및 195 dB re 1 μ Pa SPL_{peak}의 탄성과 에어건 소음에 노출되어도 영향을 나타내지 않았다(Payne *et al.*[2007]). 두족류는 소리를 감지하는 평형포(statocyst)가 발달되어 있어 상대적으로 소음에 민감하게 반응하는 것으로 보이며(Solé *et al.*[2019]) 체색 변화나 먹물 분사 등을 통해 수중소음 노출에 대한 직관적인 행동 영향 평가가 가능하였다. 무척추동물은 어류에 비하여 연구가 부족하기 때문에 분류군의 특징을 고려한 측정항목을 선정하여 수중소음 노출에 의한 생물영향 평가 연구가 더욱 필요할 것으로 사료된다.

3.3 수중소음 관리방안

본 연구 자료를 기반으로 확인한 수중소음에 의한 어류 및 무척추동물의 최소 영향 기준은 표영성 어류 109 dB re 1 μ Pa SPL_{rms} 및 151 dB re 1 μ Pa SPL_{peak}, 저서성 어류 144 dB re 1 μ Pa SPL_{rms} 및 205 dB re 1 μ Pa SPL_{peak}, 갑각류 154 dB re 1 μ Pa SPL_{rms}, 이매패류 164 dB re 1 μ Pa SPL_{rms}, 두족류 141 dB re 1 μ Pa SPL_{rms} 및 194 dB re 1 μ Pa SPL_{peak}이었다. 현재까지의 어류 및 무척추동물에 대한 소음 영향 연구는 대부분 실험실 환경에서 이루어졌다. 실험실 환경 내에서 수행된 연구는 주로 일시적인 소음 영향(최소 2분, 최대 1주)을 평가했는데 공사기간 동안의 영향을 모두 반영하지 못하는 한계가 있었다. 또한 실제 해양환경에서는 선박 통행, 공사, 운영 소음 등 여러가지 인위적소음이 동시다발적으로 발생할 수 있다. 따라서 다양한 소음원을 동시에 노출하여 복합적인 영향을 평가하는 연구도 필요할 것으로 사료된다. 대규모 공사 소음은 최대 300 dB re 1 μ Pa 이상으로 크게 발생하며 탄성과 에어건 소음은 수천 미터까지 음파를 도달시키므로 실험실 규모에서는 이를 구현하는데 한계가 있다. 파일 향타 소음은 수층에서 전파되는 수중소음 외에도 향타 시 해저 지반을 통해 전파되기 때문에 현장 검증 또한 생물영향 평가 기준 수립에 있어 수행되어야 할 것이다. 그러므로 실제 서식 환경에서 다양한 소음원에 대한 생물영향 평가를 수행하기 위해 현재 수중소음 노출 실험의 한계를 보완한 현장 배

조코즘 실험이 필수적인 것으로 보인다.

소음 영향의 지속성 및 회복을 고려하여 과학적 자료를 기반으로 한 소음 규제가 논의될 필요가 있다. 이러한 과학적 자료를 바탕으로 국내에도 「해양생태계의 보전 및 관리에 관한 법률」, 「환경영향평가법」 등에 수중 소음 규제에 대한 항목이 제시되어야 한다. 미국 해양대기청(National Oceanic and Atmospheric Administration)에서 해양포유류에 대한 수중소음 노출 기준을 종별로 구분하지 않고 한 기준으로 포괄하는 방식과는 다르게 국내에서는 해양생물의 종별로 정밀한 기준을 논의할 필요가 있다. 이외에도 물리적으로 수중소음의 크기를 물리적으로 감소시킬 수 있는 기포 장막(bubble curtain)이나 인위적으로 소리를 발생하여 생물 행동을 유도하는 등의 기술 개발도 유용할 것으로 보인다. 장기적으로 수중소음 관리 제도는 탄성과 탐사, 선박 운항, 해상풍력단지 건설 확대 등의 인위 활동으로 증가하는 수중소음 대처와 관리에 대한 국민의 인식 증가와 개체군 감소 방지 인지 등을 포괄하는 방향으로 나아가야 한다.

4. 결 론

본 연구에서는 국내외 선행 연구 리뷰를 통해 수중소음 노출에 따라 어류, 갑각류 및 연체동물이 나타내는 생리, 물리, 행동적 영향 범위를 제시하였다. 전체 분류군 중 표영성 어류가 수중소음에 가장 민감한 영향을 받는 것으로 확인되었다. 국제 소음 규제 기준(어류, >207 dB re 1 μ Pa SPL_{peak})을 고려하였을 때, 어류는 낮은 수준(151 dB re 1 μ Pa SPL_{peak})의 수중소음에도 영향을 받는 것으로 보인다. 하지만 다른 분류군의 경우 수중소음 영향을 검토하기 위한 연구가 부족한 실정이다. 대한민국은 2050 탄소중립 실현을 위해 세계 최대 규모의 해상풍력단지 건설을 계획 중이지만, 아직 까지도 국내 실정에 맞는 수중소음 규제 방안이 미비한 실정이다. 따라서 국내에서 발생하는 인위적 수중소음의 발생 규모를 예측하고 실제로 영향을 받을 것으로 예상되는 서식 생물을 고려한 생물영향 평가를 수행하여 국내 실정에 적합한 과학적이고 객관적인 평가 기준 및 관리방안 제시가 필요하다.

후 기

본 연구는 해양수산부의 “과학기술기반 해양환경영향평가 기술개발(과제 번호: 20210427)” 과제의 지원을 받아 수행하였습니다.

References

- [1] Bailey, H., Senior, B., Simmons, D., Rusin, J., Picken, G. and Thompson, P.M., 2010, Assessing underwater noise levels during pile-driving at an offshore windfarm and its potential effects on marine mammals, *Mar. Pollut. Bull.*, 60, 888-897.
- [2] Bolle, L.J., de Jong, C.A.F., Bierman, S.M., van Beek, P.J.G., van Keeken, O.A., Wessels, P.W., van Damme, C.J.G., Winter,

- H.V., de Haan, D. and Dekeling, R.P.A., 2012, Common Sole Larvae Survive High Levels of Pile-Driving Sound in Controlled Exposure Experiments, *PLoS One*, 7(3), e33052.
- [3] Chang, H.Y., Lin, T.H., Anraku, K. and Shao, Y.T., 2018, The Effects of Continuous Acoustic Stress on ROS Levels and Antioxidant-related Gene Expression in the Black Porgy (*Acanthopagrus schlegelii*), *J. Zool. Stud.*, 57, 59.
- [4] Courtenay, S., Boudreau, M. and Lee, K., 2009, Potential impacts of seismic energy on snow crab: An update to the 2004 peer review, *Environ. Stud. Res. Fund*, 178.
- [5] de Soto, N.A., Delome, N., Atkins, J., Howard, S., Williams, J. and Johnson, M., 2013, Anthropogenic noise causes body malformations and delays development in marine larvae, *Sci. Rep.*, 3, 2831.
- [6] Debusschere, E., Hostens, K., Adriaens, D., Ampe, B., Botteldooren, D., Boeck, G.D., Muynck, A.d., Sinha, A.k., Vandendriessche, S., Hoorebeke, L.V., Vincx, M. and Degraer, S., 2016, Acoustic stress responses in juvenile sea bass *Dicentrarchus labrax* induced by offshore pile driving, *Environ. Pollut.*, 208, 747-757.
- [7] Halvorsen, M.B., Casper, B.M., Woodley, C.M., Carlson, T.J. and Popper, A.N., 2012, Threshold for Onset of Injury in Chinook Salmon from Exposure to Impulsive Pile Driving Sounds, *PLoS One*, 7(6), e38968.
- [8] Hassel, A., Knutsen, T., Dalen, J., Skaar, K., Lokkeborg, S., Misund, O.A., Ostensen, O., Fonn, M. and Haugland, E.K., 2004, Influence of seismic shooting on the lesser sandeel (*Ammodytes marinus*), *ICES J. Mar. Sci.*, 61, 1165-1173.
- [9] Hastings, M.C. and Popper, A., 2005, Effects of sound on fish, Sacramento, CA.
- [10] Hawkins, A.D. and Popper, A.N., 2017, A sound approach to assessing the impact of underwater noise on marine fishes and invertebrates, *J. Mar. Sci.*, 74(3), 635-651.
- [11] Heo, G., Hwang, D.J., Min, E.B., Oh, S.Y., Park, J.W. and Shin, H.O., 2019, Analysis of the behavior of gray rockfish (*Sebastes schlegelii* Hilgendorf) on the construction of wind power generators in the sea area around Byeonsan Peninsula, Korea, *J. Korean Soc. Fish. Ocean Technol.*, 55(2), 129-137.
- [12] Herbert-Read, J.E., Kremer, L., Bruintjes, R., Radford, A.N. and Loannou, C.C., 2017, Anthropogenic noise pollution from pile-driving disrupts the structure and dynamics of fish shoals, *Proc. R. Soc. B.*, 284, 20171627.
- [13] Jones, I.T., Stanley, J.A. and Mooney, T.A., 2020, Impulsive pile driving noise elicits alarm responses in squid (*Doryteuthis pealeii*), *Mar. Pollut. Bull.*, 150, 110792.
- [14] McCauley, R.D., Fewtrell, J. and Popper A.N., 2003, High intensity anthropogenic sound damages fish ears, *J. Acoust. Soc. Am.*, 113, 638.
- [15] Mueller-Blenkle, C., McGregor, P.K., Gill, A.B., Andersson, M.H., Metcalfe, J., Bendall, V., Sigray, P., Wood, D. and Thomson, F., 2010, Effects of pile-driving noise on the behaviour of marine fish, UK.
- [16] Newsis, Jeonnam offshore windfarm Korean version of 'People's sympathy management', 전남 해상풍력사업, 한국판 뉴딜 '국민공감 경영 대상', 2021, https://newsis.com/view/?id=NISX-20210819_0001553816&cID=10809&pID=108002021.
- [17] Payne, J.F., Andrews, C.D., Hanlon, J. and J. Lawson, 2015, Effects of Seismic Air-Gun Sounds on Lobster (*Homarus americanus*): Pilot Laboratory Studies with (i) a Recorded Track from a Seismic Survey and (ii) Air-Gun Pulse Exposures over 5 Days, *Environ. Stud. Res. Fund*, 197.
- [18] Pearson, W.H., Skaiski, J.R., Sulkin, S.D. and Malme, C.I., 1994, Effects of Seismic Energy Releases on the Survival and Development of Zoecal Larvae of Dungeness Crab (*Cancer magister*), *Mar. Environ. Res.*, 38, 9-113.
- [19] Pine, M.K., Jeffs, A.G. and Radford, C.A., 2016, Effects of Underwater Turbine Noise on Crab Larval Metamorphosis, in: Popper, A.N. and Hawkins, A., *The Effects of Noise on Aquatic Life II*, Springer, New York, NY, 847-852.
- [20] Piniak, W.E.D., Eckerk, S.A., Harms, C.A. and Stringer, E.M., 2012, Underwater hearing sensitivity of the leatherback sea turtle (*Dermochelys coriacea*): Assessing the potential effect of anthropogenic noise, U.S. Department of the Interior Bureau of Ocean Energy Management.
- [21] Popper, A.N., Smith, M.E., Cott, P.A., Hanna, B.W., 2005, McGillivray, A.O., Austin, M.E. and Mann, D.A., 2005, Effects of exposure to seismic airgun use on hearing of three fish species, *J. Acoust. Soc. Am.*, 117, 3958.
- [22] Popper, A.N., Hawkins, A.D., Fay, R.R., Mann, D.A., Bartol, S., Carlson, T.J., Coombs, S., Ellison, W.T., Gentry, R.L., Halvorsen, M.B., Lokkeborg, S., Rogers, P.H., Southall, B.L., Zeddies, D.G. and Tavolga, W.N., 2014, Sound Exposure Guidelines for Fishes and Sea Turtles: A Technical Report prepared by ANSI-Accredited Standards Committee S3/SC1 and registered with ANSI, Springer.
- [23] Popper, A.N., Gross, J.A., Carlson, T.J., Skalski, J., Young, J.V., Hawkins, A.D. and Zeddies, D., 2016, Effects of Exposure to the Sound from Seismic Airguns on Pallid Sturgeon and Paddlefish, *PLoS One*, 11(8), e0159486.
- [24] Radford, A.N., Lebre, L., Lecaillon, G., Nedelec, S.L. and Simpson, S.D., 2016, Repeated exposure reduces the response to impulsive noise in European seabass, *Glob. Chang. Biol.*, 22, 3349-3360.
- [25] Slabbekoorn, H., Bouton, N., van Opzeeland, L., Coers, A., Cate, C.T. and Popper, A.N., 2010, A noisy spring: the impact of globally rising underwater sound levels on fish, *Trends Ecol. Evol.*, 25, 419-427.
- [26] Solé, M., Monge, M., André, M. and Quero, C., 2019, A proteomic analysis of the statocyst endolymph in common cuttlefish (*Sepia officinalis*): an assessment of acoustic trauma after exposure to sound, *Sci. Rep.*, 9(1), 1-12.
- [27] Song, J., Mann, D.A., B.W., Cott, Hanna, B.W. and Popper, A.N., 2008, The inner ears of Northern Canadian freshwater

- fishes following exposure to seismic air gun sounds, J. Acoust. Soc. Am., 124, 1360.
- [28] Spiga, I., Aldred, N. and Caldwell, G.S., 2017, Anthropogenic noise compromises the anti-predator behaviour of the European seabass, *Dicentrarchus labrax* (L.), Mar. Pollut. Bull., 122, 297-305.
- [29] Urick, R.J., 1983, Principles of underwater sound, McGraw-Hill, New York.
- [30] Wardle, C.S., Carter, T.J., Urquhart, G.G., Johnstone, A.D.F., Ziolkowski, A.M., Hampson, G. and Mackie, D., 2001, Effects of seismic air guns on marine fish, Cont. Shelf. Res., 21, 1005-1027.
-
- Received 7 September 2021
1st Revised 19 October 2021, 2nd Revised 10 February 2022
Accepted 14 February 2022