

## 수중소음 공해가 농어에 미치는 영향 평가

김범기<sup>1</sup> · 이정현<sup>2</sup> · 진가영<sup>1</sup> · 이창근<sup>3</sup> · 김종성<sup>4,†</sup><sup>1</sup>서울대학교 지구환경과학부 대학원생<sup>2</sup>서울대학교 지구환경과학 교육연구단 연구원<sup>3</sup>서울대학교 해양연구소 연구원<sup>4</sup>서울대학교 지구환경과학부 교수Effects of Underwater Noise Pollution on *Lateolabrax japonicus*Beomgi Kim<sup>1</sup>, Junghyun Lee<sup>2</sup>, Gayoung Jin<sup>1</sup>, Changkeun Lee<sup>3</sup>, and Jong Seong Kim<sup>4,†</sup><sup>1</sup>Graduate Student, School of Earth and Environmental Sciences & Research Institute of Oceanography, Seoul National University, Seoul 08826, Korea<sup>2</sup>Postdoctoral fellow, School of Earth and Environmental Sciences, Seoul National University, Seoul 08826, Korea<sup>3</sup>Postdoctoral fellow, Research Institute of Oceanography, Seoul National University, Seoul 08826, Korea<sup>4</sup>Professor, School of Earth and Environmental Sciences & Research Institute of Oceanography, Seoul National University, Seoul 08826, Korea

## 요 약

그린뉴딜 및 탄소중립 실현을 위한 신재생에너지 수요가 증가하면서 해상풍력단지의 건설이 확대되고, 이와 관련된 스트레스 요인(수중소음 공해 등) 또한 증가하고 있다. 해역이용협의 또는 환경영향평가를 통해 해상풍력단지 건설로 인한 예상 피해를 사전에 평가해야 하지만, 국내에서는 이와 관련된 기준이 미흡한 실정이다. 본 연구에서는 우리나라 해역에서 주로 서식하는 농어(*Lateolabrax japonicus*)가 해상풍력단지 건설 시 발생하는 항타 소음에 노출되었을 때의 행동 영향(회피 거리 및 유영 속도)을 평가하였다. 140.8–148.8 dB 크기의 항타 소음에 노출된 농어는 평균적으로 11.0–22.3 cm의 회피 거리를 나타냈으며, 노출된 소음의 크기가 증가할수록 회피 거리 또한 유의하게 증가하였다( $r = 0.50$ ,  $p < 0.01$ ). 또한 농어의 회피 반응(C-start)으로 인해 노출 전 평균 유영 속도( $3.6\text{--}4.5\text{ cm s}^{-1}$ )보다 노출 직후의 속도가 급격하게 상승하였다(최대  $10.5\text{--}25.4\text{ cm s}^{-1}$ ). 하지만 회피 반응 이후에는 유영 속도가 최소  $0.3\text{--}0.8\text{ cm s}^{-1}$ 까지 감소하면서 평균적인 유영 속도가 노출 전에 비하여 유의하게 감소하였다( $p < 0.001$ ). 이러한 행동 영향은 농어가 소음을 민감하게 감지하여 회피하는 것을 의미하며, 잠재적으로 서식지 이탈, 무리 행동의 저해에 따른 성장률 감소 또는 피식률 증가로 이어질 수 있을 것이다. 어류에 대한 항타 소음의 생물영향을 평가한 선행 연구는 크게 행동, 생리, 물리의 세 가지 측정 항목으로 구분되었으며, 본 연구에서 평가한 항목 외에도 다양한 세부 항목을 고려하고 있음을 확인하였다. 향후 연구에서는 우리나라 해역 환경에 맞는 환경영향평가를 수행하기 위한 기초자료로써 주요 서식 어종과 생리 및 물리 측정 항목(성장률, 기관 손상 등)을 함께 고려한 양질의 자료 생산이 필요할 것으로 보인다.

**Abstract** – As demand for new and renewable energy to realize the Green New Deal and carbon neutrality increases, the construction of offshore wind farms (OWF) is expanding and the related stresses (e.g., underwater noise pollution) are also increasing. Although the expected damage being derived from OWF, should be assessed in advance through Sea Area Utilization Consultation (SAUC) or Environmental Impact Assessment (EIA), but the related standard guidelines are insufficient in Korea. In the present study, we assessed the effects of pile driving noise on behavior (avoidance distance and swimming speed) of sea bass (*Lateolabrax japonicus*), which lives mainly in Korean waters. The avoidance distance of sea bass which was exposed to pile driving noise (140.8–148.8 dB) showed 11.0–22.3 cm, and the avoidance distance increased significantly as the magnitude of the exposed noise increased ( $r = 0.50$ ,  $p < 0.01$ ). In addition, the swimming speed of sea bass increased rapidly after noise exposure ( $10.5\text{--}25.4\text{ cm s}^{-1}$ ) through the avoidance response (C-start), compared to the mean swimming speed before exposure ( $3.6\text{--}4.5\text{ cm s}^{-1}$ ). However, after the avoidance response, the swimming speed decreased to

<sup>†</sup>Corresponding author: jskocean@snu.ac.kr

at least 0.3–0.8 cm s<sup>-1</sup>, and the mean swimming speed of post-exposure decreased significantly compared to pre-exposure ( $p < 0.001$ ). These behavioral effects indicated that sea bass could avoid the noise sensitively, which could potentially lead to the reduction of growth rate or increased predation by predators owing to the disruption of shoaling and migration from the habitat. Previous studies assessing the biological effects of pile driving noise on fish considered diverse endpoints which can be divided into three categories (behavior, physiology, and physical). It is needed to produce high-quality data that considered major fish inhabiting in Korean waters as the test organism and physiological and physical endpoints (e.g., growth rate, organ damage, etc.) to perform SAUC fitted to Korea.

**Keywords:** Offshore wind farm(해상풍력단지), Underwater noise pollution(수중소음 공해), Pile driving noise(파일 항타 소음), Fish(어류), Behavioral effect(행동 영향)

## 1. 서 론

전 지구적인 기후변화에 대응하기 위해 2019년 9월 기후정상회의에서 세계 65개 국가가 탄소중립을 선언하는 등 온실가스 감축을 위한 노력이 가속화되고 있다. 우리나라 정부도 이러한 정세에 따라 2020년 12월 ‘2050 탄소중립 추진전략’을 발표하였다. 위 추진전략에는 에너지 전환, 신유망 산업 등의 중점 과제가 포함되며 이 중에서도 특히 신재생에너지로의 에너지 전환이 주목받고 있다(Lee [2021]). 산업통상자원부 에너지 전환 정책의 핵심인 ‘재생에너지 3020 이행계획’에 따르면, 2030년까지 재생에너지 발전량 비중을 20%까지 확대하고, 신규 설비 용량의 95% 이상을 태양광, 풍력 등 청정에너지로 공급할 계획이다. 그중 해상풍력발전은 계획의 총 30%를 차지하며 중추적인 역할을 담당한다.

해양환경 측면에서 해상풍력발전은 시설 설치 과정으로 인한 해저면의 교란, 부유사 대량 발생 및 해양생물 서식지 파괴, 방오 도료, 연료, 냉각재 등 화학물질 누출, 건설 및 가동 과정의 소음·진동, 고전압 전력선에서 발생하는 전자기장에 의한 해양생태계 교란 등 심각한 문제를 야기한다. 특히 풍력터빈 설치 시 사용되는 파일 항타 공법은 해양 생물이 주로 인지하는 저주파 대역의 충격음을 발생시켜 생물의 행동, 생리 등에 다양한 영향을 미친다(Duarte *et al.*[2021]). 한편 우리나라는 해상풍력발전단지 개발 시 예상되는 환경피해를 사전에 평가하고 예방하기 위한 사전환경성검토를 진행하고 있다. 발전용량 100MW 이상에 대해서는 해양수산부의 해양이용협의와 환경부의 환경영향평가가 동시에 이뤄지지만, 100MW 미만에 대해서는 환경영향평가는 제외되고 해수부의 해양이용협의만 이뤄지고 있다(Lee *et al.*[2015]). 환경영향평가 시 소음·진동에 의한 해양생태계 영향 및 해양보호생물의 피해 여부가 연구된 바 있지만(Oh and Yeo[2019]; Oh *et al.*[2020]), 대부분 피해 예측 값이거나 대상 생물이 해양보호생물(해양포유류 및 바닷새)에 국한되어 있는 실정이다.

일부 해양동물은 소리를 의사소통, 위험 감지, 먹이 활동, 번식 등 유용한 정보전달 방법으로 활용한다. 하지만 적응하고 있는 배경 소음보다 수중에서 발생하는 인위적인 소리의 크기가 크게 되면 소리는 수중소음 오염원으로써 작용한다. 수중소음 오염이 해양 생물에 미치는 영향에 대한 연구는 대개 포유류에 집중되어 있었지만, 최근에는 어류, 갑각류 및 동물성 플랑크톤까지 다양한 영양 단계의 생물을 대상으로 확장되었다(Bailey *et al.*[2010], Halvorsen *et al.*

[2012], Piniak *et al.*[2012], de Soto *et al.*[2013]). 그러나 파일 항타 시 충격음에 대한 규제 기준은 해양포유류에만 다수 있을 뿐, 어류나 무척추동물과 같은 해양생물의 임계치는 미국, 벨기에, 네덜란드에만 일부 마련되어 있을 뿐이다(Southall *et al.*[2008]). 유럽 연합(EU)은 MSFD (Marine Strategy Framework Directive)를 발표, 수중소음에 대한 가이드라인을 통해 수중소음 피해인정 기준을 설정했다(Brennan *et al.*[2014]). 한편, 우리나라는 수중소음에 대한 공식적인 규정 및 가이드라인이 존재하지 않는 실정이다(Oh and Yeo[2019]). 우리나라의 해역 환경은 타국과 차이가 있고 해양생물의 분포 특성 또한 상이하며 생물종에 따라 청각 민감도가 다르기 때문에 국내 서식종에 적합한 법적 기준 마련이 필요하다(Sohn *et al.*[2015]).

서남해 해상풍력 사업지구 인근 해안에서 가장 우점하는 어류는 농어목(Perciformes) 어류로 해상풍력단지 건설 및 운영 시 발생하는 소음과 진동에 의한 직·간접적인 피해가 우려된다(Choi *et al.*[2014]). 따라서 본 연구에서는 해상풍력단지 건설 시 발생하는 항타 소음이 농어(*Lateolabrax japonicus*)에 미치는 영향을 해양환경을 모사한 메조코즘을 이용하여 1) 회피 거리와 2) 유영 속도를 측정함으로써 평가하고자 하였다. 또한 이전 연구 자료와 비교를 통해 농어의 소음 민감도를 추정하고자 하였으며 영향 평가 항목에 대해 고찰하였다.

## 2. 재료 및 방법

### 2.1 실험 생물

실험어는 전남 여수에 위치한 양식장에서 사육된 치어 단계(평균 체장: 6.05 ± 0.54 cm)의 농어(*L. japonicus*)를 수급하여 사용하였다(Fig. 1a). 실험 전 배양수조(150 × 75 × 60 cm, 560 L)에서 1주 간 순치 후 수온 19 ± 1 °C, 염도 32 psu (practical salinity unit), 광주기 12시간 명기와 12시간 암기를 유지하였다. 농어는 순치 기간 동안 양식용 사료로 1일 1회 급여하였고 실험 시작 24시간 전부터 종료까지는 절식하였다.

### 2.2 소음 노출 및 측정

본 실험에는 Ableton Operator 소프트웨어를 통해 주파수변조합성기법(frequency modulation synthesis)으로 제작한 파일 항타 소음 음원을 Audacity 프로그램으로 5분 길이(분당 항타 40회, 총 200

회)로 편집하여 사용하였다. 메조코즘 한쪽 벽면에 수중스피커(UW-30; Electro-Voice, USA)를 설치하고 앰프(PA-30; 크로바전자, 대한민국)와 노트북을 이용해 음원 파일을 재생하였다. 실험 수조 내 소음 특성은 수중청음기(TC4013, Reson; 민감도: -210.5 dB re 1V/ $\mu$ Pa), 프리앰프(EC6081), 데이터수집장치(RTS-DAQ)를 결합 후 노트북에 연결하여 측정하였다. 소음은 음압 레벨(sound pressure level, SPL; 단위: dB re 1  $\mu$ Pa) 실효값(root mean square, RMS)으로 대역 필터를 100-10,000 Hz로 설정하여 측정하였다. 본 실험에서는 최대 150 dB 크기로 소음을 출력한 처리구 한 개와 5 dB씩 소음 크기에 차등을 둔 처리구 두 개로 총 세 개의 처리구(처리구 1-3)을 설정하였다. 실제 메조코즘 내 소음은 122.1 dB(배경 소음, 대조구), 140.8 dB(항타 소음, 처리구 1), 145.0 dB(항타 소음, 처리구 2), 148.8 dB(항타 소음, 처리구 3)로 측정되었다(Fig. 1b). 대조구는 소음을 노출하지 않았고 처리구 1-3은 항타 소음을 5분 동안 노출하였다(Fig. 1c).

2.3 실험 디자인

본 실험에 사용된 메조코즘은 125 × 100 × 40 cm 규격의 직사각형 형태로 1 cm 두께의 아크릴 재질로 제작하였다. 소음 노출 시 생물의 스트레스를 최소화하기 위해 메조코즘 내에 불투명한 아크릴 판을 설치하여 실험 공간을 팔각형 형태로 구성하였다(Fig. 1d). 실험구 당 4마리의 농어를 사용하여 4반복 실험하였으며 배양 수조에서 메조코즘으로 옮긴 후 60분간 안정화시켰다. 항타 소음에 의한 행동 변화를 측정하기 위해 메조코즘 위 30 cm 높이에 비디오 카메라(GoPro HERO8 Black, USA)를 설치하였고 소음 노출

전과 후로 10분 간 촬영하였다. 이 때 실험자로 인한 영향을 최소화하기 위해 리모컨을 이용하여 비디오 카메라의 녹화 시작 및 정지를 조작하였다. 대조구는 스피커에서 소리를 재생하지 않고 10분간 촬영하였으며 처리구 1-3은 파일 항타 음원 노출 시작 전 5분, 음원을 노출하는 5분 동안 촬영하였다.

2.4 어류 행동 분석

MATLAB (MathWorks, USA) 소프트웨어를 기반으로 프로그램밍된 생물 행동 추적 소프트웨어인 idTracker를 사용하여 어류 행동을 분석하였다(Pérez-Escudero *et al.*[2014]). 행동 분석에 사용된 영상은 ShanaEncoder 프로그램으로 인코딩하여 영상 크기, 길이를 조절하였고 각 개체의 프레임별 X, Y 위치(pixel)를 시간(s)별 X, Y 위치(cm) 단위로 가공하여 수조 내 개체의 위치 및 유영 속도를 계산하였다(Herbert-Read *et al.*[2017]). 이를 통해 소음 노출에 의한 어류의 행동 변화를 1) 회피 거리와 2) 유영 속도로 분석하여 회피 반응을 확인하였다. 회피 거리는 항타 소음 노출 전 5분(pre-exposure)과 노출 후 5분(post-exposure)의 평균 X축 위치(X-position) 차이로 설정하였다.

2.5 통계 분석

소음 노출 전후 농어 행동 변화의 유의성을 평가하기 위하여 SPSS 25.0(SPSS INC., Chicago, IL)을 이용하여 통계분석을 수행하였다. 자료의 정규성 검증 후 노출한 항타 소음의 SPL과 어류 행동 사이의 연관성을 확인하기 위해 선형 상관 분석을 수행하였다.

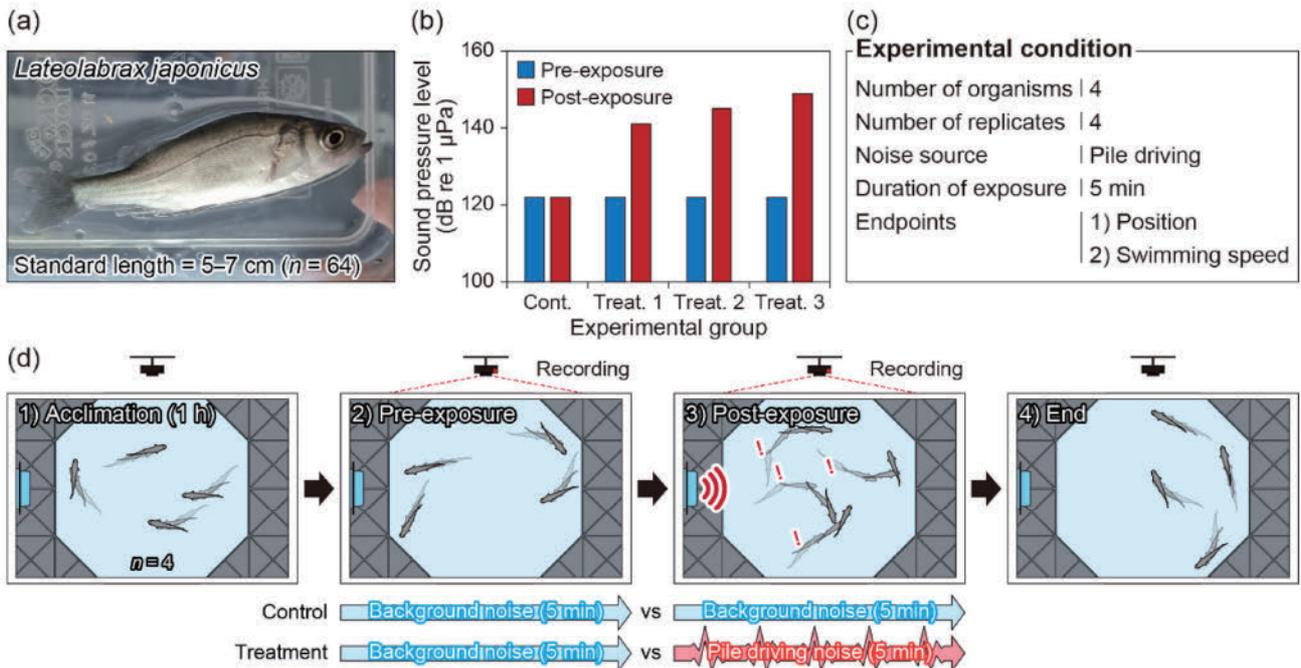


Fig. 1. (a) Test organism, (b) characteristic of sound about background and pile driving noise in mesocosm, (c) experimental condition, and (d) experimental protocol.

### 3. 결과 및 고찰

#### 3.1 수중소음 영향으로 인한 수조 내 위치 변화(회피 거리)

대조구 내 농어의 평균 위치는 촬영시간 동안 메조코즘의 중앙 부분에 위치하였으며 촬영시간 동안 유의한 위치 차이는 관찰되지 않았다( $p = 0.82$ ). 하지만 향타 소음을 노출한 처리구 1-3의 경우 소음 노출 전과 후의 평균적인 위치 차이가 유의하게 나타났다(Fig. 2a). 소음 노출 전과 후의 X축 위치 범위는 처리구 1에서 각각 25.9-60.0 cm(평균 38.7 cm)와 16.1-72.6 cm(평균 49.7 cm), 처리구 2는 22.2-60.7 cm(평균 40.0 cm)와 23.3-73.6 cm(평균 56.6 cm), 처리구 3은 13.4-49.9 cm(평균 33.2 cm)와 31.4-75.8 cm(평균 55.5 cm)로 나타났다. 이를 통해 계산된 평균 회피 거리는 처리구 1에서 11.0 cm, 처리구 2에서 16.6 cm, 처리구 3에서 22.3 cm로 모두 소음 노출 전과 후의 위치에 유의한 차이를 보였다(각,  $p < 0.05$ ;  $p < 0.01$ ;  $p < 0.01$ ). 이전 연구 결과에서도 실제 파일 향타 작업 현장에서 조피볼락(*Sebastes schlegelii*)이 향타 소음의 발생원으로부터 회피하는 반응을 확인한 바 있다(Heo *et al.*[2019]).

노출된 소음의 크기가 증가할수록 농어의 평균 회피 거리가 증가하는 경향을 보였기에, 노출된 소음의 강도와 회피 거리가 연관성이 있는지 파악하기 위해 모든 데이터를 이용하여 상관분석을 수행하였다(Fig. 2b). 분석 결과, 노출된 소음의 크기와 회피 거리 사이에는 유의한 양의 상관관계를 나타냈으며( $r = 0.50$ ,  $p < 0.01$ ), 가장 높은 소음을 노출한 처리구 3에서 최대 49.6 cm의 회피 거리를 나타냈다. 이는 농어가 최소 140.8 dB 크기의 향타 소음에 노출될 경우 이를 민감하게 감지하고 반응하여 소음 발생원(수중스피커)으로부터 회피한다는 것을 의미한다. 해양환경 내에서 이러한 어류의

회피 행동은 서식지 및 산란지 이탈, 먹이 활동 변화, 피식 확률 증가 등 부정적인 영향을 초래할 것으로 사료된다(Popper and Hawkins [2019]). 하지만 본 연구는 단기간의 노출 실험을 수행한 것으로 정확한 소음 영향 기준 설정을 위해 향후 실험에서는 파일 향타 작업이 이루어지는 실제 기간의 소음 노출과 장기적 소음 노출에 따른 누적 영향을 고려해야 할 것으로 사료된다.

#### 3.2 수중소음 영향으로 인한 유영 속도 변화

농어의 유영 속도는 모든 처리구에서 향타 소음이 노출된 시점에 가장 높았으며 처리구 1-3에서 각각  $10.5 \text{ cm s}^{-1}$ ,  $12.1 \text{ cm s}^{-1}$ ,  $25.4 \text{ cm s}^{-1}$ 의 값을 나타냈다(Fig. 3). 소음 노출 시점에서의 급격한 유영 속도 변화는 어류의 반사 반응인 C-start에 의한 것으로 예상된다. C-start란 어류의 마우트너 세포(Mauthner cell)라는 신경세포가 외부 스트레스에 반응하여 몸을 C 형태로 구부려 회피하는 반응으로, 스트레스의 인지부터 회피 반응까지 걸리는 시간이 50 밀리초(ms) 정도로 매우 빠르게 나타난다(Domenici and Blake[1997]). 또한 회피 거리 결과와 마찬가지로 노출된 소음의 크기가 증가할수록 유영 속도의 증가 폭이 급격하게 나타났다.

소음 노출 전과 후 농어의 평균 유영 속도를 평가한 결과, 대조구는 전체 촬영시간(10분) 동안  $2.4\text{--}10.5 \text{ cm s}^{-1}$ 의 유영 속도 범위를 나타냈으며 초기 5분과 후기 5분 평균 유영 속도에 유의한 차이가 없었다( $p = 0.56$ ). 반면에 처리구 1-3의 경우 소음 노출 후 평균 유영 속도는 노출 전에 비하여 유의하게 감소하였다(각,  $p < 0.001$ ). 소음 노출 직후 최대 유영 속도를 나타냈음에도 불구하고 평균 유영 속도가 감소한 이유는 농어의 정지 반응 때문인 것으로 사료된다. 이는 소음 노출 시점에 강한 회피 반응을 나타낸 뒤 유영 속도

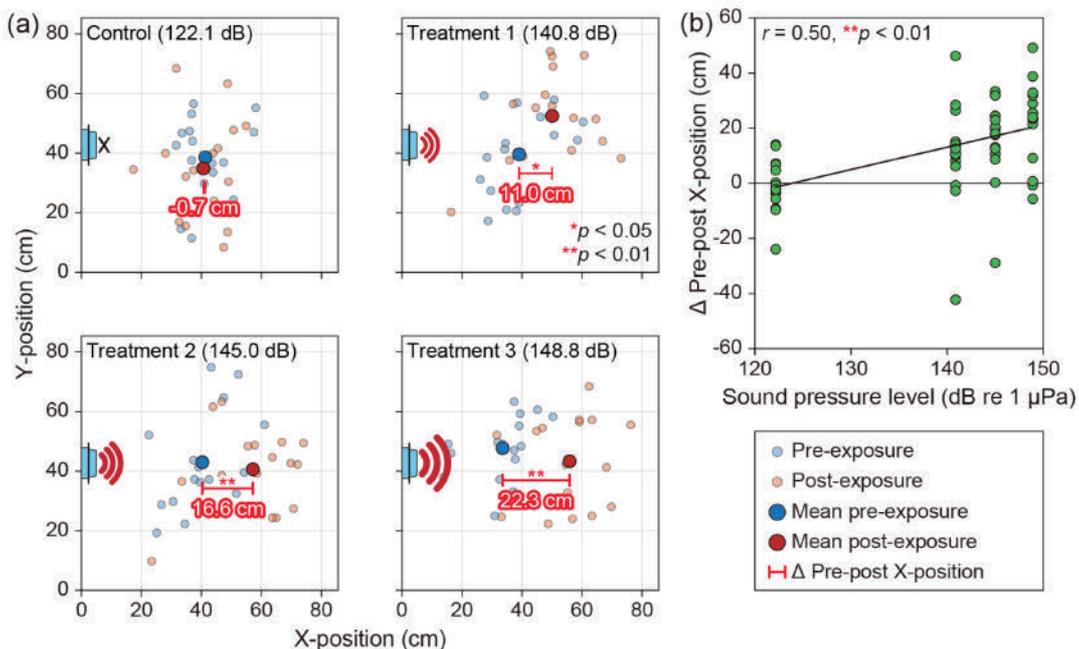


Fig. 2. (a) Position of fish in arena during pre- and post-noise exposure and (b) relationship between sound pressure level and  $\Delta$  pre-post X-position.

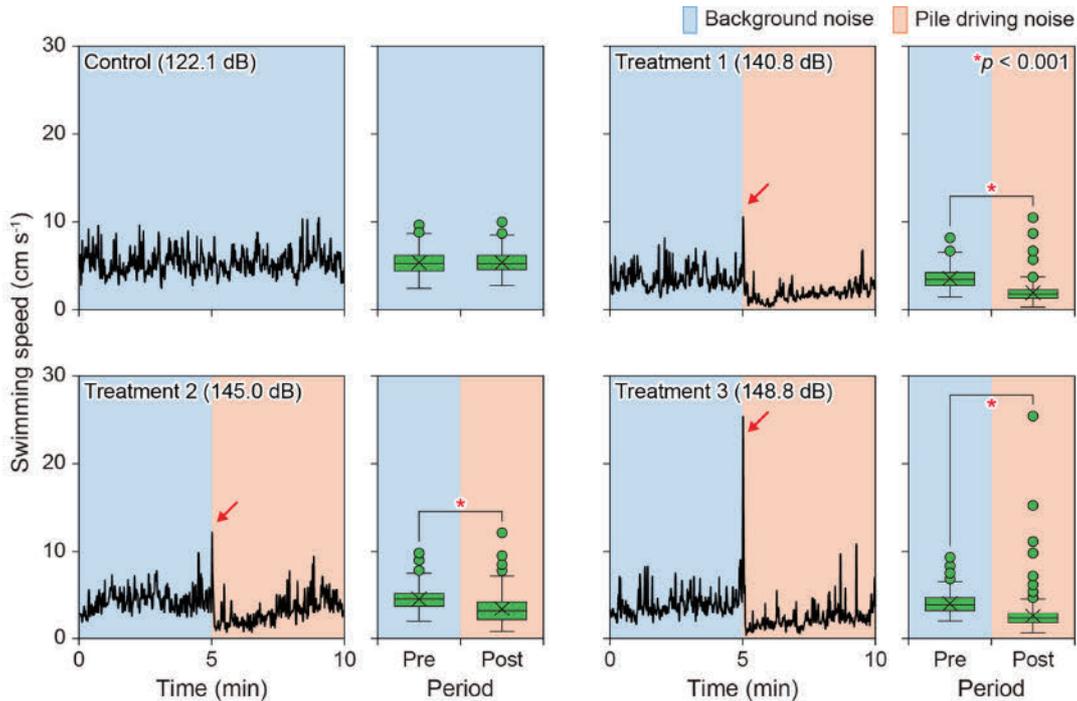


Fig. 3. Swimming speed of fish in background noise (blue colored) and pile driving noise (red colored). Red arrow indicates the initial avoidance of fish by exposure of noise.

가 급감하여 농어의 움직임이 둔해진 상태를 의미하는데, 최저 유영 속도가 처리구 1에서  $0.3 \text{ cm s}^{-1}$ , 처리구 2에서  $0.8 \text{ cm s}^{-1}$ , 처리구 3에서  $0.6 \text{ cm s}^{-1}$ 로 대조구( $2.7 \text{ cm s}^{-1}$ )보다 현저히 낮게 측정된 것으로 판단할 수 있다.

또한 소음 노출 후의 유영 속도 저해는 소음이 마스킹 효과(masking effect)로 작용하여 주위 개체의 정보를 얻는 것을 방해하기 때문일 수 있다. 이전 연구에서는 소음의 마스킹 효과로 인해 농어목인 유럽바다농어(*Dicentrarchus labrax*)가 129.2 dB 크기의 항타 소음에 노출된 후 유영 속도가 저해된 사례가 있다(Herbert-Read *et al.*[2017]). 마스킹 효과는 무리(shoal)를 지어 생활하는 어류에게 더 큰 영향을 미칠 수 있는데 유럽바다농어뿐만 아니라 본 실험에 사용한 농어도 치어 단계에서 무리를 짓는 습성을 가진다. 이러한 습성은 유영 능력, 먹이 활동, 포식자 회피 등에 이점을 제공하지만(Shaw[1978]; Ioannou[2017]), 마스킹 효과로 인해 외부 자극에 둔감하게 되면 반응이 지연되거나 포식자에게 피식될 확률이 높아지는 등 장기적으로 성장률, 생존율에 부정적인 영향을 미칠 가능성이 있다(Simpson *et al.*[2016]; McCormick *et al.*[2019]). 따라서 어류의 습성에 따라 적절한 소음 영향 기준을 설정하는 것이 필요하다.

### 3.3 항타 소음에 의한 어류 생물영향 리뷰

항타 소음이 어류에게 미치는 영향은 본 연구에서 측정된 회피 거리, 유영 속도 등의 행동적(behavioral) 요인 외에도 호르몬, 호흡률 등과 같은 생리적(physiological) 요인과 기관 손상, 치사율 등

과 같은 물리적(physical) 요인이 있다(Table 1). 소음에 의한 다양한 영향 요인 중에서 가장 많이 연구된 항목은 어류의 행동적 영향이다. 대서양 대구(*Gadus morhua*), 서대류(*Solea solea*), 유럽바다농어(*D. labrax*) 등 많은 종들의 행동 영향이 회피 반응, 유영 속도, 정지 반응 등을 통해 평가되었다. 본 연구에 사용된 농어(*L. japonicus*)의 행동 영향은 140 dB 이상에서 나타났으며 이는 대서양 대구(*G. morhua*)의 140–161 dB, 서대류(*S. solea*)의 144–156 dB의 영향 범위와 유사하였다(Mueller-Blenkle *et al.*[2010]). 유럽바다농어(*D. labrax*)는 129 dB의 항타 소음에도 유영 속도, 무리 행동, 회피 반응 저해를 나타내는 것으로 보아 기 실험중 중에서 가장 민감한 것으로 판단된다(Herbert-Read *et al.*[2017]; Spiga *et al.*[2017]). 유럽바다농어(*D. labrax*)는 부레가 발달한 표형성 어류로 외부 소리 자극에 민감히 반응하는 것으로 알려져 있다. 반면 부레가 잘 발달하지 않고 저서성 생활을 하는 서대류(*S. solea*)는 209 dB 피크의 매우 큰 소음에도 치사율을 나타내지 않았다(Bolle *et al.*[2012]). 이는 어류가 부레의 발달 정도와 형태에 따라 소리와 진동을 감지하는 능력이 다를 뿐만 아니라 어류가 받는 피해의 정도도 다를 수 있음을 암시한다(Popper and Fay[2011]). 실제로 해외 항타 소음 노출 가이드라인에는 이러한 이유로 부레가 발달한 어류의 소음 노출 제한 기준이 발달하지 않은 어류의 기준보다 더 높은 수준으로 설정되어 있다(Popper *et al.*[2014]).

다음으로 생리적 영향으로는 혈중 내 코티솔 및 젖산 농도, 산소 소비율, 성장률, 아가미덮개폐쇄 등이 측정되었다. 유럽바다농어(*D. labrax*)의 산소소비율 및 전신 젖산 농도 감소가 210 dB 피크

**Table 1.** Endpoints analyzed in studying effects of wind farm associated noise on fish

	Endpoint	Species	Reference
Behavioral	Initial avoidance, Swimming speed, Freezing response	<i>Gadus morhua</i> <i>Solea solea</i>	Mueller-Blenkle <i>et al.</i> [2010]
	Distance moved, Swimming speed, Swimming direction	<i>Sebastes schlegelii</i>	Heo <i>et al.</i> [2019]
	Startle response, Swimming speed, Turn angle, Group cohesion	<i>Dicentrarchus labrax</i>	Herbert-Read <i>et al.</i> [2017] Spiga <i>et al.</i> [2017]
Physiological	Avoidance distance, Swimming speed	<i>Lateolabrax japonicus</i>	This study
	Cortisol, Lactate, Oxygen consumption rate, Growth rate, Opercular beat rate	<i>Dicentrarchus labrax</i>	Debusschere <i>et al.</i> [2016] Radford <i>et al.</i> [2016] Spiga <i>et al.</i> [2017]
	Mortality	<i>Solea solea</i>	Bolle <i>et al.</i> [2012]
Physical	Organ damage, Mortality	<i>Oncorhynchus tshawytscha</i>	Halvorsen <i>et al.</i> [2012]

의 항타 소음에 의해 유발되었지만, 성장률 저해와 같은 장기적인 영향은 나타나지 않았다(Debusschere *et al.*[2016]). 또한 147 dB 및 152 dB의 항타 소음에 의해 아가미덮개개폐율(opercular beat rate, OBR)이 증가하는 것을 확인하였다(Radford *et al.*[2016]; Spiga *et al.*[2017]). OBR의 증가는 산소소비율의 증가와 관련되어 있으며 스트레스에 의한 생리적 반응 지표로 흔히 사용되고 있다(Barton[2002]; Simpson *et al.*[2015]). 또한 OBR은 측정 방법이 간편할 뿐 아니라, 유영 속도 및 회전 각도와 같은 행동적 지표보다 다양한 소음원에 반응을 나타내는 민감한 지표이기에(Spiga *et al.*[2017]) 향후 연구에서는 해당 지표의 분석을 고려할 필요가 있다.

마지막으로 물리적 영향은 기관 손상, 치사 등의 항목을 포함하며 208 dB 피크의 항타 소음에 노출된 왕연어(*Oncorhynchus tshawytscha*)가 부레, 조직, 내장 등에 출혈이 발생하였지만, 치사로 이어진 개체는 발견되지 않았다(Halvorsen *et al.*[2012]). 이러한 물리적 지표는 소음 노출에 의한 생물영향을 직접적으로 평가하는 데 용이하지만, 실험실 내에서 영향을 관찰할 수 있는 크기의 소음을 노출하는 것은 매우 어려운 일이다. 따라서 해당 연구에서는 현장에서 측정되는 파일 항타 소음의 크기를 최대한 모의하기 위해 자체적으로 소음 노출 시스템을 개발하였다. 향후 연구에서는 실험실 내에서 실제 크기의 항타 소음을 노출할 수 있는 방법을 개발하여 우리나라 어종을 대상으로 한 물리적 요인 분석이 필요할 것이다.

우리나라 해역 환경에서 주로 서식하는 어류 중은 해외와 상이하므로 실제 서식하는 어종을 선정하고 어종별 습성(무리 생활 등), 부레 발달 정도 등 선행 연구에서 고려한 사항들을 반영해야 정확한 생물영향평가 및 기준 설정이 가능할 것으로 사료된다.

## 4. 결 론

본 연구에서는 국내 서남해 해상풍력 사업지구가 위치한 해역에서 주로 서식하는 농어목(Perciformes)에 속하는 농어(*L. japonicus*)를 사용하여 항타 소음 노출에 의한 행동 변화를 평가하였다. 항타 소음에 노출된 농어는 주로 소음 발생원으로부터 떨어진 곳으로 회피하였으며 노출된 소음의 크기가 커질수록 회피한 거리가 증가하였다. 유영 속도는 소음 노출 직후 농어의 회피 반응으로 급격히 상승하였다가 이후 정지 반응을 나타내며 낮게 유지되었다. 국내에서는 소음에 의한 국내 서식 종의 생물영향을 평가한 연구가 드물며 아직까지 우리나라 해역 환경에 적합한 평가 기준이 마련 되어있지 않다. 본 연구에서는 국내에서 서식하는 어종을 대상으로 소음 노출 크기에 따른 생물영향을 비교하였기에 향후 환경영향평가를 수행하는 해역에서 기초 자료로써 활용될 수 있을 것으로 기대된다. 또한 본 연구에서 나타난 행동 영향은 선행 연구와 비교하였을 때 종의 차이, 노출한 소음 크기의 차이 등으로 상이하였기에, 향후 연구에서는 통일된 방법을 통해 국내에 서식하는 다양한 어종을 대상으로 한 소음 영향 평가가 필요할 것으로 보인다.

## 후 기

본 연구는 해양수산부의 “과학기술 기반 해역이용영향평가 기술 개발(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(6), 888-897.
- [2] Barton, B.A., 2002, Stress in fishes: a diversity of responses with particular reference to changes in circulating corticosteroids, *Integr. Comp. Biol.*, 42(3), 517-525.
- [3] 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.
- [4] Brennan, J., Fitzsimmons, C., Gray, T. and Raggatt, L., 2014, EU marine strategy framework directive (MSFD) and marine spatial planning (MSP): Which is the more dominant and practicable contributor to maritime policy in the UK?, *Mar. Policy*, 43, 359-366.
- [5] Choi, Y., Lee, H.H. and Oh, J.K., 2014, Distribution of fishes around the offshore wind farm at the southern part of yellow sea by trawl net, *Korean J. Ichthyol.*, 26(3), 222-229.
- [6] 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(1), 1-5.
- [7] 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.
- [8] Domenici, P. and Blake, R., 1997, The kinematics and performance of fish fast-start swimming, *J. Exp. Biol.*, 200(8), 1165-1178.
- [9] Duarte, C.M., Chapuis, L., Collin, S.P., Costa, D.P., Devassy, R.P., Eguliz, V.M., Erbe, C., Gordon, T.A.C., Halpern, B.S., Harding, H.R., Havlik, M.N., Meekan, M., Merchant, N.D., Miksis-Olds, J.L., Parsons, M., Predragovic, M., Radford, A.N., Radford, C.A., Simpson, S.D., Slabbekoorn, H., Staaterman, E., Van Opzeeland, I.C., Winderen, J., Zhang, X. and Juanes, F., 2021, The soundscape of the Anthropocene ocean, *Science*, 371(6529).
- [10] 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.
- [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 Ioannou, C.C., 2017, Anthropogenic noise pollution from pile-driving disrupts the structure and dynamics of fish shoals, *Proc. R. Soc. B.*, 284(1863), 20171627.
- [13] Ioannou, C.C., 2017, Swarm intelligence in fish? The difficulty in demonstrating distributed and self-organised collective intelligence in (some) animal groups, *Behav. Processes*, 141, 141-151.
- [14] Lee, D.I., Kim, G.Y., Tac, D.H., Yi, Y.M., Choi, J.H., Kim, H.J., Lee, J.H. and Yoon, S.S., 2015, Diagnosis of scoping and type of review on the marine environmental impact assessment for ocean energy development project, *J. Korean Soc. Mar. Environ. Energy*, 18(3), 179-188.
- [15] Lee, C.Y., 2021, Estimation of the economic ripple effect of the new and renewable energy industry according to the energy conversion, *Korea Soc. Innovation*, 16(3), 247-274.
- [16] McCormick, M.I., Fakan, E.P., Nedelec, S.L. and Allan, B.J., 2019, Effects of boat noise on fish fast-start escape response depend on engine type, *Sci. Rep.*, 9(1), 1-10.
- [17] Mueller-Blenkle, C., McGregor, P.K., Gill, A.B., Andersson, M.H., Metcalfe, J., Bendall, V., Sigray, P., Wood, D. and Thomsen, F., 2010, Effects of pile-driving noise on the behaviour of marine fish, in: COWRIE Ref: Fish 06-08, Technical Report 31<sup>th</sup> March 2010.
- [18] Oh, H.T. and Yeo, M.Y., 2019, Status and improvement of marine environmental impact assessment for offshore windfarm project, *J. Fish. Mar. Sci. Educ.*, 31(5), 1470-1481.
- [19] Oh, H.T., Yeo, M.Y., Jung, H.E. and Shim, J.M., 2020, Status and improvement of environmental impacts assessment on the marine endangered species around the coastal area of offshore wind energy - Case study of the marine mammals and sea birds -, *J. Fish. Mar. Sci. Educ.*, 32(6), 1428-1444.
- [20] Pérez-Escudero, A., Vicente-Page, J., Hinz, R.C., Arganda, S. and de Polavieja, G.G., 2014, idTracker: tracking individuals in a group by automatic identification of unmarked animals. *Nat. Methods*, 11(7), 743-748.
- [21] Piniak, W.E.D., Ecker, 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, in: U.S. Department of the Interior Bureau of Ocean Energy Management, Headquarters, BOEM 2012-01156.
- [22] Popper, A.N. and Fay, R.R., 2011, Rethinking sound detection by fishes, *Hear. Res.*, 273(1-2), 25-36.
- [23] Popper, A.N. and Hawkins, A.D., 2019, An overview of fish bioacoustics and the impacts of anthropogenic sounds on fishes, *J. Fish Biol.*, 94(5), 692-713.
- [24] 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, in: Cottingham J., Deutsch, D., Hamilton, M., Hartmann, W., Marston, P., Pierce, A., Popper, A.N., Ryherd, E., Simmons, A.M., Siderius, M., Xiang, N., Yost, W. (Eds.), *SpringerBriefs in Oceanography*, Springer, New York, 33-51.

- [25] Radford, A.N., Lèbre, L., Lecaillon, G., Nedelec, S.L. and Simpson, S.D., 2016, Repeated exposure reduces the response to impulsive noise in European seabass. *Global Change Biol.*, 22(10), 3349-3360.
- [26] Shaw, E., 1978, Schooling fishes: the school, a truly egalitarian form of organization in which all members of the group are alike in influence, offers substantial benefits to its participants, *Am. Sci.*, 66(2), 166-175.
- [27] Simpson, S.D., Purser, J. and Radford, A.N., 2015, Anthropogenic noise compromises antipredator behaviour in European eels, *Global Change Biol.*, 21(2), 586-593.
- [28] Simpson, S.D., Radford, A.N., Nedelec, S.L., Ferrari, M.C., Chivers, D.P., McCormick, M.I. and Meekan, M.G., 2016, Anthropogenic noise increases fish mortality by predation, *Nat. Commun.*, 7(1), 1-7.
- [29] Sohn, H., An, D.H. and Kim, H.W., 2015, A study on the legal frame to manage anthropogenic underwater noise for marine mammal protection in Korean waters, *Ocean Policy Res.*, 30(2), 163-186.
- [30] Southall, B.L., Bowles, A.E., Ellison, W.T., Finneran, J.J., Gentry, R.L., Greene Jr, C.R., Kastak, D., Ketten, D.R., Miller, J.H., Nachtigall, P.E., Richardson, W.J., Thomas, J.A. and Tyack, P.L., 2008, Marine mammal noise-exposure criteria: initial scientific recommendations, *Bioacoustics*, 17(1-3), 273-275.
- [31] 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(1-2), 297-305.

---

Received 5 October 2021

Revised 3 November 2021

Accepted 8 November 2021