

HAŁAS GENEROWANY W CZASIE REALIZACJI PRAC PODWODNYCH I JEGO POTENCJALNY WPŁYW NA ŚRODOWISKO MORSKIE W PORCIE GDYNIA



Zygmunt Klusek

Piotr Kukliński

Joanna Szczucka

Bartosz Witalis

Anna Baranowska

Spis treści

Wstęp	2
A. Oszacowanie zmian bioróżnorodności makrofauny w gradiencie natężenia hałasu generowanego przez prace portowe	5
B. Monitoring hałasu palowania przy Nabrzeżu Bułgarskim i Zamykającym w Porcie Gdynia.....	17
C. Pomiary szumu „ciągłego” na torze wodnym do Portu Gdynia	28
D. Modelowanie zasięgu oddziaływania hałasów statków oraz ich wpływu na ryby i ssaki morskie w okolicach Portu Gdynia i na pobliskich obszarach Natura 2000.....	38
Wnioski i rekomendacje.....	49
Spis literatury.....	50

WSTĘP

Dociekania dotyczące wyjaśnienia wpływu podwodnego pola akustycznego o dużym natężeniu generowanego w trakcie aktywności technicznej człowieka na obszarach morskich znajduje się obecnie w centrum uwagi biologów morskich oraz innych osób i organizacji zaangażowanych w problemy ochrony środowiska.

Dotychczas rozpoznano szereg elementów i parametrów podwodnego pola dźwięków stanowiących istotne zagrożenie hałasem w stosunku do przyrody ożywionej i kształtujących dobrostan organizmów morskich. Zaliczamy do nich – strukturę widma mocy dźwięków (rozmieszczenie energii fal akustycznych na różnych częstotliwościach), poziom dźwięków w szerokim paśmie (natężenie dźwięków), czas trwania zaburzeń akustycznych (energia akustyczna) i rozstęp przebiegu ciśnienia akustycznego (różnica pomiędzy wartością maksymalną i minimalną) (np. Nedwell i in. 2007; McCauley i in. 2003; Wysocki i in. 2006; McDonald i in. 2006).

Ze względu na trudności metodyczne istnieje niepewność, które parametry pola akustycznego i w jakim zakresie wywierają niepożądane działanie na różnorodne gatunki organizmów morskich. Należy tu nadmienić, że stresogenne oddziaływanie dźwięków na faunę morską znajduje się dopiero na początkowym stadium rozpoznania (McCauley i in. 2003). Wpływ hałasu jako źródła stresu na zmiany poziomu hormonów stresu (kortyzolu) we krwi został udowodniony u wielu gatunków ryb. Wykazano już wielokrotnie, że składowa antropogeniczna podwodnego pola akustycznego jest potencjalnym czynnikiem stresującym dla ssaków morskich i może wpływać negatywnie na stan ich zdrowia. Badania wpływu fal akustycznych o wysokim natężeniu wykazały wzrost niepożądanych aktywacji systemu nerwowego i naruszenie prawidłowego funkcjonowania układu immunologicznego u wielu gatunków ssaków morskich. Dla przykładu, eksperymenty prowadzone z różnymi gatunkami wielorybów i delfinów wykazały wzrost poziomu hormonów stresu - noradrenaliny, adrenaliny, dopaminy - ze wzrostem poziomu hałasu. Poziomy te były znacznie wyższe po ekspozycji dźwięku przy przekroczeniu progu ciśnienia akustycznego $>100\text{kPa}$, w porównaniu z ekspozycją przy niższym poziomie hałasu ($< 100\text{ kPa}$).

Prace związane z wbijaniem pali w dno morskie asocjują z generacją impulsów akustycznych o nadzwyczaj wysokim poziomie. Zanotowane szczytowe wartości ciśnienia akustycznego są rzędu 10^3 Pa w odległości 3000 m (de Jong i Ainslie, 2008) albo rzędu 10^4 Pa w odległości 60 m od źródła (Robinson i in. 2007). Oczywiście wartości te zależą od stosowanych urządzeń, reżimu ich pracy i warunków propagacji.

Z powodu potencjalnego niebezpieczeństwa tak wysokich ciśnień dla organizmów morskich, zaleca się prowadzenie ścisłego monitoringu i pomiarów pola akustycznego. W celu zmniejszenia szkodliwego oddziaływania impulsów akustycznych na faunę morską podejmuje się szereg działań jak odstraszenie zwierząt, obniżanie mocy pracujących urządzeń czy stawianie ekranów akustycznych w postaci kurtyn z pęcherzyków powietrza.

Na podstawie badań wizualnych, akustycznych i statycznego monitoringu wielu badaczy (m.in. najnowsze Dähne i wsp., 2013) odnotowało unikanie przez morświny obszarów podwyższonego hałasu już w odległości 20 km od miejsc wbijania pali. Z dużym prawdopodobieństwem ocenia się, że ucieczka zwierząt odbywa się na odległościach nawet kilkadziesiąt kilometrów. Podanie dokładniejszych odległości dotyczących zróżnicowanych

reakcji morświnów na hałas jest raczej niemożliwe ze względu na różnorodność warunków propagacji fal sejsmoakustycznych w dnie i toni wodnej w różnych obszarach oraz poziom szumów tła. Najnowsze badania prowadzone przez Kastelein'a i in. 2013 wskazują, że przy niskim poziomie szumów otoczenia morświny reagują ucieczką z miejsca, w którym są narażone na szerokopasmowy szum o poziomie powyżej $L=142$ dB względem $1 \mu\text{Pa}$ (dB re $1 \mu\text{Pa}$).

Hałas w środowisku wodnym prawdopodobnie będzie miał w pierwszej kolejności wpływ na organizmy, które mają narządy słuchu. Tu główną grupą organizmów będą ssaki morskie których przedstawicielem bałtyckim będzie na przykład wspomniany morświn (Dähne i in. 2013, Kastelein i in. 2013). Jednak wiele kręgowców, jak choćby ryby, posiada zespoły zmysłowe (np. u ryb linia boczna), które są w stanie odbierać bodźce zewnętrzne jakimi są fale akustyczne (Bone i Moore 2008). Takie organizmy będą kolejną grupą, które intuicyjnie zaraz po ssakach morskich będą pod silnym wpływem hałasów wstępujących w środowisku wodnym. Specyfika prac kafarowych, które trwały w badanym porcie Gdynia i określony w miarę krótki okres ich trwania (4 miesiące) wprowadziły na prezentowane badania limity czasowe. Dodatkowo, limity czasowe i finansowe narzuciły na analizy i powstanie raportu pewne restrykcyjne ramy. W konsekwencji badania wpływu hałasu na część biologiczną portu jak i rejonów NATURA2000 skupiły się na makrofaunie bentosowej. Hałas generuje fale akustyczne w środowisku zarówno wodnym jak i lądowym. Jest to fala mechaniczna, która teoretycznie jest w stanie wprowadzić stresogenny czynnik na występującą w okolicznym osadzie makrofaunę. Wraz z oddalaniem się od źródła hałasu powinniśmy obserwować spadek hałasu i jego wpływu na makrofaunę. Przewidywany negatywny efekt hałasu na makrofaunę to spadek ilości gatunków, osobników czy zmiana składu gatunkowego do tego, jaki jest obserwowany w rejonach gdzie wpływ hałasu jest obniżony. Poszukiwania literatury odnośnie powyższej tematyki odnoszącej się do wpływu hałasu na makrofaunę bentosową w tak rozpowszechnionych naukowych bazach danych literatury naukowej jak Web of Knowledge, Google Scholar używając słów kluczowych „noise” (hałas) i „makrofauna” wykazały brak takich badań w historii światowej nauki. To powoduje i trzeba to tutaj podkreślić, że podjęta próba oszacowania wpływu hałasu na makrofaunę jest czysto eksploracyjna. Mamy pełną świadomość, że w środowisku wodnym poza obserwowanym gradientem hałasu będzie spora ilość czynników fizycznych oddziałujących na badaną makrofaunę. Mamy jednak nadzieję, że rozpoczęte badania ukażą wyraźny trend zmian w tymże gradiencie i badania te będą dobrym początkiem do oszacowania wpływu hałasu na ożywioną część środowiska wodnego.

Monitoring nie obejmuje zazwyczaj wszystkich kombinacji parametrów pola akustycznego, które mogą nieść zgubne efekty dla zwierząt morskich. Nie jesteśmy także w stanie przeprowadzić pomiarów w całym obszarze, gdzie oddziaływanie może powodować niepokój, dezorganizację zachowań, ucieczkę czy czasową lub trwałą kontuzję zwierząt. Pomiarów prowadzimy więc w wybranych punktach dla podstawowych parametrów pola akustycznego i następnie prowadzimy ocenę zasięgu oddziaływania.

Inną przyczyną wpływającą na kondycję zwierząt jest ciągły lub prawie ciągły hałas pochodzący od działalności przemysłowej przy brzegu oraz ruchu statków.

Komisja Europejska tworząc ramową dyrektywę w sprawie strategii morskiej, postawiła za cel osiągnięcie dobrego stanu środowiska we wszystkich wodach morskich Unii Europejskiej do 2020 roku. Zgodnie z decyzją Komisji Europejskiej (European Commission, 2010) wprowadzono dwa wskaźniki dotyczące monitoringu hałasu - Deskryptor 11 “Introduction of energy, including underwater noise, is at levels that do not adversely affect the marine

environment ”, ukierunkowany na hałas w morzu zarówno posiadający zarówno charakter sporadyczny (np. hałas od robót portowych), jak i ciągły. Wskaźnik 11.1. dotyczy hałasów transjentowych (inaczej sygnałów akustycznych niestabilnych) i określa liczbę dni w roku kalendarzowym, kiedy poziom hałasów w przedziale częstotliwości od 10 Hz do 10 kHz przewyższa poziom uznany za posiadający wpływ na środowisko. Wskaźnik 11.2. ma za zadanie określić trendy poziomu hałasu posiadającego charakter ciągły w dwóch wybranych w sposób arbitralny (i niczym nieuzasadniony) pasmach częstotliwości (o szerokości oktawy) o częstotliwościach centralnych 63 i 125 Hz, wyrażony w decybelach dB względem 1 μ Pa. Poziom dźwięków w pasmach 1/3 oktawy jest reprezentatywny w opisie hałasów generowanych przez statki.

Zgodnie z umową z Zarządem Morskiego Portu Gdynia S.A. przeprowadzono pomiary i analizy podwodnych hałasów generowanych podczas wbijania pali podczas prac na Nabrzeżu Bułgarskim i Zamykającym. Ta część opracowania zawiera podstawowe informacje o zarejestrowanym hałasie, bez obliczeń predykcji ekspozycji na hałas.

Głównym celem badań było określenie najważniejszych parametrów hałasów i wibracji podwodnych w czasie tych operacji oraz utworzenie bazy wyjściowej dla dalszego monitoringu. Dodatkowo zgodnie z filozofią wskaźnika 11.2. należy przeprowadzić predykcję wpływu na środowisko wynikającego z przewidywanego wzrostu liczby statków zawijających do portu Gdynia po jego rozbudowie.

Prace polowe obejmowały pomiary makrofauny w gradiencie natężenia hałasu, pomiary hałasów wytwarzanych w trakcie palowania oraz pomiary hałasów statków na przedpolu portu

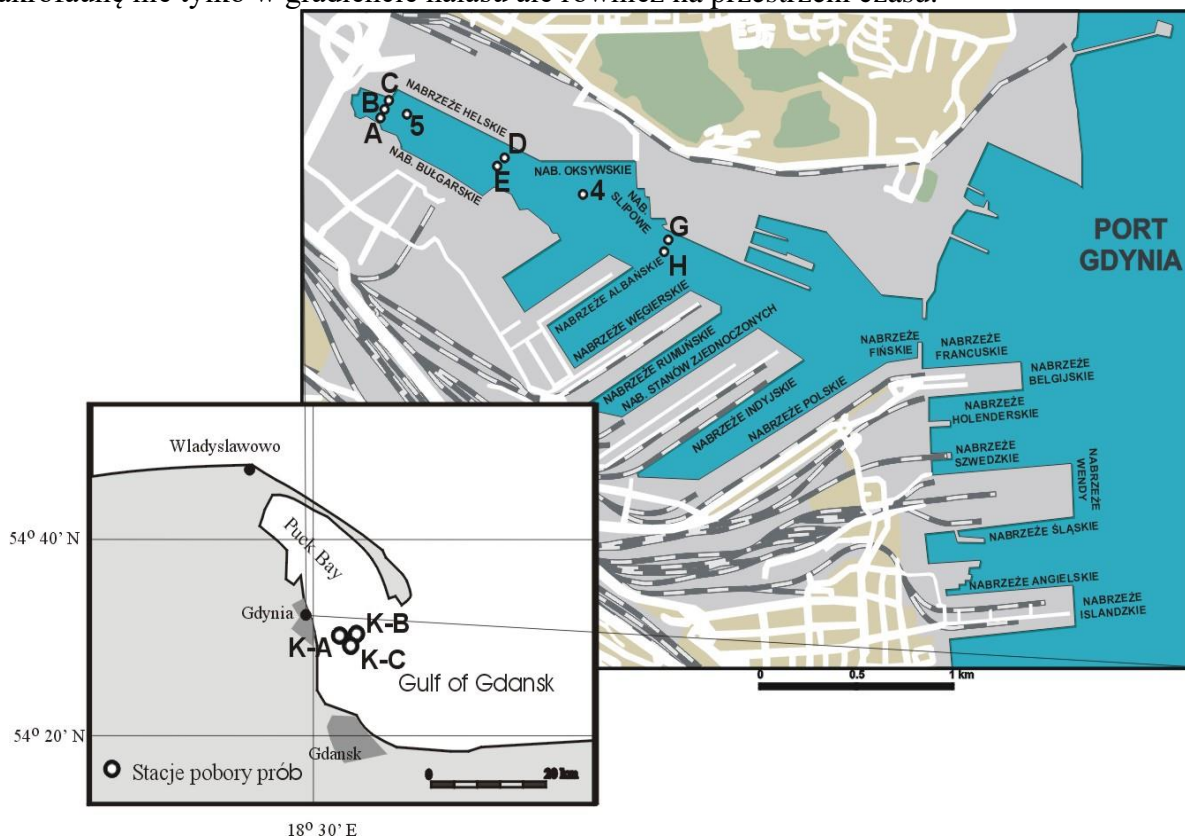
Rozdział A

OSZACOWANIE ZMIAN BIORÓŻNORODNOŚCI MAKROFAUNY W GRADIENTCIE NATĘŻENIA HAŁASU GENEROWANEGO PRZEZ PRACE PORTOWE

A.1. MATERIAŁ I METODYKA

A.1.1. Obszar i strategia poboru prób makrofauny

W trakcie prac kafarowych na Nabrzeżu Bułgarskim i Zamykającym zostały zebrane próby makrofauny dennej z użyciem czerpacza Van-Veena z 12 lokalizacji. Użyty czerpacz pobiera próbę z 0.1 m² powierzchni dna. Do pobierania prób użyta została jednostka pływająca m/v Hestia. Lokalizacje poboru porób zostały zaplanowane wzdłuż potencjalnego gradientu hałasu w wodnym środowisku portowym. Lokalizacje poboru prób zostały zaprezentowane schematycznie na Rysunku A.1 i szczegółowo opisane w Tabeli A.1. Dodatkowo zebrano próby z trzech stacji w obszarze poza portowym NATURA2000. Dla stacji 4 i 5, w celach porównawczych, użyto również prób, które zostały zebrane przed rozpoczęciem prac kafarowych w roku 2011 (zebrane 01.09.2011). Taka strategia analiz pozwoli na prześledzenia jak prace kafarowe mogły wpłynąć na makrofaunę nie tylko w gradientcie hałasu ale również na przestrzeni czasu.



Rysunek A.1. Położenie punktów poboru prób biologicznych z użyciem czerpacza Van-Veena w akwenie portu Gdynia i obszarze NATURA2000 (szczegółowe współrzędne geograficzne stacji poboru prób patrz Tabela A.1).

Na każdej ze stacji pobrano trzy podpróby (trzy czerpacze). Materiał został przesortowany wstępnie na pokładzie jednostki pływającej z użyciem sita o oczkach 1 mm, które jest standardowym narzędziem przy badaniach makrofauny (makrofauna to wszystkie organizmy powyżej 1 mm wielkości). Po przesortowaniu, materiał biologiczny został zakonserwowany roztworem 4% formaliny zbuforowanej boraksem i wodą morską, co zapewnia odpowiednie pH roztworu zapobiegające rozpuszczaniu węglanowych struktur organizmów. Tak zakonserwowany materiał został przetransportowany do laboratorium, gdzie nastąpiło wstępne sortowanie na główne grupy taksonomiczne (wieloszczety, skorupiaki, mięczaki. itp.). Po tym wstępnym sortowaniu nastąpiły szczegółowe analizy taksonomiczne, które doprowadziły do oznaczeń taksonomicznych do poziomu gatunku. Wszelkie oznaczenia taksonomiczne, które nie były doprowadzone do poziomu gatunku były spowodowane młodocianym charakterem organizmu bądź zniszczeniem mechanicznym danego osobnika. Wszystkie organizmy były policzone. Dodatkowo została oszacowana mokra biomasa dla wszystkich oznaczonych gatunków. Przed zważeniem wszystkie osobniki zostały umieszczone na papierowym ręczniku na okres 10 minut w celu odprowadzenia nadmiaru płynów. Próby zważono z dokładności do 0.001 g.

Tabela A.1. Współrzędne geograficzne stacji badawczych wraz z datą pobrania prób zebranych na potrzeby badań.

Stacje	Data poboru prób	Szerokość geograficzna	Długość geograficzna
A	04.03.2014	54°32.68'N	18°30.29'E
B	04.03.2014	54°32.70'N	18°30.30'E
C	04.03.2014	54°32.72'N	18°30.29'E
D	04.03.2014	54°32.57'N	18°30.85'E
E	04.03.2014	54°32.53'N	18°30.80'E
G	04.03.2014	54°32.36'N	18°31.62'E
5	04.03.2014	54°32.69'N	18°30.40'E
H	04.03.2014	54°32.34'N	18°31.54'E
4	04.03.2014	54°32.49'N	18°31.26'E
K-A	06.03.2014	54°30.50'N	18°38.43'E
K-B	06.03.2014	54°30.61'N	18°38.41'E
K-C	06.03.2014	54°30.74'N	18°38.34'E

Dane zostały zaprezentowane jako lista uśrednionych wartości ilości osobników danego taksonu obecnego na każdej ze stacji (średnia \pm odchylenie standardowe), które zostały wyliczone na bazie ilości osobników obecnych w każdej podpróbie. Dodatkowo zostały zaprezentowane średnie ilości gatunków, ich zagęszczenie i biomasa (średnia \pm błąd

standardowy) jako wykresy dla poszczególnych stacji. Wszelkie porównania pomiędzy próbami zostały przeanalizowane statystycznie z użyciem parametrycznego testu wariancji ANOVA. Do porównań post-hoc pomiędzy poszczególnymi parami prób został użyty test Tukey'a HSD. W celu osiągnięcia rozkładu normalnego i poprawieniu homogeniczności danych co jest wymaganym założeniem dla wszystkich testów parametrycznych została przeprowadzona transformacja logarymiczna danych w postaci $\log(x+1)$. Wszelkie analizy i utworzone wykresy zostały wykonane z użyciem programu komputerowego STATISTICA 7.

Zgrupowania zespołów (ilościowy skład gatunkowy) występujących w badanym obszarze zostały przeanalizowane z użyciem metod analizy wielowymiarowej MDS (Multidimensional Scaling). Analizy zostały wykonane na bazie uśrednionych danych dla każdej ze stacji. W celu zredukowania wpływu dominujących organizmów na powyższe analizy, wszystkie dane numeryczne zostały spierwiastkowane. Następnie został obliczony współczynnik podobieństwa Bray-Curtisa dla każdej z par stacji. Współczynnik ten jest obecnie najczęściej stosowanym w ekologii wzorem pozwalającym na porównania prób z użyciem danych ilościowych (Bray i Curtis 1957). Na bazie powstałej macierzy został wykonany dwuwymiarowy wykres ukazujący potencjalne podobieństwa / różnice pomiędzy zgrupowaniami biologicznymi (zespołami). Analizy wielowymiarowe zostały wykonane z użyciem programu komputerowego PRIMER.

A.2. WYNIKI

W wyniku podjętych prac zebrano 36 próby z użyciem czerpacza z 12 stacji badawczych. Ogółem w próbach znaleziono 30 gatunków w sumarycznej ilości 12917 osobników i biomasi 325.684 g. Oznaczone 30 gatunków należą do dziewięciu grup taksonomicznych: Polychaeta, Oligochaeta, Crustacea, Gastropoda, Bivalvia, Bryozoa, Insecta, Tricladida i Pisces (Tabela A.2, A.3). Najbardziej liczny gatunek w badanym materiale była pąkla *Balanus improvisus*. Gatunek ten sumarycznie osiągnął liczebność równą 6616 osobników. Kolejne gatunki, które występowały w dość sporych ilościach to ślimaki z rodziny Hydrobiidae (sumarycznie 1510 osobników), wieloszczet *Hediste diversicolor* (sumarycznie 1280 osobników) i małż *Mytilus edulis* (sumarycznie 1175 osobników). Jeżeli chodzi o biomasę oznaczonych organizmów, *Mytilus edulis* osiągnął największą zanotowaną biomasę w przeanalizowanych próbach (sumarycznie 194.207 g). Kolejne gatunki co do wartości biomasy to wieloszczet *Hediste diversicolor* (sumarycznie 62.708 g) i małż *Macoma baltica* (sumarycznie 41.647 g).

Analiza wariancji (ANOVA) wykazała statystycznie istotne różnice pomiędzy stacjami dla wszystkich trzech analizowanych parametrów: ilość gatunków ($F_{1,11} = 13.94$, $p < 0.001$), ilość osobników ($F_{1,11} = 19.90$, $p < 0.001$) i biomasa ($F_{1,11} = 12.40$, $p < 0.001$).

Analizy statystyczne post-hoc (test Tukey HSD) dla poszczególnych par stacji wykazały w większości przypadków brak różnicy pomiędzy stacjami w obrębie portu Gdynia dla parametru ilość gatunków. Istotne różnice statystyczne ($p < 0.001$) w ilości gatunków były zanotowane pomiędzy następującymi parami stacji: C - A, C - B, C - E, C - G, D - A (szczegóły odnośnie lokalizacji stacji patrz Rysunek A.1 i Tabela A.1). W przypadku porównań statystycznych pomiędzy stacjami wewnątrz basenu portowego a stacjami z obszaru NATURA2000 zanotowano w większości przypadków istotne statystycznie różnice. Wyjątkami par stacji gdzie istotnych

statystycznie różnic dla parametru ilość gatunków nie odnotowano, były pary: A - KA; A - KB, A - KC, B - KA, B - KC, E - KA; E - KB, E - KC (szczegóły odnośnie lokalizacji stacji patrz Rysunek A.1 i Tabela A.1). Podobna sytuacja została zanotowana dla parametru ilość osobników. Analizy statystyczne post-hoc (test T Tukey'a HSD) dla poszczególnych par stacji wykazały w większości przypadków brak różnicy pomiędzy stacjami w obrębie portu Gdynia dla parametru ilość osobników. Istotne różnice statystyczne ($p < 0.001$) w ilość osobników były zanotowane pomiędzy następującymi parami stacji: A - 4, A - 5, A - C, A - D, B - 4, B - 5, B - C, B - D, C - G, D - E, D - G, D - H (szczegóły odnośnie lokalizacji stacji patrz Rysunek A.1 i Tabela A.1). W przypadku porównań statystycznych pomiędzy stacjami wewnątrz basenu portowego a stacjami z obszaru NATURA2000 zanotowano w większości przypadków istotne różnice. Wyjątkami par stacji gdzie istotnych statystycznie różnic dla parametru ilość osobników nie odnotowano były pary: A - KA; A - KB, A - KC, B - KA, B - KB, B - KC, E - KC; H - KB (szczegóły odnośnie lokalizacji stacji patrz Rysunek A.1 i Tabela A.1). Dla parametru biomasa znowu zanotowano bardzo zbliżoną sytuację pod względem różnic / podobieństw pomiędzy poszczególnymi stacjami. Analizy statystyczne post-hoc (test T Tukey'a HSD) dla poszczególnych par stacji wykazały w większości przypadków brak różnicy pomiędzy stacjami w obrębie portu Gdynia dla parametru biomasa. Istotne różnice statystyczne ($p < 0.001$) biomasy były zanotowane pomiędzy następującymi parami stacji: A - 5, A - D (szczegóły odnośnie lokalizacji stacji patrz Rysunek A.1 i Tabela A.1). W przypadku porównań statystycznych pomiędzy stacjami wewnątrz basenu portowego a stacjami z obszaru NAUTRA2000 zanotowano w większości przypadków istotne różnice. Wyjątkami par stacji gdzie istotnych statystycznie różnic dla parametru biomasa nie odnotowano były pary: A - KA; A - KB, A - KC, B - KB, C - KB, E - KB; G - KB, H - KB (szczegóły odnośnie lokalizacji stacji patrz Rysunek A.1 i Tabela A.1).

Analizy prób zebranych w obrębie portu Gdynia od tych zebranych w obszarze NATURA2000 wykazują odmienną strukturę dominacji i biomasy. Średnie wartości liczby gatunków w badanym obszarze NATURA2000 wahały się od 16.0 ± 2.00 (\pm SD odchylenie standardowe) / 0.1 m^2 dla stacji K-C do 18.0 ± 0.00 / 0.1 m^2 dla stacji K-B. Dla obszaru portowego zakres średnich wartości liczby gatunków był zdecydowanie niższy i wahał się w granicach od 2.0 ± 1.00 / 0.1 m^2 dla stacji C do 8.3 ± 1.52 / 0.1 m^2 dla stacji A. Średnie wartości liczby osobników w badanym obszarze NATURA2000 wahały się od 503.6 ± 87.08 / 0.1 m^2 dla stacji K-B do 2037.6 ± 1786.65 / 0.1 m^2 dla stacji K-A. Dla obszaru portowego zakres średnich wartości liczby osobników był, jak w przypadku liczby gatunków, zdecydowanie niższy i wahał się w granicach od 12.3 ± 12.34 / 0.1 m^2 dla stacji D do 247.6 ± 141.15 / 0.1 m^2 dla stacji B. Identyczne trendy zanotowano dla wartości biomasy. Średnie wartości biomasy w obszarze NATURA2000 wahały się od $10.428 \pm 1.7905 \text{ g}$ / 0.1 m^2 dla stacji K-B do $47.315 \pm 39.3806 \text{ g}$ / 0.1 m^2 dla stacji K-A. Dla obszaru portowego zakres średnich wartości biomasy osobników był w granicach od $0.267 \pm 0.4581 \text{ g}$ / 0.1 m^2 zanotowany na stacji D do wartości $6.636 \pm 0.6453 \text{ g}$ / 0.1 m^2 zanotowanej na stacji A. Średnie wartości ilości gatunków, osobników i biomasy dla poszczególnych stacji zaprezentowano na Rysunku A.2.

Analiza tylko prób portowych wykazała, że dominantem tutaj jest wieloszczet *Hediste diversicolor* (sumarycznie 888 osobników) i osiąga on najwyższe wartości biomasy (sumarycznie 59.996 g). Kolejne gatunki, które występowały w tym obszarze w dość sporych ilościach to mszywioł *Einhornia crustulenta* (sumarycznie 696 kolonii) i małż *Macoma baltica*

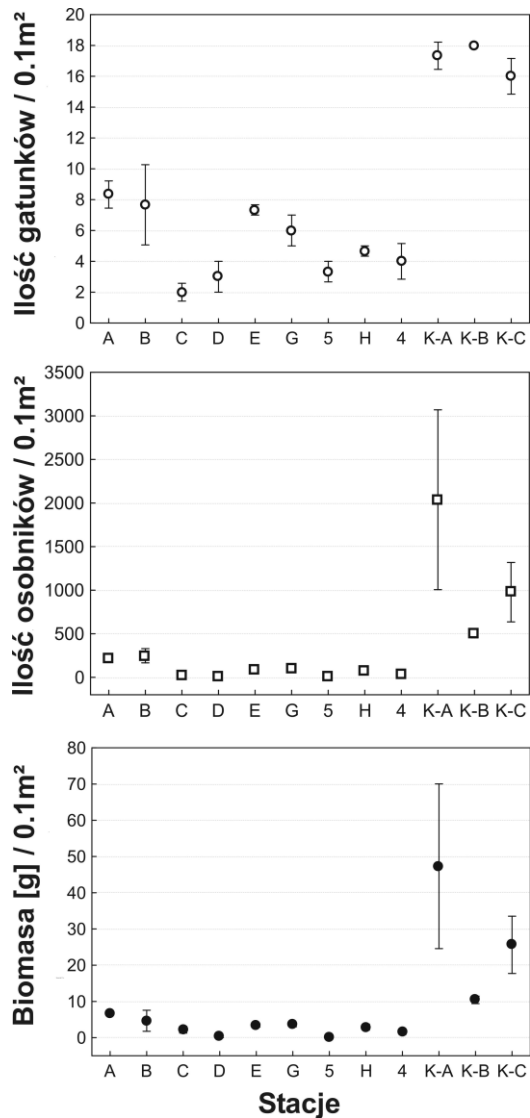
(sumarycznie 243 osobniki). *Macoma baltica* była pod względem wartości biomasy drugim w kolejności (sumarycznie 12.722 g) po wieloszczecie *Hediste diversicolor*. *Mytilus edulis* (sumarycznie 191.397 g) i *Macoma baltica* (sumarycznie 28.924 g) osiągnęły najwyższe wartości biomasy w obszarach NATURA2000. Większość gatunków obecnych w obszarze NATURA2000 były również obecne w porcie Gdynia z wyjątkiem: skorupiaków *Apocorophium lacustre*, *Idothea chelipes*, *Mysis* sp. i owadów z rodziny Chironomidae.

Tabela A.2. Średnie wartości liczebności \pm odchylenie standardowe organizmów na 0.1 m² dla poszczególnych stacji badawczych (symbole stacji patrz Rysunek A.1 i Tabela A.1).

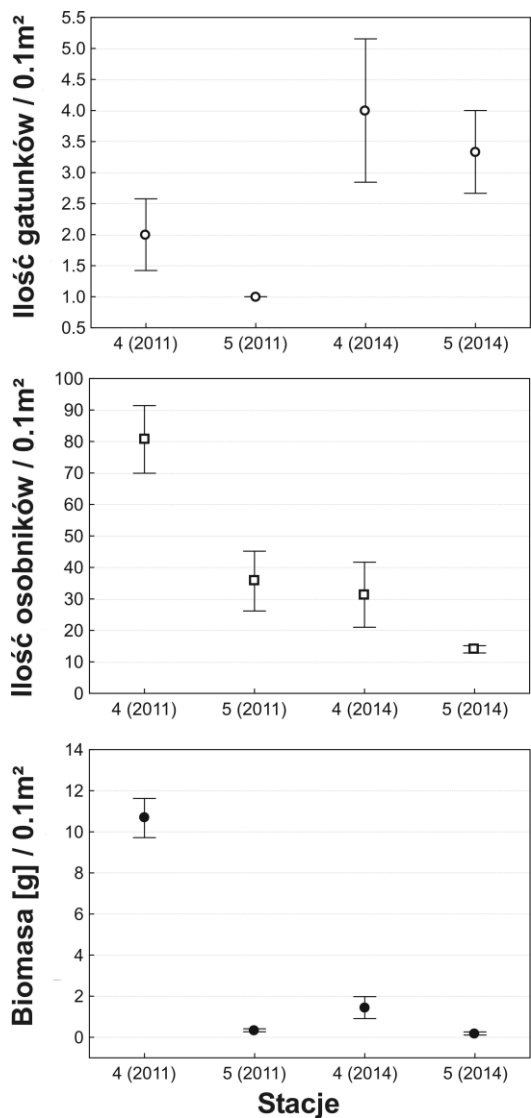
	A	B	C	D	E	G	H	4	5	K-A	K-B	K-C
<i>Hediste diversicolor</i>	40.3 \pm 1.15	33.3 \pm 23.71	15.3 \pm 11.71	6.0 \pm 9.53	56.0 \pm 14.73	59.3 \pm 16.07	54.6 \pm 16.50	22.0 \pm 10.58	9.0 \pm 5.56	32.6 \pm 4.50	29.6 \pm 7.57	68.3 \pm 48.95
<i>Boccardiella ligerica</i>		0.6 \pm 0.57		0.6 \pm 1.15				2.0 \pm 1.41				0.3 \pm 0.57
<i>Marenzelleria</i> spp.	3.3 \pm 2.30	2.3 \pm 4.04	0.3 \pm 0.57	1.0 \pm 1.73	1.0 \pm 0.00	2.0 \pm 1.00		4.6 \pm 1.52	0.6 \pm 0.57	12.3 \pm 3.21	6.3 \pm 5.50	23.3 \pm 11.84
<i>Pygospio elegans</i>							0.3 \pm 0.57			3.3 \pm 1.52	6.0 \pm 4.35	9.6 \pm 11.71
<i>Streblospio shrubsolii</i>											0.6 \pm 0.57	
<i>Fabricia stellaris stellaris</i>											0.3 \pm 0.57	
Oligochaeta nd.	24.0 \pm 40.70	8.0 \pm 11.35			5.0 \pm 6.08	17.6 \pm 2.08	7.6 \pm 4.04	1.6 \pm 2.88	0.3 \pm 0.57	2.3 \pm 1.52	7.0 \pm 0.00	21.6 \pm 6.80
<i>Apocorophium lacustre</i>		1.0 \pm 1.73			0.3 \pm 0.57			0.3 \pm 0.57				
<i>Corophium volutator</i>						0.6 \pm 0.57				12.6 \pm 5.13	4.3 \pm 3.05	5.6 \pm 5.50
<i>Crangon crangon</i>											0.3 \pm 0.57	
<i>Gammarus oceanicus</i>										0.6 \pm 1.15		
<i>Gammarus salinus</i>										5.6 \pm 7.37	2.3 \pm 1.52	5.0 \pm 4.24
<i>Gammarus zaddachi</i>										9.0 \pm 13.00	2.6 \pm 0.57	4.3 \pm 3.51
<i>Gammarus</i> juv.				0.3 \pm 0.57			0.3 \pm 0.57			5.3 \pm 5.50	1.0 \pm 1.00	0.6 \pm 1.15
<i>Idothea chelipes</i>		0.6 \pm 1.15						0.3 \pm 0.57				
<i>Leptocheirus pilosus</i>		0.6 \pm 1.15								17.3 \pm 24.82	2.0 \pm 1.00	11.0 \pm 13.45
<i>Jaeras</i> sp.										5.3 \pm 5.77	1.6 \pm 1.15	3.0 \pm 3.00
<i>Mysis</i> sp.					0.3 \pm 0.57							
<i>Rhitropanopeus harrisi</i>	0.6 \pm 1.15									0.3 \pm 0.57		
Hydrobiidae nd.	7.3 \pm 4.50	2.0 \pm 3.46							0.3 \pm 0.57	310.6 \pm 254.04	96.6 \pm 23.28	86.3 \pm 40.27
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>											0.3 \pm 0.57	0.6 \pm 0.57
<i>Macoma balthica</i>	48.6 \pm 12.09	26.3 \pm 26.50	1.0 \pm 1.00		2.3 \pm 0.57	0.6 \pm 1.15	0.6 \pm 1.15		1.3 \pm 2.30	24.6 \pm 6.65	16.3 \pm 3.51	27.0 \pm 28.05
<i>Mya arenaria</i>	2.6 \pm 2.51	0.3 \pm 0.57					0.3 \pm 0.57			8.3 \pm 0.57	4.0 \pm 1.73	4.0 \pm 3.00
<i>Cardium glaucum</i>	0.6 \pm 1.15				0.3 \pm 0.57					5.3 \pm 4.04	1.6 \pm 1.15	3.3 \pm 2.30
<i>Mytilus edulis</i>	0.3 \pm 0.57	1.6 \pm 2.08		0.3 \pm 0.57	0.6 \pm 0.57				0.3 \pm 0.57	198.6 \pm 176.21	44.6 \pm 11.84	144.3 \pm 190.38
<i>Procladius</i> sp.						0.3 \pm 0.57						
Chironomidae	0.6 \pm 1.15											
<i>Balanus improvisus</i>	7.3 \pm 6.65	55.0 \pm 87.50			5.0 \pm 4.58	0.3 \pm 0.57	1.3 \pm 1.52		2.0 \pm 3.46	1345.3 \pm 1269.03	253.0 \pm 47.65	536.0 \pm 389.71
<i>Eihornia crustulenta</i>	84.3 \pm 19.13	115.6 \pm 17.89		4.0 \pm 3.60	10.0 \pm 5.56	11.6 \pm 4.50	5.3 \pm 8.38	1.0 \pm 1.73		37.3 \pm 28.37	22.6 \pm 8.08	23.6 \pm 9.29
Tricladida nd										0.3 \pm 0.57		
Gobidae nd												0.3 \pm 0.57

Tabela A.3. Średnie wartości biomasy ± odchylenie standardowe organizmów [g / 0.1 m²] dla poszczególnych stacji badawczych (symbole stacji patrz Rysunek A.1 i Tabela A.1).

	A	B	C	D	E	G	H	4	5	K-A	K-B	K-C
<i>Hediste diversicolor</i>	4.343 ± 0.2950	1.741 ± 0.8645	2.142 ± 1.5933	0.260 ± 0.4480	3.270 ± 0.7991	3.501 ± 0.9089	2.814 ±	1.425 ± 0.9252	0.167 ± 0.1162	0.321 ± 0.0430	0.251 ± 0.1440	0.665 ± 0.5800
<i>Boccardiella ligerica</i>		0.001 ± 0.0005		0.001 ± 0.0017				0.001 ± 0.0010				0.001 ± 0.0002
<i>Marenzelleria</i> spp.	0.042 ± 0.0241	0.062 ± 0.1073	0.001 ± 0.0017	0.003 ± 0.0051	0.010 ± 0.0111	0.004 ± 0.0017		0.016 ± 0.0047	0.004 ± 0.0034	0.104 ± 0.0194	0.033 ± 0.0309	0.146 ± 0.0960
<i>Pygospio elegans</i>							0.001 ±			0.003 ± 0.0017	0.002 ± 0.0018	0.004 ± 0.0042
<i>Streblospio shrubsolii</i>											0.001 ± 0.0010	
<i>Fabricia stellaris stellaris</i>											0.001 ± 0.0002	
Oligochaeta nd.	0.008 ± 0.0130	0.001 ± 0.0020			0.003 ± 0.0034	0.003 ± 0.0011	0.002 ±	0.001 ± 0.0017	0.001 ± 0.0002	0.002 ± 0.0010	0.005 ± 0.0010	0.017 ± 0.0065
<i>Apocorophium lacustre</i>		0.001 ± 0.0023			0.001 ± 0.0028			0.001 ± 0.0011				
<i>Corophium volutator</i>						0.001 ± 0.0011				0.067 ± 0.0293	0.028 ± 0.0167	0.038 ± 0.0351
<i>Crangon crangon</i>											0.025 ± 0.0433	
<i>Gammarus oceanicus</i>										0.040 ± 0.0704		
<i>Gammarus salinus</i>										0.154 ± 0.2221	0.052 ± 0.0402	0.052 ± 0.0740
<i>Gammarus zaddachi</i>										0.160 ± 0.2379	0.051 ± 0.0127	0.063 ± 0.0495
<i>Gammarus</i> juv.				0.001 ± 0.0005			0.001 ±			0.032 ± 0.0277	0.007 ± 0.0096	0.005 ± 0.0098
<i>Idothea chelipes</i>		0.012 ± 0.0207						0.002 ± 0.0034				
<i>Leptocheirus pilosus</i>		0.001 ± 0.0002								0.016 ± 0.0230	0.002 ± 0.0005	0.010 ± 0.0111
<i>Jaeras</i> sp.										0.005 ± 0.0057	0.002 ± 0.0010	0.002 ± 0.0025
<i>Mysis</i> sp.												
<i>Rhitropanopeus harrisi</i>	0.016 ± 0.0288		0.010 ± 0.0184							0.006 ± 0.0115		
Hydrobiidae nd.	0.008 ± 0.0040	0.002 ± 0.0040							0.001 ± 0.0005	1.304 ± 1.0685	0.409 ± 0.1149	0.416 ± 0.2245
<i>Potamopyrgus</i>											0.001 ± 0.0017	0.003 ± 0.0032
<i>Macoma balthica</i>	2.182 ± 0.4410	1.917 ± 2.4606	0.027 ± 0.0362		0.068 ± 0.0364	0.008 ± 0.0150	0.022 ±		0.013 ± 0.0241	3.328 ± 1.5380	2.188 ± 0.4956	4.124 ± 5.8603
<i>Mya arenaria</i>	0.010 ± 0.0105	0.001 ± 0.0013					0.074 ±			0.542 ± 0.3379	0.328 ± 0.3130	0.557 ± 0.5252
<i>Cardium glaucum</i>	0.020 ± 0.0346				0.010 ± 0.0173					2.243 ± 1.9031	0.353 ± 0.5946	1.370 ± 0.6315
<i>Mytilus edulis</i>	0.001 ± 0.0021	0.919 ± 1.5865		0.002 ± 0.0035	0.005 ± 0.0052	0.007 ± 0.0132			0.001 ± 0.0021	38.980 ± 35.3536	6.686 ± 1.2875	18.132 ± 17.1670
<i>Procladius</i> sp.						0.001 ± 0.0017						
Chironomidae nd	0.003 ± 0.0063											
<i>Balanus improvisus</i>												
<i>Eihornia crustulenta</i>												
Tricladida nd										0.001 ± 0.0017		
Gobidae nd												0.016 ± 0.0288

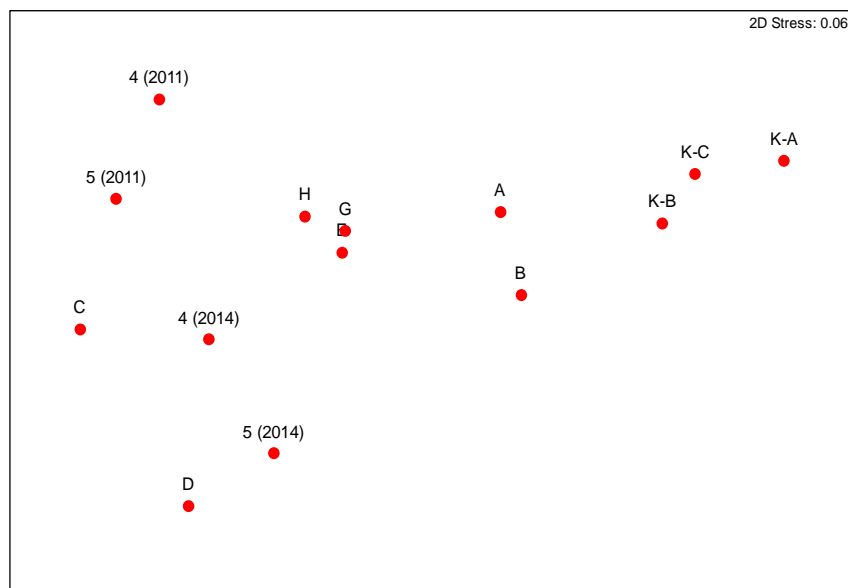


Rysunek A.2. Średnie wartości \pm błąd standardowy ilości gatunków, ilości osobników i biomasy na jednostkę powierzchni na poszczególnych stacjach poboru prób (symbole stacji patrz Rysunek A.1 i Tabela A.1).

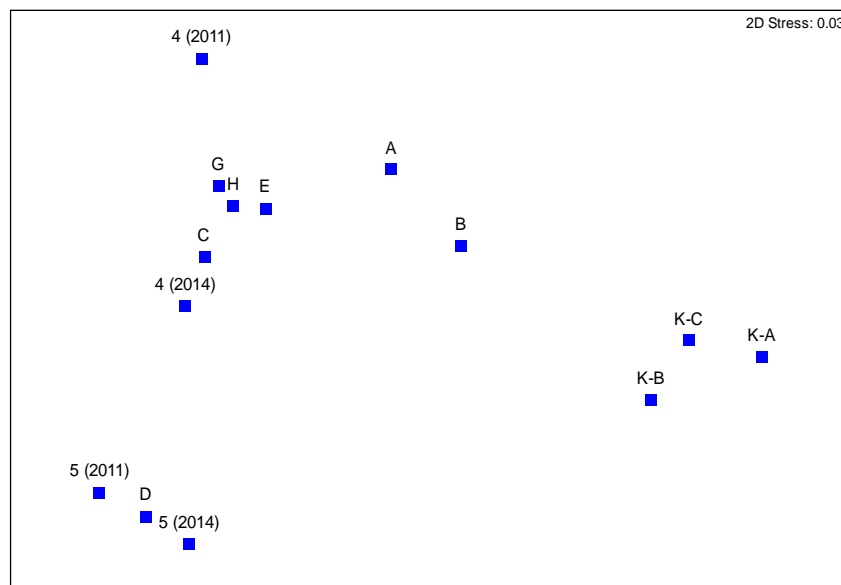


Rysunek A.3. Średnie wartości \pm błąd standardowy ilości gatunków, ilości osobników i biomasy na jednostkę powierzchni na stacjach 4 i 5 w latach 2011 i 2014 (symbole stacji patrz Rysunek A.1 i Tabela A.1).

Rysunek A.4. Analiza skalowania wielowymiarowego MDS (Multidimensional Scaling) podobieństw zespołów zgrupowań makrofauny występujących w badanym obszarze. Analizy podobieństwa Bray-Curtis na bazie uśrednionych spierwiastkowanych danych ilości osobników dla każdej ze stacji (symbole stacji patrz Rysunek A.1 i Tabela A.1).



Rysunek A.5. Analiza skalowania wielowymiarowego MDS (Multidimensional Scaling) podobieństw zespołów zgrupowań makrofauny występujących w badanym obszarze. Analizy podobieństwa Bray-Curtis na bazie uśrednionych spierwiastkowanych danych biomasy osobników dla każdej ze stacji (symbole stacji patrz Rysunek A.1 i Tabela A.1).



Próby zebrane w obrębie basenu portowego w gradiencie hałasu, którego głównym źródłem były prace katarowe na Nabrzeżu Bułgarskim i Zamykającym nie wykazały żadnych trendów w zakresie badanych parametrów włączając w to ilość gatunków, ilość osobników i biomasy. Parametry te często odznaczały się wyższymi wartościami na stacjach najbliższych źródła hałasu (Rysunek A.2).

Wszelkie szczegóły odnośnie występowania poszczególnych gatunków na stacjach, ich liczebności i biomasy zawarte są w Tabelach A.2 i A.3.

Skalowanie wielowymiarowe z użyciem MDS (Multidimensional Scaling), które analizuje jednocześnie skład gatunkowy i wartość danego parametru, potwierdziły ilościowy skład

gatunkowy i wartości biomasy zespołów fauny występujące w porcie jako odmienny do tego występującego w obszarach NATURA2000 (Rysunki A.4 i A.5). Jednak w obrębie portu Gdynia brak było zauważalnych trendów wzdłuż gradientu hałasu, którego źródło było w pobliżu Nabrzeża Bułgarskiego i Zamykającego. Próby ze stacji A i B (stacje najbliższe źródła hałasu) były bardziej zbliżone swoją strukturą zespołów (zarówno pod względem ilości osobników i jak i ich biomasy – patrz Rysunki A.4 i A.5) do tych z obszaru NATURA2000 niż próby ze stacji G i H które były najbardziej oddalone ze wszystkich badanych stacji od źródła hałasu.

Analizy porównawcze dla stacji 4 i 5 pomiędzy latami 2011 i 2014 wykazały różnice w przeanalizowanych parametrach, które obejmowały ilość gatunków, ilość osobników i biomasę (Rysunek A.3). Analiza wariancji (ANOVA) wykazała różnice w ilości gatunków pomiędzy latami ($F_{1,8} = 11.78$, $p = 0.008$) i braku różnic pomiędzy stacjami ($F_{1,8} = 1.75$, $p = 0.221$). Dla ilości osobników ANOVA wykazała statystycznie istotne różnice zarówno pomiędzy latami jak i stacjami pobory prób (lata: $F_{1,8} = 15.68$, $p = 0.004$; stacje: $F_{1,8} = 11.49$, $p = 0.009$). Podobnie dla wartości biomasy ANOVA wykazała statystycznie istotne różnice zarówno pomiędzy latami jak i stacjami pobory prób (lata: $F_{1,8} = 41.47$, $p < 0.001$; stacje: $F_{1,8} = 110.56$, $p < 0.001$). Ilość gatunków dla obu stacji 4 i 5 miały wyższe wartości w latach 2014. Ilość osobników i biomasa były generalnie wyższe w latach 2011 dla obydwóch stacji (patrz Rysunek A.3).

Wielowymiarowe analizy wieloskalowe z użyciem MDS (Multidimensional Scaling) prób ze stacji 4 i 5 pomiędzy latami 2011 i 2014 ukazują odmienną ilościową strukturę zgrupowań pomiędzy latami (Rysunki A.4 i A.5). Analiza MDS powstała na bazie średnich ilości osobników ukazała grupowanie się prób pod względem lat: stacje 4 i 5 z lat 2011 były usytuowane bliżej siebie na wykresie MDS tworząc jedną grupę, stacje 4 i 5 z roku 2014 utworzyły osobną grupę będąc oddalone od prób z roku 2011. Jednakże analiza MDS, która powstała na bazie średnich wartości biomasy dla poszczególnych stacji ukazała odmienne trendy. W tym przypadku próby grupowały się pod względem lokalizacji. I tak próby ze stacji 5 z roku 2011 i 5 z roku 2014 były bardziej podobne w strukturze zespołów opartej na ich biomacie niż próby ze stacji 4 z roku 2011 i 4 z roku 2014.

A.3. INTERPRETACJA WYNIKÓW

Analizy składu gatunkowego, ilość gatunków, ilości osobników i biomasy wykazały brak trendów wzdłuż gradientu hałasu. Próby zebrane najbliższe źródła hałasu (dla przykładu stacje A i B), przy Nabrzeżach Bułgarskim i Zamykającym, były bardziej zbliżone pod względem swojego składu gatunkowego i liczebności do prób z obszaru poza portowego (NATURA2000) niż do innych prób z zebranych w obrębie portu Gdynia. Taki trend był widoczny dla wszystkich analizowanych parametrów włączając w to ilość gatunków, ilość osobników i biomasy. Analizy wieloskalowe MDS, na których poszczególne punkty oznaczają próby (stacje) ukazują podobieństwa bądź różnice pomiędzy ilościowym składem gatunkowym. Na tychże wykresach punkty (stacje) najbliższe sobie są najbardziej zbliżone do siebie pod względem składu gatunkowego i ich liczebności. Analizy te (patrz Rysunek A.4), również jak wspomniane wyżej parametry bioróżnorodności nie potwierdziły występowania trendu zmian w zespołach biologicznych wzdłuż gradientu hałasu. Wstępne założenia, że wszystkie te parametry będą miały najniższe wartości w obszarach o najwyższym natężeniu hałasu nie zostały potwierdzone przez tą część naszych badań. Biorąc pod uwagę pomiary akustyczne, które wykazały, że hałasy generowane przez prace katarowe malały szybko z odległością od źródła i w odległości 1000 m od tegoż źródła były na poziomie hałasów typowych dla pobliskiej Zatoki Gdańskiej nasze

wyniki nie są zaskoczeniem. Z pomiarów akustycznych wynika, iż hałasy generowane przez prace katarowe obejmowały swoim wpływem stacje A, B, C, D, E, i 5. Tak jak już jednak wspomniano kilka z tych stacji (np. A i B) odznaczało się dużo większymi wartościami ilości gatunków, osobników czy biomasy w porównaniu do stacji, które były poza zasięgiem hałasu generowanego pracami katarowymi. Hałas w porcie jest czynnikiem wszechobecnym. Zarówno prace przeładunkowe jak i sam ruch statków niewątpliwie jest źródłem generującym hałas. Jaki jest poziom wpływu tychże źródeł na część ożywioną portu Gdynia jest niestety niemożliwa do określenia na bazie przeprowadzonych badań. Jednak można stwierdzić, z dużą dozą prawdopodobieństwa, że prace katarowe na Nabrzeżu Bułgarskim i Zamykającym nie mają wpływu na parametry bioróżnorodności takie jak ilość gatunków, ilość osobników biomasa czy skład gatunkowy badanych zgrupowań makrofauny.

Porównania ilości gatunków, ilości osobników i biomasy na stacjach 4 i 5 pomiędzy latami również nie wykazały wyraźnych trendów. Tak jak ilość gatunków była wyższa w roku 2014 tak ilość osobników i biomasa miały wyższe wartości w latach 2011. Większa ilość gatunków w roku 2014 wskazuje na to, że warunki środowiskowe panujące na stacjach 4 i 5 w tymże roku miały parametry, które były odpowiednie do występowania dla szerszego spektrum organizmów. To niewątpliwie wskazuje na pozytywne trendy w tej części basenu portowego (Warwick 1988). Niższe wartości ilości osobników i biomasy mogą być wynikiem wielu czynników włączając w to czynniki biologiczne takie jak współzawodnictwo, drapieżnictwo, ale również wiele czynników fizycznych takich jak stres wywołany zwiększonym tempem sedymentacji (Moore 1977, Pearson i Rosenberg 1978). Nie potrafimy jednak odpowiedzieć na pytanie czy czynnikiem kształtującym obserwowane trendy stanowił hałas, zintensyfikowany poprzez prace katarowe w roku 2014. Szczególnie odnosi się to do stacji numer 4 która, jak wykazały pomiary akustyczne, była poza zasięgiem wpływu hałasu generowanego pracami katarowymi. Wszystkie z powyższych czynników mogły mieć w jakimś stopniu wpływ na obserwowany trend. Ich szczegółowy wpływ powinien zostać przeanalizowany w kolejnym etapie badań, który jest sugerowany z wykonaniem dodatkowo prac eksperymentalnych w ściśle kontrolowanym środowisku laboratoryjnym. Celem tej części badań było ewentualne potwierdzenie trendów spadku parametrów bioróżnorodności obserwowanych wzdłuż gradientu hałasu i takich nie zaobserwowano.

Hałas generowany przez prace katarowe, jak już wspomniano, był już nierejestrowalny w odległości 1500 m od jego źródła generowania (patrz wyniki akustyczne) co ograniczało się do małego obszaru wewnątrz-portowego. Można przyjąć z dużą dozą prawdopodobieństwa, że wspomniane źródło hałasu nie ma wpływu na obszary poza portowe, a w szczególności obszary NATURA2000. Nasze analizy wykazały, że parametry zgrupowań fauny bentosowej występujące w porcie Gdynia i w obszarach NATURA2000 różnią się pod względem ilości gatunków, liczebności sumarycznej czy też poszczególnych gatunków, biomasy jak i składu gatunkowego. Wszystkie te parametry były wyższe w obszarach NATURA2000 w porównaniu do obszarów portu Gdynia. Kilka gatunków było obecnych tylko w obszarach portowych - różnica dotyczyła włącznie małych ilości mobilnych skorupiaków i owadów (patrz wyniki). Obszary NATURA2000 niewątpliwie są pod niższym wpływem czynników antropogenicznych w porównaniu z dynamicznym środowiskiem rejonów portowych gdzie ruch statków i przeładunki trwają w systemie ciągłym. Jednak obserwowane różnice w parametrach bioróżnorodności to nie tylko wpływy antropogeniczne. Dno portu Gdynia jest dnem miękkim o kompozycji zdominowanej przez muł i pasek (obserwacje osobiste). Rejon poboru prób w obszarze NATURA2000 na potrzeby tego raportu był zlokalizowany w pobliżu klifu Orłowskiego. Dno w tym rejonie poza piaskiem zawiera również wiele głazów narzutowych o

różnych wielkościach, co wprowadza olbrzymią heterogeniczność do systemu. Wysoka heterogeniczność morfologiczna dna to czynnik wpływający pozytywnie na lokalną bioróżnorodność (Grzelak i Kuklinski, 2010). Im większe zróżnicowanie dna tym często większa bioróżnorodność. Jakkolwiek na potrzeby tego projektu nie było możliwości badań granulometrycznych i generalnie rozpoznania heterogeniczności podłoża, nasze wyniki poprzez występowanie charakterystycznej fauny dla dna żwirowo - kamiennego (duża obecność małża *Mytilus edulis* i pąkli *Balanus improvisus*) potwierdzają występowanie w rejonie badań takiegoż podłoża. Tego typu podłoża są często najbardziej bioróżnorodnymi rejonami w Morzy Bałtyckim (Grzelak i Kuklinski, 2010).

A.4. PODSUMOWANIE

Rozpoznanie zmian bioróżnorodności w gradiencie natężenia hałasu generowanego przez prace portowe nie wykazały wpływu hałasu na faunę Portu Gdynia oraz obszary NATURA2000.

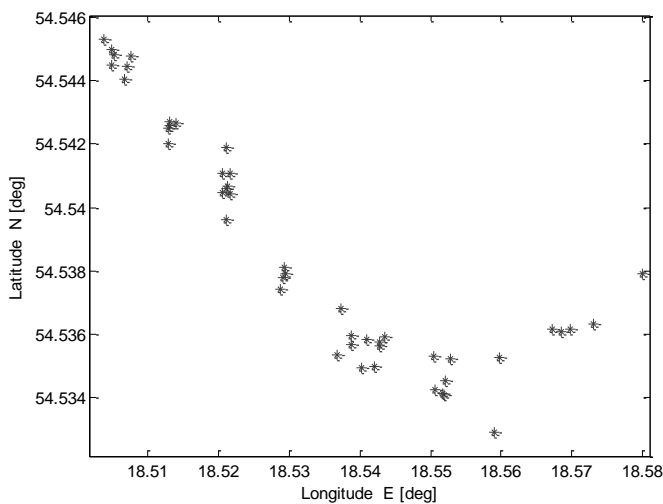
Rozdział B

MONITORING HAŁASU PALOWANIA PRZY NABRZEŻU BULGARSKIM I ZAMYKAJĄCYM W PORCIE GDYNIA

B.1. MATERIAŁ I METODYKA POMIARÓW

B.1.1. Obszar pomiarów i warunki

W trakcie prac na Nabrzeżu Bułgarskim i Zamykającym rejestrowano hałasy pochodzące od czterech typów urządzeń umiejscowionych na lądzie. W pracach stosowano kafary firm DELMAG, Junntan HHK i Junntan PM 25H posiadającym opcje wibro. Prace w porcie trwały ok. 4 miesiące.



Rys.B.1. Położenie punktów pomiarów hałasów na obszarze portu Gdynia.

Ze względu na koszty operacji i czasochłonność zrezygnowano z metody bezpośredniej pomiaru wartości ekspozycji polegającej na ciągłym pomiarze hałasu i następnie określenia poziomów i ekspozycji organizmów na hałas. Zgodnie z metodologią pomiar w punkcie powinien trwać co najmniej cały dzień roboczy, a w rzeczywistości dłużej. W pomiarach zastosowano metody pośrednie polegające na pomiarze hałasu w czasie krótszym niż całkowity czas ekspozycji na hałas spowodowany pracami w porcie. Zastosowano odpowiednie zależności matematyczne i dane literaturowe do wyznaczenia wielkości opisujących hałas w kanałach portowych i w awanporcie. Podstawowym zagadnieniem w tej metodzie jest wyznaczenie poziomu ekspozycji na hałas odniesionego do 8-godzinnego dobowego i całkowitego czasu pracy dla hałasu, który w przeciągu prac jest nie tylko hałasem nieustalonym.

Wadą metody pośredniej jest to, że w przypadku nie w pełni rozpoznanego charakteru hałasu nieustalonego można popełnić trudne do oszacowania błędy. Jednak podstawową zaletą metody pośredniej jest skrócenie do niezbędnego minimum czasu wykonywania pomiarów.

Na podstawie informacji ze różnych źródeł literaturowych wpływające na poziom hałasu - wysokość podniesienia baby i detonacja są uzależnione od twardości gruntów, a także od kompleksu różnorodnych geomechanicznych właściwości, m.in. uwarstwienia gruntu. Typowa

częstotliwość uderzeń kafarów zawiera się w granicach od 1 do 3 uderzeń na sekundę. Maksymalna zaobserwowana w dłuższym okresie czasu częstotliwość uderzeń wynosiła 120 uderzeń na minutę.

Rejestrację hałasów prowadzono w ciągu pięciu dni roboczych pomiędzy 25 i 28 lutego oraz 3 marca 2014. Codziennie pomiary prowadzono wielokrotnie w kolejnych basenach portowych i obrotnicach poczynając od Nabrzeża Bułgarskiego i Zamykającego w odległości ok. 50 m od miejsca palowania do falochronu, na torze podejściowym do portu oraz dalej w kierunku i na akwenu obejmującym obszar PLH 220032 NATURA2000 (Rys.B.1).

Pomiary w porcie wykonano z burty 6-metrowej jednostki o aluminiowym kadłubie, CETEMKA, wycarterowanej z Centrum Techniki Morskiej w Gdyni. Rejestracje hałasów prowadzono zarówno w dryfie, jak i stacjonarnie na kotwicy. Łódź była wyposażona w system GPS. Niepożądane hałasy powstające przy uderzeniu fali o burtę zostały zminimalizowane poprzez prowadzenie rejestracji wyłącznie przy optymalnych dla tego typu rejestracji warunkach pogodowych – na zewnątrz portu przy stanie morza poniżej 2B. Ponadto podczas rejestracji poza portem hydrofony były umieszczane w odległościach około 30 m od jednostki. Aby uniknąć szarpnięć wpływających na jakość rejestrowanych sygnałów kable były podwieszane na małych bojkach gaszących szarpnięcia. W porcie jeden z hydrofonów był umieszczany w bezpośredniej odległości od burty jednostki natomiast drugi w swobodnym dryfie na znaczniejszej odległości. Hydrofony były opuszczane na głębokość 4,5 metra, co w porcie stanowiło umieszczenie czujnika w środku kolumny wody. Podczas pomiarów wszystkie urządzenia na łódce były wyłączane poza systemem GPS. Jedynym źródłem zasilania aparatury były akumulatory.

Stanowisko pomiarowe na jednostce zostało przedstawione na fotografii (Rys. B2.2).



Rys. B.2. Stanowisko pomiarowe na pokładzie „CETEEMKA” podczas pomiarów hałasów w porcie przedstawia - komputer pomiarowy, karta przetwornika NI 6251 w adapterze umożliwiającym współpracę z komputerem przenośnym oraz rozdzielacz sygnałów (wzmacniacz sygnałowy i filtry za monitorem komputera) .

B.1.2. Pomiary hałasów i procedury obróbki sygnałów

Czujniki pomiarowe tworzył zestaw kalibrowanych fabrycznie hydrofonów Bruel & Kjaer 8104 i 8105, a także przy pomiarach tła hydrofon produkcji ZSRR Г-005 o wyższej o kilka rzędów czułości (z usuniętym fabrycznym przedwzmacniaczem). Sygnały były próbkowane z wykorzystaniem wielokanałowej karty przetwornika analogowo-cyfrowego f-my National

Instrument 6251 i przechowywane w pamięci przenośnego komputera. Sygnały na wyjściu z hydrofonów były wzmacniane przez wzmacniacz sygnałowy RESON VC-1000 w paśmie częstotliwości 10 Hz – 10 kHz lub/i wzmacniacz Bruel & Kjaer 2635 (>2 Hz). Hydrofon Г-005 był interkalibrowany z hydrofonami Bruel & Kjaer. Zastosowanie filtrów górno- i dolnoprzepustowych pozwalało na uniknięcie przesterowań spowodowanych zmiennym ciśnieniem hydrostatycznym.

Podstawowe parametry rejestracji były następujące:

- podstawowa częstotliwość próbkowania sygnałów zarejestrowanych w porcie wynosiła 20 próbek na sekundę. Jedynie sporadycznie próbkowano z częstotliwością 30 próbek na sekundę. Natomiast na Zatoce Gdańskiej częstotliwość próbkowania wynosiła wyłącznie 30 próbek na sekundę w każdym z kanałów,
- czas trwania pojedynczych wielokrotnie powtarzanych rekordów 20 - 30 s.

Całkowita liczba serii pomiarowych przeprowadzonych w porcie przekraczała liczbę 350. Rejestracje prowadzono w sposób losowy w ciągu całego roboczego dnia. Na wstępie przeprowadzono kilka pomiarów ślepych w celu ustalenia optymalnych nastawień wzmocnień aparatury i dla uniknięcia przesterowań i ustalenia zakresu przetworników A/C w celu maksymalnego wykorzystania zakresu pomiarowego.

Zarejestrowane wartości napięcia sygnałów elektrycznych były przekonwertowane do jednostek ciśnienia akustycznego z wykorzystaniem parametrów kalibracyjnych przetworników i toru sygnałowego.

B.2. DEFINICJE PODSTAWOWYCH WSKAŹNIKÓW HAŁASÓW PODWODNYCH.

Jakkolwiek, generalnie rozpoznany jest szkodliwy wpływ hałasów na organizmy morskie ciągle nie wiemy, jakie wartości poziomów możemy uznać za bezpieczne dla różnych grup morskich zwierząt. Powszechnie uznaje się, że do oceny potencjalnego wpływu hałasów na organizmy morskie powinniśmy dokonać obliczeń zarówno wartości chwilowych, jak i integralnych parametrów hałasów i to zarówno w wąskich pasmach częstotliwości, oraz w całym zakresie wg rekomendacji Poppera i Hastingsa (Popper i Hastings, 2009).

Podstawowymi parametrami opisującymi wpływ sygnałów impulsowych na dobrostan fauny morskiej są – poziom ciśnienia akustycznego SPL i poziom ekspozycji na hałas SEL. Obydwa wskaźniki są bezwymiarowe i wyrażone w decybelach względem ciśnienia akustycznego o wartości $1\mu\text{Pa}$ (w dalszych zapisach będziemy stosować skrót dB re $1\mu\text{Pa}$).

Ze względu na różnorodność oddziaływań fal akustycznych na organizmy w opisie hałasu podwodnego używa się kilku deskryptorów. Dwa najważniejsze z nich to chwilowa szczytowa wartość ciśnienia akustycznego (*instantaneous peak sound pressure*) i średnio-kwadratowy poziom uśrednionego impulsu, określane jako poziom ciśnienia akustycznego (SPL) lub średnia – kwadratowa ciśnienia akustycznego (RMS) z każdego z impulsów gdzie przedział czasowy uśredniania odpowiada okresowi impulsu. Ciśnienie akustyczne obserwowane podczas każdego z impulsów może być przedstawione w jednostkach bezwzględnych ciśnienia, np. [Pa] lub w jednostkach względnych - decybelach [dB], określonych odnośnie do standardowo używanego w akustyce podwodnej ciśnienia odniesienia równego $1\mu\text{Pa}$.

Zdecydowana większość literatury przedmiotu posługuje się maksymalnym poziomem ciśnienia dźwięku do oceny uszkodzeń (urazów) ryb.

B.2.1. Poziom ciśnienia akustycznego SPL

Podstawową wielkością przedstawiającą pole akustyczne w ośrodku jest poziom ciśnienia akustycznego lub poziom z uśrednionej po czasie całki za okres przebiegu (wartość skuteczna) kwadratu ciśnienia akustycznego zdefiniowany następująco (*rms time-averaged sound level*) -

$$SPL = 10 \log_{10} \left(\frac{1}{T} \int_0^T \frac{p^2(t)}{p_{ref}^2} dt \right)$$

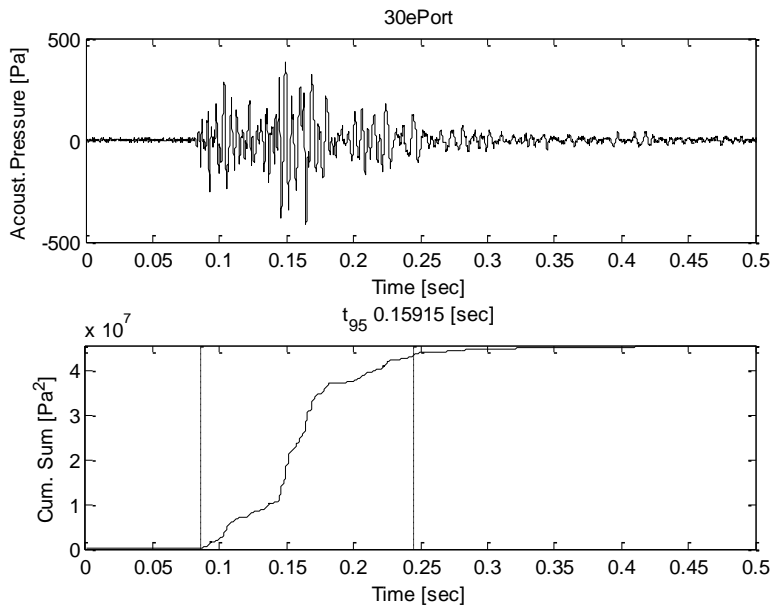
gdzie - $p(t)$ –mierzone ciśnienie akustyczne, p_{ref} – wartość referencyjna ciśnienia akustycznego 1 μPa i T - czas uśredniania.

W przypadku sygnałów nieustalonych, jak hałas katarów, zaproponowano także mniej czułą na fluktuacje strat transmisyjnych w morzu i czas uśredniania miarę określającą wpływ hałasu na zwierzęta - poziom ciśnienia dla pojedynczego uderzenia (SPL_S)

$$SPL_S = 10 \log_{10} \left(\frac{1}{T_{ref}} \int_{T_1}^{T_2} \frac{p^2(t)}{p_{ref}^2} dt \right)$$

gdzie $|T_1-T_2|$ reprezentuje czas trwania pojedynczego uderzenia (wyznaczony wg pewnych nie do końca sprecyzowanych kryteriów) natomiast T_{ref} jest równy 1 sekundzie.

Jako czas końca impulsu we wzorze - T_2 , proponowano m.in. czas w którym energia sygnału zawiera 90% całkowitej energii sygnału (Madsen 2005) (t_{90} w sekundach). Jakkolwiek wg naszych obserwacji w niektórych przypadkach bardziej racjonalnym jest czas w którym energia sygnału zawiera 95%.całkowitej energii sygnału



Rys.B.3. Przebieg czasowy pojedynczego impulsu i kumulacyjna suma kwadratu ciśnienia (proporcjonalna do energii sygnału). Pionowe linie wyznaczają początek uderzenia i moment gdzie 95% energii sygnału zostało osiągnięte.

B.2.2. Poziom ekspozycji, SEL

Ekspozycja na dźwięki i jej pochodna poziom ekspozycji, SEL stanowi miarę energii akustycznej generowanej w impulsie. Obliczamy ją całkując po czasie kwadrat ciśnienia akustycznego wyrażonego poprzez $\mu\text{Pa}^2 \text{ s}$).

W przypadku wysoko niestacjonarnych (transjentowych) sygnałów, jak hałas katarów za najbardziej odpowiednią miarę oceny wpływu hałasu na zwierzęta uważa się odporny na fluktuacje warunków propagacji w środowisku morskim poziom ekspozycji pojedynczego uderzenia (SEL) -

$$SEL = 10 \log_{10} \left(\int_0^T \frac{p^2(t)}{p_{ref}^2} dt \right)$$

Podczas ocen wpływu hałasu na poszczególne gatunki zwierząt obliczamy poziom ekspozycji na hałas w pasmach 1/3 oktawy.

B.2.3. Kumulacyjna ekspozycja na hałas SEL

W celu oceny wpływu pracy ciągłej katarów na dobrostan organizmów morskich w terminach dozy hałasu winna być uwzględniona kumulacyjna ekspozycja na hałas, czyli zintegrowana w czasie całego procesu (*cumulative SEL*).

B.2.4. Poziom pomiędzy maksymalną a minimalną wartością przebiegu, L_{p-p}

Hałasy impulsowe mogą charakteryzować się stosunkowo umiarkowanymi wartościami SPL lub SEL, natomiast w czasie trwania emisji hałasu występują wysokie wartości chwilowe ciśnienia akustycznego. Wysoka absolutna wartość szczytowa ciśnienia akustycznego (lub bardziej użytecznie różnica pomiędzy maksymalną a minimalną wartością przebiegu) w impulsie przedstawia ryzyko fizycznych uszkodzeń w organach ryb, a w szczególności tkanek otaczających pęcherz pławny.

Wskaźnikiem takich oddziaływań jest poziom pomiędzy maksymalną a minimalną wartością przebiegu -

$$L_{p-p} = 20 \log_{10} \frac{\max(p(t)) - \min(p(t))}{p_0}$$

Pomimo, że przebieg ciśnienia akustycznego w wodzie od źródeł impulsowych w wodzie jest niesymetryczny zaproponowano jako wskaźnik poziom „zero-to-peak” $L_{(0-p)}$, - czyli miara logarytmiczna największej absolutnej wartości ciśnienia. Wartość ta jest w przybliżeniu równa połowie wartości „peak-to-peak”.

B.2.5. Charakterystyki ważone

Jest niekwestionowanym zjawiskiem, że różne gatunki zwierząt, w zależności od budowy aparatu słuchowego i budowy ciała w różnym stopniu narażone są na szkodliwe oddziaływanie hałasu. Podobnie jak w akustyce fizjologicznej w ocenie wpływu hałasów na zwierzęta morskie winniśmy uwzględnić progi ciśnienia akustycznego dla słyszalności dla najbardziej reprezentatywnych gatunków. Tak więc, przeprowadzono obliczenia ważonych w dziedzinie

częstotliwości poziomów hałasów i ekspozycji na hałas z uwzględnieniem poziomów słyszalności i reakcji na hałas dla śledzi i morświnów i fok (dB_{ht} (*for given species*)).
Podejście to wykorzystuje dane literaturowe.

B.3. WYNIKI POMIARÓW

B.3.1. Hałas kafarów

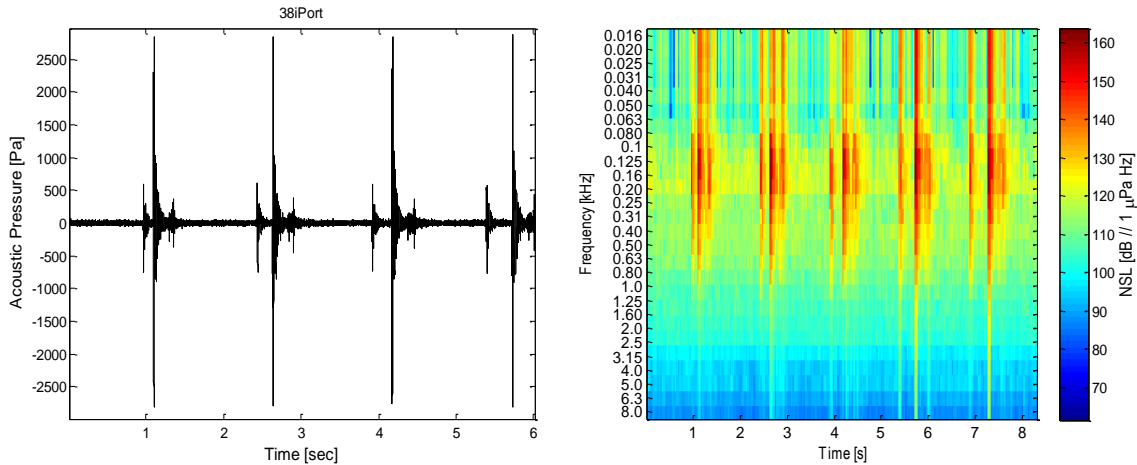
Jak oczekiwano najwyższy poziom hałasów był rejestrowany w basenie gdzie prowadzono prace z wykorzystaniem kafarów (wibromłotów) wbijających stalowe pale, kotwy i ścianki szczelne w gruncie. Związany jest on z pracą silników, napędów hydraulicznych oraz samym udarem. Poziom hałasu jak i inne charakterystyki emitowanych fal były silnie zmienne zarówno w ciągu pracy jak i pomiędzy w serii kolejnych uderzeń. Ciekawostką jest, że w tym basenie absolutne wartości ciśnienia ujemnego były większe od wartości szczytowych dodatnich. Obserwowane ekstremalne wartości szczytowe impulsów zazwyczaj nie przekraczały 1 kPa, choć w serii impulsów zarejestrowano amplitudy około 3 kPa, i poziom różnicy pomiędzy maksymalną a minimalną wartością przebiegu osiągał 197 dB re 1 μPa . Wartość poziomu średniokwadratowej z ciśnienia akustycznego za okres równy 95% energii impulsu (*rms impulse*) był równy 168 dB re 1 μPa , i poziom ekspozycji (SEL) 172 dB re 1 $\mu Pa^2 \cdot s$. Obliczone za okres 30 sekund pozostałe wskaźniki hałasu wynosiły - SPL 167 dB re 1 μPa a SEL 179 dB re 1 $\mu Pa^2 \cdot s$. Przebieg ciśnienia akustycznego charakteryzował się głównym impulsu po którym następował impuls o niższej amplitudzie z większą zawartością wyższych częstotliwości. Czas trwania impulsu (95% energii) wynosił około 0.06 sek.

Przykładowy przebieg w czasie zarejestrowanych w basenie bezpośrednio przylegającym do obszaru prowadzonych prac impulsów ciśnienia i ich widmo, dla przypadku pracujących równolegle dwóch kafarów przedstawiono na rys. B.4 i B.5. Wartości chwilowe poziomu widma przedstawiono w pasmach o szerokości 1/3 oktawy. W zaprezentowanym przykładzie, uzyskanym za 30 sekund przedziale czasowym obserwowano szerokie maksimum w otoczeniu 150 Hz, z 100-500 Hz. Jakkolwiek, w niektórych uderzeniach maksimum w widnie było obserwowane na częstotliwości 80 Hz.

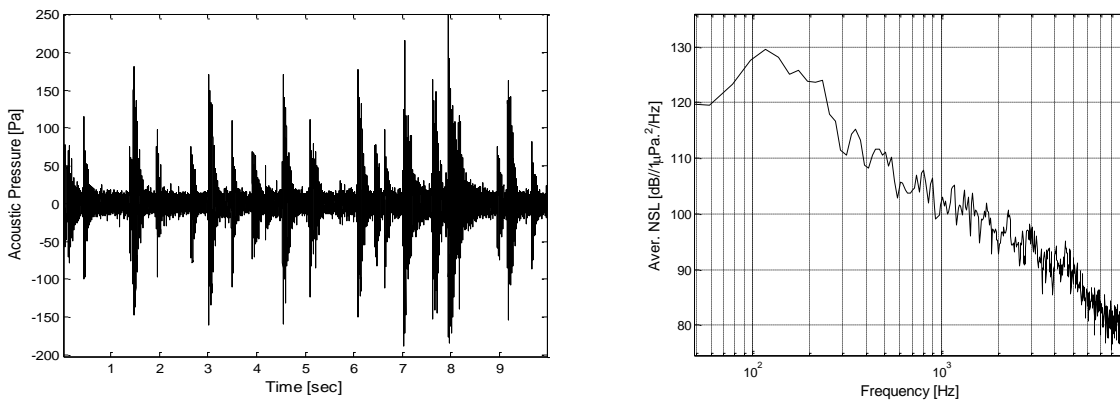
Ze względu na, że zabijanie pali i ścianek odbywało się na lądzie, i przy braku informacji o osłabieniu fal akustycznych w gruncie, obserwowane wartości dźwięku w wodzie nie były sprowadzane do wartości poziomu źródła (SL), tj. normalizacji zarejestrowanego poziomu hałasu do ekwiwalentnego poziomu w odległości 1 m.

Dzięki złożonej geometrii basenów portowych a także własności mechano-sprężystych gruntów wszystkie wartości wskaźniki hałasów impulsowych szybko malały z odległością i w odległości 1000 m, średnie poziomy gęstości widmowej hałasów były bliskie do typowych wartości szumów w Zatoce Gdańskiej przy stanie morza 2 B. W odległości 1500 m od miejsca prowadzonych prac, rejestrowane uśrednione poziomy hałasu pochodzącego od zabijania pali, dzięki hałasom pochodzącym ze źródeł rozmieszczonych przy nabrzeżach (m.in.. stoczni), były zbyt niskie, aby zostać w sposób satysfakcjonujący udokumentowane.

Zależność kluczowych parametrów pojedynczych uderzeń (o najwyższej energii) i uśrednionych po czasie 20 sekund, w różnych odległościach od obszaru prowadzonych prac przedstawiono w Tabeli B.1.



Rys. B.4. Przebieg w czasie zarejestrowanej realizacji ciśnienia akustycznego i jej spektrogram w pasmach o szerokości 1/3-oktawy. Rejestracja została wykonana w Basenie pomiędzy nabrzeżem Helskie II i obszarem prowadzonych prac w odległości ok. 50 m od linii brzegowej w czasie pracy dwóch katarów.



Rys. B.5. Przebiegi czasowe ciśnienia akustycznego pochodzącego od czterech pracujących katarów (z lewej strony rysunku) i uśrednione w czasie 10 s poziome widmowe hałasów. Tabela B.1. Podstawowe parametry pojedynczych uderzeń (o najwyższej energii) uśrednionych po 20 sekundach w narastających odległościach od obszaru prowadzonych pracach.

Współrzędne rejestracji	SEL (jedno uderzenie) dB re 1 $\mu\text{Pa}^2 \text{ s}$	SPL (jedno uderzenie) dB re 1 μPa^2	SEL (30 s) dB re 1 $\mu\text{Pa}^2 \text{ s}$	L_{p-p} dB re 1 μPa	SPL (30s) dB re 1 μPa^2
$\lambda=54^{\circ}32.669'$ $\phi=18^{\circ}30.298'$	129.6	133.6	153	180	166
$\lambda=54^{\circ}32.551'$ $\phi=18^{\circ}30.781'$	121.8	124.1	151	175	159
$\lambda=54^{\circ}32.435'$ $\phi=18^{\circ}31.273'$	118.8	119.5	139	164	152
$\lambda=54^{\circ}32.275'$ $\phi=18^{\circ}31.765'$	118.0	119.3	130	153	143

Przykład przebiegów czasowych ciśnienia akustycznego emitowanych przez pracujące równocześnie cztery kafary zarejestrowane w odległości ok. 250 m od placu budowy Fig. B.5. (w pobliżu suchego doku stoczni). Obserwowane lokalne maksima odzwierciedlają pseudo-harmoniczne składowe sygnałów pochodzących od maszyn i urządzeń pracujących w stoczni.

B.3.2. Inne źródła

Szumy otoczenia w różnych basenach były mocno zróżnicowane zarówno w zakresie poziomu dźwięku jak i kształtu poziomu gęstości widmowej mocy. Obserwowany poziom szumów tła był względnie wysoki (w porównaniu do szumów otoczenia w Zatoce Gdańskiej) na częstotliwościach rzędu kilku kiloherców. Jako źródło tych hałasów rozpoznano i zidentyfikowano różnorodne urządzenia i mechanizmy pracujące na lądzie, w tym stoczni. Jako przykład można przytoczyć pracę wibromłotów przy Nabrzeżu Francuskim dla których zarejestrowano w wodzie poziom $L_{p-p} \sim 160$ dB re 1 μ Pa.

Stosunkowo znaczny poziom hałasów został zarejestrowany od statków wpływających i wypływających z portu i w mniejszym stopniu stojących przy nabrzeżach charakteryzujący się przewagą energii akustycznej poniżej 1 kHz, z wieloma lokalnymi maksimami.

Jako ciekawostkę, możemy podać, że w trakcie pomiarów praktycznie we wszystkich basenach portowych rejestrowano silne sygnały charakterystyczne dla szerokopasmowego świegotowego sygnału sonarowego (z liniowo modulowaną częstotliwością).

B.4. PODSUMOWANIE

Wśród bałtyckich ssaków morswiny są najbardziej czułe na szeroki zakres antropogenicznych dźwięków i reagują na stosunkowo niskie poziomy ekspozycji (90 to 120 dB re 1 μ Pa), przynajmniej na początku ekspozycji na dźwięki. W literaturze podaje się, że podczas wbijania pali na pełnym morzu obserwowano obniżenie aktywności akustycznej zwierząt w odległościach do 20 km od źródła (Brandt i in. 2011; Tougaard i in. 2009; Kastelein i in. 2002). Dodatkowo, obserwowano odruch ucieczki morswinów od źródeł hałasu (wbijanie pali) już w odległościach kilkudziesięciu kilometrów.

W związku z obecnością morswinów w Zatoce Gdańskiej, na początku badań postawiono roboczą hipotezę o możliwości występowania hałasów na poziomie powodującym odstraszenie zwierząt (reakcja ucieczki).

Najbardziej popularne w Bałtyku gatunki śledziowatych - śledź (*Clupea harengus*) i szprot (*Sprattus sprattus*) należą do najbardziej czułych na hałas ryb. Ich reakcja na dźwięki są najwyższe na małych częstotliwościach od dziesiątków Hz do 3-4 kHz. Krzywa poziomu granicy słuchu (reakcji na dźwięki) u śledzia jest prawie płaska dla przedziału częstotliwości od około 30 Hz do około 1 kHz i jest równy około 75 dB re 1 μ Pa. Inne ryby występujące w Bałtyku prawdopodobnie są mniej czułe na dźwięki – dokładniejsze dane istnieją dla dorsza (Andersson, 2011).

Jeżeli chodzi o uszkodzenia organów organizmów morskich narażonych na hałasy o wysokiej amplitudzie to uważa się, że najbardziej wrażliwe zwierzęta – małe rybki o masie rzędu 0.01 g, to uszkodzenia występują przy poziomach ciśnienia akustycznego pomiędzy maksymalną a minimalną wartością przebiegu (*peak-to-peak level*) 214 dB re 1 μ Pa lub SEL rzędu 187 dB re 1 μ Pa²s (Popper i Hastings, 2009). Stąd wynika, że próg hałasu przy którym można oczekiwać uszkodzeń tkanek ryb nie został przekroczony poza basenem najbliższym inwestycji.

Ponadto, “poziom reakcji uciezki” ze względu podwodny hałas dla najbardziej wrażliwego na hałas gatunku ryb – śledzia 90 dBht(*herring*) – nie był przekroczony, poza basenem pomiędzy nabrzeżami Bułgarskim i Helskim oraz stoczni EWOS. Przekroczenie minimalnego poziomu słabej reakcji na hałas (low disturbance level) wynoszący dla śledzia 50 dBht(*herring*) był powszechnie przekroczony, ale głównie ze względu na przepływające jednostki.

Wartości najważniejszych bezpiecznych wskaźników – zarówno chwilowych jak i integralnych, poza obszarem bezpośrednio przylegającym do prowadzonych prac, nie zostały przekroczone.

Ponadto należy podkreślić, że hałas od kafarów pracujących na Nabrzeżu Helskim nie propagował się poza falochron portu, a wartości podstawowych wskaźników były na poziomie hałasów i szumów pochodzenia naturalnego w Zatoce Gdańskiej.

W pomiarach połowych uczestniczyli pracownicy IO PAN – Z. Klusek, J. Wejer, Ł. Hoppe i oddelegowany pracownik CTO w Gdyni prowadzący jednostkę pływającą “CETEEMKA”. Oprogramowanie dla zbierania danych, wstępnej obróbki i analizy sygnałów hałasu, dalszej wizualizacji i tworzenia bazy danych wykonał Zygmunt Klusek

Uwaga – na akwenu przyległym do portu wojennego podczas rejestracji podwodnego pola szumu zaobserwowano silne zakłócenia posiadające charakter elektromagnetyczny, utrudniające prowadzenie pomiarów akustycznych.

Tabela B.2. Pozycje punktów pomiarowych na obszarze Portu Gdynia i obszarów przylegających (pomiaru na niektórych punktach powtarzane były wielokrotnie).

Numer Stacji	Długość geogr.	Szerokość geogr.
1	18.5038	54.5453
2	18.5053	54.5448
3	18.5129	54.542
4	18.5206	54.5411
6	18.5211	54.5396
7	18.5211	54.5419
8	18.5293	54.5381
9	18.5427	54.5356
10	18.5522	54.5345
11	18.559	54.5329
12	18.5528	54.5352
13	18.542	54.535
14	18.5517	54.5341
15	18.5048	54.545
16	18.514	54.5427

17	18.5206	54.5405
20	18.5292	54.5378
21	18.5374	54.5368
22	18.5388	54.5357
23	18.5507	54.5343
24	18.5672	54.5362
25	18.505	54.5445
31	18.513	54.5425
32	18.5212	54.5406
33	18.5294	54.5379
34	18.5388	54.536
35	18.552	54.5341
36	18.5598	54.5353
37	18.573	54.5363
38	18.5076	54.5448
39	18.5132	54.5426
40	18.5217	54.5411
41	18.5288	54.5374
42	18.5402	54.535
43	18.5436	54.5359
44	18.5334	54.6126
45	18.5443	54.6169
46	18.5474	54.5988
47	18.5512	54.5901
48	18.5697	54.5362
49	18.5067	54.544
50	18.5131	54.5427
51	18.5216	54.5404
52	18.541	54.5358
53	18.5505	54.5353
54	18.5071	54.5444
55	18.5213	54.5407
56	18.5429	54.5358
57	18.5369	54.5354

58	18.5685	54.5361
59	18.5799	54.5379
60	18.5997	54.5367
61	18.5979	54.55

POMIARY SZUMU „CIĄGŁEGO” NA TORZE WODNYM DO PORTU GDYNIA.

Cel pomiaru: dostarczenie danych do monitoringu hałasów statków (tzw. składowej ciągłej hałasów) wchodzących do portu Gdynia. Ocena wpływu na środowisko, w tym na obszary Natura 2000. Prognoza wpływu na środowisko w przyszłości ze względu na przewidywany wzmożony ruch statków związany z nową inwestycją.

Zgodnie z zaleceniami dotyczącymi dobrego stanu środowiska morskiego poziom szumu mierzonego na podstawie reprezentatywnej sieci stacji pomiarowych umieszczonych w morzach gdzie szum (hałas) w tercjach o częstotliwościach środkowych 63 i 125 Hz (*centre frequency*) nie powinien przekraczać wartości z roku bazowego tj. 2012 lub 100 dB re 1 μ Pa RMS; tj. wartości średniej w tych pasmach uśrednionych po okresie roku. Jednakże, tego typu pomiary nie były w Polsce dotychczas prowadzone.

Choć zgodnie z pierwotną wersją decyzji Komisji Europejskiej wprowadzającą monitorowanie hałasu posiadającego charakter ciągły, oceny powinny koncentrować na ocenach poziomu widma hałasu w ww. dwóch tercjach, (wyrażonym w decybelach, w jednostkach dB re 1 μ Pa). Jednak uważa się że zakres pomiarów obejmujący winien zawierać się w szerszym zakresie częstotliwości począwszy od 10Hz do 20kHz.

Należy tu podkreślić, że na częstotliwościach poniżej 20-30 Hz, odseparowanie od pasożytniczych sygnałów spowodowanych ruchem systemu pomiarowego jest dosyć trudnym zadaniem i wymaga użycia stacjonarnych systemów pomiarowych.

C.1.METODA POMIARÓW

Do rejestracji podwodnego szumu wykorzystano autonomiczną akustyczną boję pomiarową wyposażoną w cztery hydrofony (Rys. C.1).

Boja została wyposażona w zestaw czterech hydrofonów pomiarowych i kompas z inklinometrem. Pozwala to na określenie nie tylko wartości ciśnienia akustycznego oraz jego pochodnych ujętych w zaleceniach UE, ale także przeprowadzenie namiaru na źródła hałasu i określenie ich prędkości. Wyznaczenie dwóch ostatnich parametrów nie wchodzi do zadania, jednakże może posłużyć do interpretacji obserwowanych.

Rejestracja cyfrowa, wzmocnionych w zależności od typu hydrofonów 500 lub 37 razy sygnałów, odbywała się za pomocą 16 bitowych przetworników analogowo cyfrowych umieszczonych w boi. Próbkowanie prowadzono z częstotliwością 30 000 próbek na sekundę w każdym z kanałów. Sygnały były gromadzone na kartach SD i następnie analizowane w środowisku języka MATLAB, za pomocą oprogramowania opracowanego przez Autorów.

Pomiary przeprowadzono z dwoma rodzajami przetworników - w dniach 24-27 kwietnia 2014 roku, jako czujniki zastosowano cztery hydrofony f-my RESON TC4032, natomiast w dniach 28-29 kwietnia cztery hydrofony RESON TC4056. Oba zestawy hydrofonów posiadają odpowiednie aktualne krzywe kalibracyjne wydane przez producenta.

Hydrofony RESON TC4032 charakteryzują się wysoką czułością (ok. -170 dB względem V/ μ Pa) co pozwala prowadzić rejestrację podwodnych szumów otoczenia w szerokim paśmie do

stanów morza zero Beauforta (wg nomenklatury Wenzla). Wysoki poziom sygnału z czujników pozwala na odseparowanie się od szumów elektrycznych w boi. Zadaniem było określenie tła szumów, równocześnie licząc się z faktem, że blisko przepływające duże statki mogą powodować przesterowanie w układach cyfryzacji sygnałów (co miało miejsce). W posiadanej wersji (TC4032-5) pasmo przenoszenia zawiera się od częstotliwości 100 Hz do 120 kHz. Jednak zastosowanie korekcji cyfrowej pasma przenoszenia pozwala na ocenę poziomów hałasów w tercji o częstotliwości środkowej pasma 63 Hz.

Hydrofony RESON TC4056-1,3 posiadają typową czułość w otoczeniu. -188 dB względem 1 V/ μ Pa. Pasma przenoszenia zastosowanej wersji hydrofonu z przedwzmacniaczem, rozpoczyna się od częstotliwości 7 Hz. W układzie wzmacniaczy sygnałów zastosowano filtry górnoprzepustowe o częstotliwości zaporowej 20 Hz.

Zgodnie z zaleceniami proponuje się, aby czułość hydrofonów mieściła się w zakresie: -165 dB re 1 V/ μ Pa to -185 dB re 1 V/ μ Pa. W naszych warunkach pomiarów, na podstawie danych zebranych w dniach 24-27 kwietnia 2014 za pomocą hydrofonów wykazano, że zastosowanie bardziej ekonomicznych hydrofonów RESON TC4056 możemy uznać za prawidłowe.

Pomiary szumu podwodnego prowadzono w sposób ciągły. Wodowanie i wydobicie boi wykonano z zaangażowaniem statku badawczego IO PAN „Oceania”.



Rys. C.1. Akcja przygotowania boi do wodowania na pokładzie s/y "Oceania"

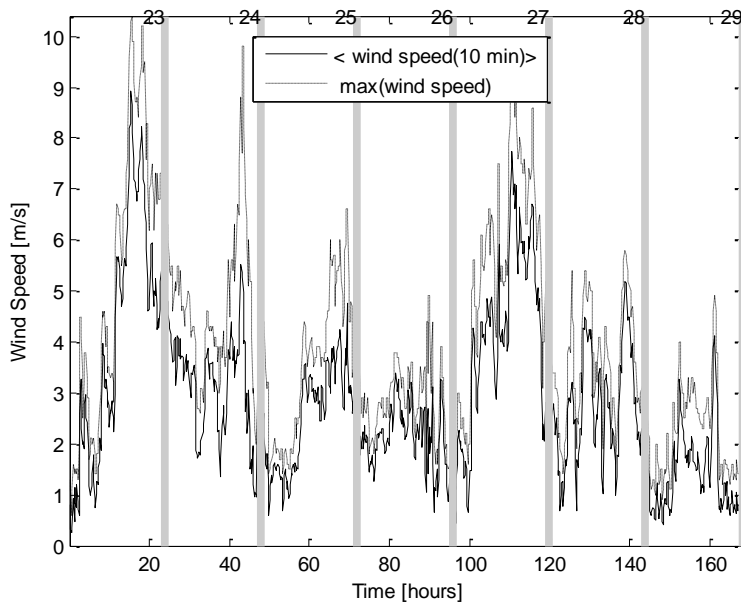
C.2.MIEJSCE I WARUNKI PROWADZENIA POMIARÓW.

Jako miejsce pomiaru wybrano obszar w pobliżu toru podejściowego do portu w odległości 1 kabla na północ od boi GD (pozycja została wyznaczona przez Urząd Morski w Gdyni $\lambda = 018^{\circ} 39,84'E$, $\varphi = 54^{\circ} 32,07'N$). Głębokości przy boi GD zarówno w torze wodnym, jak i poza nim wynoszą ok. 25,0m.

Badania przeprowadzono w dniach 23.04-29.04.2014 w warunkach zimowo-wiosennego rozkładu prędkości dźwięku w akwenu, jednak na obszarze pomiarów rozkład prędkości dźwięku.

Prędkość wiatru w trakcie rejestracji zmieniała się w stosunkowo szerokim zakresie wartości, od praktycznie gładkiej wody do załamania się fal przy prędkościach w porywach do około 10 m/s m/s. Powodowało to obserwowalny wzrost poziomu tła szumów pochodzących od załamujących się fal. Zaobserwowano, także charakterystyczne zmiany kształtu widma tła szumu w zależności od prędkości wiatru w akwenu. Jednakże, ze względu na stosunkowo niewielką odległość miejsca pomiarów od najbliższej odległości w jakiej przechodziły statki nie obserwowano statystycznie znaczącej zależności szumu statków od prędkości wiatru.

Prezentowane na Rys.C.2, wyniki pomiarów prędkości wiatru zostały zarejestrowane na stacji pomiarowej przy moło w Sopocie. (WAB - monitoring w Pomiar parametrów powietrza i wody morskiej przy moło w Sopocie (Bałtyk Południowy) - $\lambda = 18^{\circ} 34' 33'' E$, $\varphi = 54^{\circ} 26' 52'' N$).

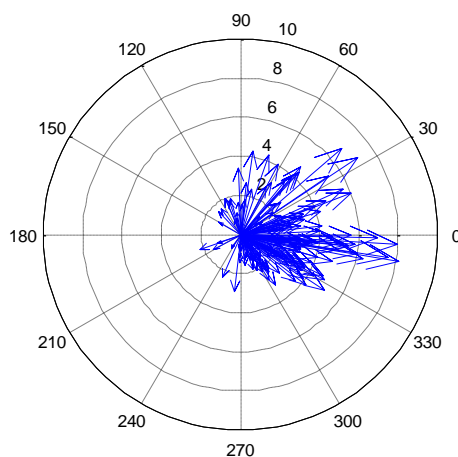


Rys.C.1. Serie czasowe prędkości wiatru w trakcie prowadzonych pomiarów w dniach 23-29 kwietnia 2014 r. Uśrednione w przedziałach 10 minut - krzywa ciągła i wartości maksymalne w odpowiadających przedziałach czasu.

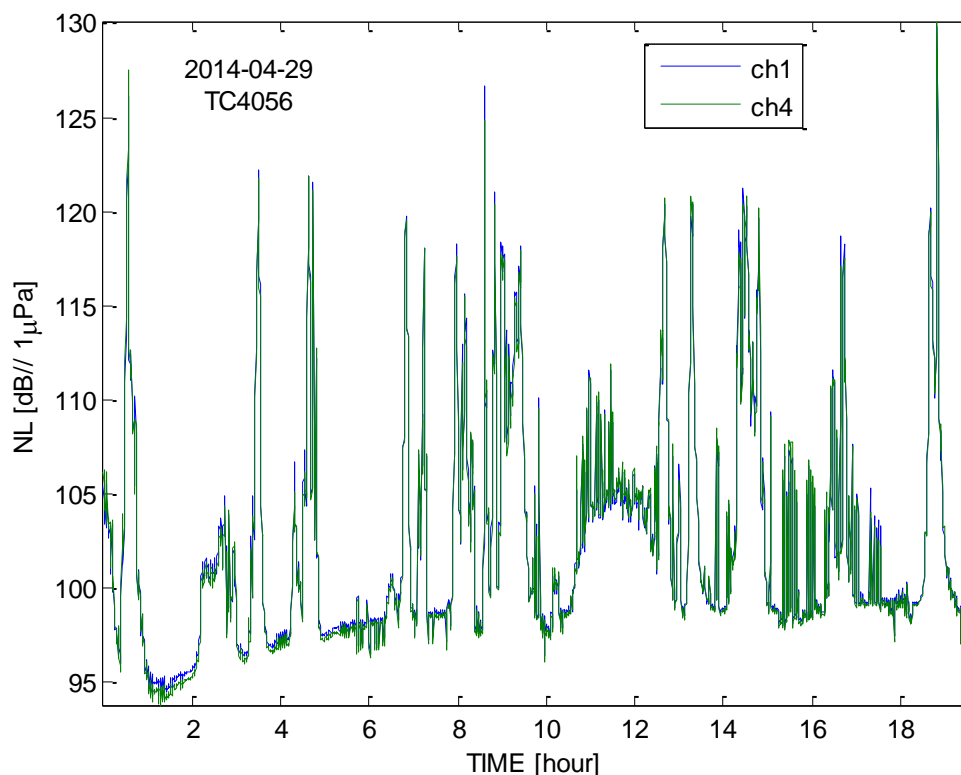
C.3.WYNIKI POMIARÓW.

Zgodnie z oczekiwaniami w punkcie prowadzenia pomiarów największy wkład do podwodnego pola szumów wnosi składowa pochodząca od przepływających statków t.zw. szum/hałas komunikacyjny (*traffic noise*). Serie czasowe poziomu szumów wykazują gwałtowny wzrost o 20-30 dB, poziomu szumu ponad szum tła, w obecności przepływających statków (p. przykładowy przebieg z 29 kwietnia 2014 na rys.C.4).

Przyjmuje się powszechnie, że poziom i widmo tej składowej zależą głównie od rozkładu przestrzennego statków na danym akwenu, ich typu i prędkości, warunków propagacji fal



Rys. C.2. Kierunki i prędkość wiatru w czasie pomiarów (rozdzielczość w czasie 1 godzina) akustycznych w morzu, w tym własności akustycznych dna morskiego.



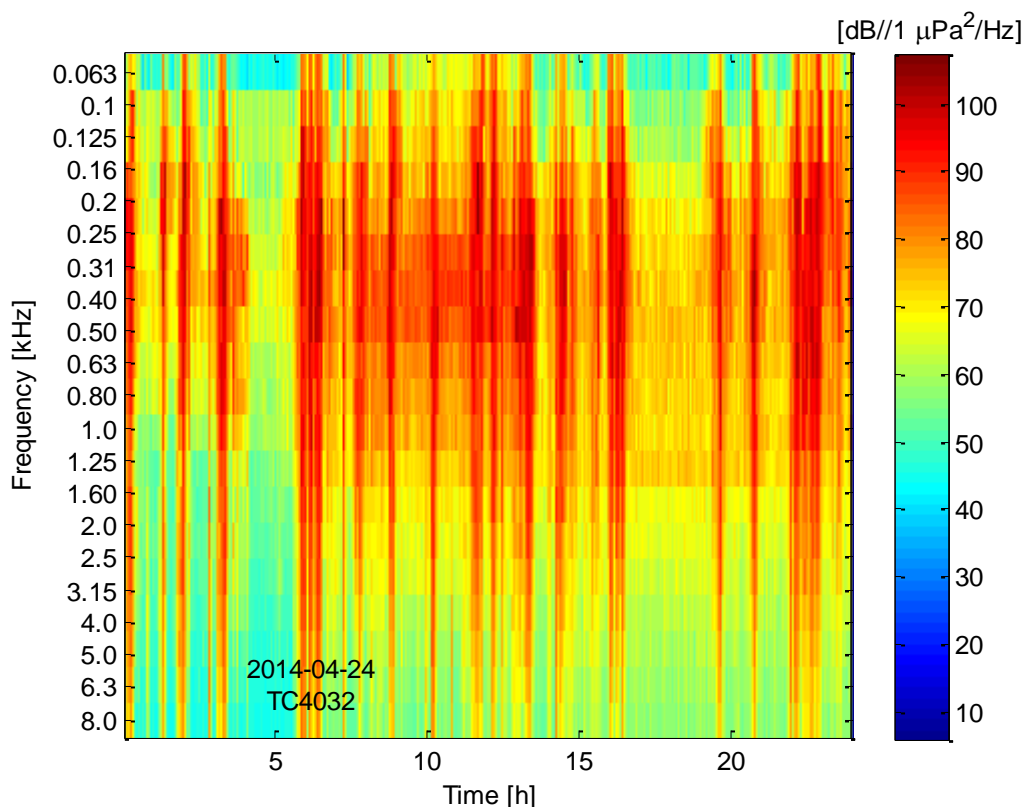
Rys C.4. Serie czasowe poziomu szumu w szerokim paśmie częstotliwości (dane pochodzą z pary hydrofonów zaznaczonych jako ch1 i ch4).

Widmo szumów pochodzących od obiektów pływających jest złożone. Poza szerokopasmową składową o widmie ciągłym, która posiada często szerokie plateau na częstotliwościach około 100 Hz, wyróżnić można serię składowych dyskretnych (prążki) o częstotliwościach będących wielokrotnościami bądź podwielokrotnościami częstotliwości pracy głównych mechanizmów statkowych (agregaty statkowe i silnik maszyny głównej) oraz śruby okrętowej. Obecność plateau na częstotliwościach około 100 Hz w widmie szumów rejestrowanych na dalekich odległościach od tras żeglugi wyjaśniamy tym, że składowe niskoczęstotliwościowe (infradźwiękowe), źródłem, których jest m.in. śruba okrętowa, osłabiane na skutek filtracji w falowodzie (w szczególności w płytkich akwenach), a składowe wysokoczęstotliwościowe – na skutek absorpcji w wodzie morskiej. Przy stosunkowo bliskich odległościach obserwacji, obecność charakterystycznych prążków pozwala nie tylko na detekcję obecności statku, ale także na rozpoznanie typu jednostki. Dodatkowymi źródłami szumu w zakresie wysokich częstotliwości są zjawiska hydrodynamiczne zachodzące w trakcie ruchu statku w warstwie granicznej pomiędzy powierzchnią wody a kadłubem (nierównomierny opływ kadłuba strumieniem wody, powstawanie odkosów piany dziobowej, kilwateru), zjawiska kawitacji (spowodowane skokiem ciśnienia, powstawaniem pęcherzyków parowych i ich dalszą implozją) oraz turbulencja.

Charakterystyki hałasu poszczególnych statków można w przybliżeniu klasyfikować m.in. ze względu na tonaż statku czy jego prędkość. Jednak obserwuje się występowanie istotnych różnic między poszczególnymi statkami należącymi do tej samej klasy. Hałas zależy w dużym zakresie od parametrów związanych z konstrukcją statków, aktualnego stanu utrzymania, operacyjne ustawienia maszyn i warunków środowiskowych panujących podczas ruchu jednostki, jak na przykład wysokość fali i jej kierunek względem ruchu jednostki.

Reprezentatywne dla okresu pomiarowego zmiany w czasie poziomu widma w pasmach 1/3 oktawy widma w ciągu całej doby (24 kwietnia 2014) zaprezentowano na spektrogramie na rysunku C.5.

Pomimo stosunkowo znacznej liczby pozycji, odnotowanych w literaturze przedmiotu (spis zamieszczono na końcu rozdziału), nie ma powszechnie przyjętej funkcyjnej zależności na podstawie której można byłoby określić poziom szumów generowanych przez jednostkę w zależności np. od jej tonażu (wyporności) czy prędkości. Natomiast prezentowane przez wielu autorów propozycje funkcyjnych zależności poziomu źródła (statku) i widm w zależności od jego tonażu, klasy statku, aktualnej prędkości czy liczby łopatek śruby są zdecydowanie sprzeczne. Łączy się to m.in. z trudnościami w określeniu poziomu tak rozciągniętego źródła jakim jest statek przy pomiarach prowadzonych nie w polu swobodnym.



Rys. C.5. Spektrogram zmian w ciągu doby poziomu widma szumu w pasmach 1/3 oktawy zarejestrowany 24 kwietnia 2014 (w punkcie pomiarowym).

Dla zobrazowania poziomu hałasu i obserwowanych fluktuacji w otoczeniu toru wodnego obliczano trzy percentyle poziomu dźwięków L_{eq} pochodzących od wpływających statków o rzędach równych 10, 50 i 90 zarówno dla szumu w szerokim paśmie częstotliwości jak i dla rekomendowanych tercji.

Dla wyjaśnienia przytaczamy tu definicje percentylu - jest to [kwantyl](#) rzędu k/100, gdzie k=1, ... , 99. Oznacza to, że percentyl jest wielkością, poniżej której znajdują się wartości zadanego procentu próbek.

L90 jest definiowany jako Lp poziom tła, szum przekracza obliczony poziom tylko podczas 10% czasu pomiarów.

L10 stanowi poziom, który szum przekracza podczas 90% czasu pomiarów. Stanowi on wskaźnik fluktuacji sygnału (wartości w otoczeniu wartości szczytowych).

L50 został uznany przez American Community Noise Assessments za ważny wskaźnik określający fizjologiczną uciążliwość hałasu dla organizmów.

Różnica L10-L90 może stanowić prostą miarę rozrzutu danych hałasu.

Poziom szumu dla podanych percentyli wynosił odpowiednio dla dni o maksymalnym i minimalnym poziomie szumu w całym badanym paśmie częstotliwości:

L90=146.1, L50= 148.9 i L10= 160.05 dB //1μPa.

oraz

L90= 132.1, L50= 143.7 i L10= 157.0 dB //1μPa

Wartości średnie (arytmetyczne) dla okresu pomiarów wynosiły L90= 126.4, L50=136.6, L10= 159.1 dB //1μPa.

Natomiast dla tercji o częstotliwościach środkowych 63 i 125 Hz wartości średnie percentyli poziomu gęstości widmowej szumu wynoszą odpowiednio -

63 Hz: 99.0 113.0 131.5 dB //1μPa.

125 Hz: 103.3 116.1 131.1 dB //1μPa.

Wartości te określają stan zastany, określony jako stan referencyjny niezbędny do określenia trendów.

Poziom zmierzony winien być przeliczany do umownego poziomu źródła SL wyrażonego w dB// 1μPa @ 1m tj. w odległości 1m.

Straty propagacyjne (TL) obliczane były na podstawie modelu parabolicznego akustyki, z uwzględnieniem strat w dnie. Ocenia się, że zastosowanie tego typu modelu obarczone jest błędem ± 5 dB, dodatkowo podobne wartości niepewności ± 5 dB wynikają z braku informacji o stratach w osadach (pożądana jest informacja o własnościach akustycznych osadów do głębokości kilkunastu metrów). Uwzględniając geometrię warunków propagacji na małych częstotliwościach w morzu płytkim (tu H=25 m) wyrażającą się przez stosunek długości fali do głębokości, model staje się nieadekwatnym dla częstotliwości poniżej 50-80 Hz.

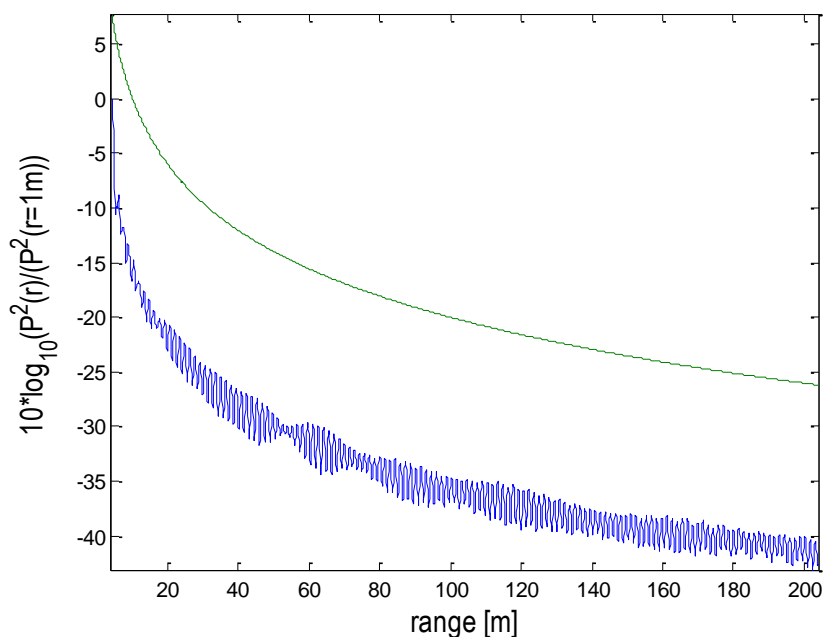
Wynik obliczeń strat transmisyjnych TL w zależności od odległości dla głębokości obserwacji (głębokości zanurzenia boi) h=15 m, przedstawiono na rysunku C.6. Zgodnie z definicją straty transmisyjne wyrażają się wzorem

$$TL = 10 \log_{10} (I(r) / I(r = 1m))$$

gdzie I(r) – natężenie dźwięku w odległości r od źródła.

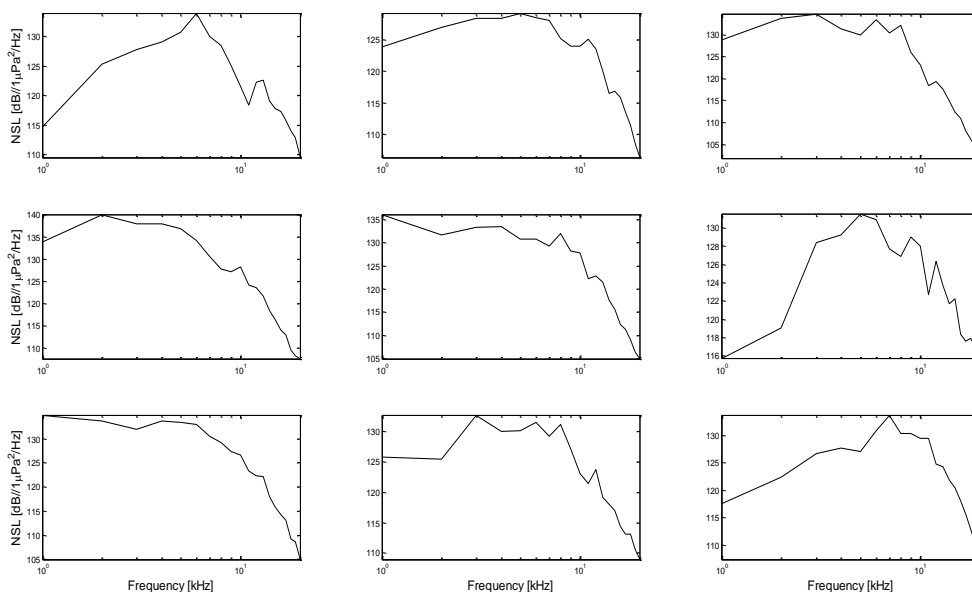
Dane wejściowe do modelu – źródło umieszczone jest na głębokości $h_z=5$ m, rozciągłość źródła w pionie 3 m, częstotliwość $f=500$ Hz, dno piaszczyste o średnim ciśnieniowym współczynniku odbicia $V_B=0.8$ niezależnym od częstotliwości, powierzchnia morza gładka $V_S=1$.

Średnie straty transmisyjne dla badanego przedziału częstotliwości w odległości 1 kabla są rzędu $TL=-43$ dB. Oznacza to, że w modelach pola szumu od statków na dalekich odległościach, gdzie uwzględniamy poziom źródła, do zmierzonych w punkcie wartości, należy dodać 43 dB.



Rys. C.6. Przebieg strat transmisyjnych w zależności od odległości od źródła, niebieskim kolorem zaznaczono wyniki z modelu, dla $f=500$ Hz, głębokości morza $H=25$ m, i dla dna piaszczystego. Kolorem zielonym zgodnie z prawem cylindrycznym dla falowodu z idealnie odbijającymi granicami.

Przykłady poziomu widmowej gęstości mocy szumu źródła w tercjach, przeliczone do umownej odległości 1m, dla wybranych jednostek poruszających się na torze wodnym przedstawiono na rysunku C.7.



Rys.C.7. Przykładowe poziomy widmowej gęstości mocy szumu w tercjach od losowo wybranych jednostek poruszających się na torze wodnym. Wartości przeliczone do umownej odległości 1 m od źródła.

C.5. PODSUMOWANIE:

W wyniku przeprowadzonych pomiarów można stwierdzić, że poziomy hałas od instalacji i urządzeń, w tym od ruchu statków na terenie Zarządu Morskiego Portu Gdynia SA nie wykazują przekroczeń stanów uważanych za niebezpieczne dla gatunków chronionych.

LITERATURA UZUPEŁNIAJĄCA DOTYCZĄCA HAŁASU STATKÓW:

1. Gray, L. M., and Greeley, D. S. "Source Level Model for Propeller Blade Rate Radiation for the World's Merchant Fleet", J. Acoust. Soc. Am. Vol67 No. 2, 1980.
2. Hallett M. A., Characteristics of Merchant Ship Acoustic Signatures During Port Entry/Exit, Proceeding of Acoustic 2004, http://www.acoustics.asn.au/conference_proceedings/AAS2004/ACOUSTIC/PDF/AUTHOR/AC040036.PDF
3. McKenna M.F, Ross D, Wiggins S.M, Hildebrand J.A., Underwater radiated noise from modern commercial ships, J Acoust Soc Am. 2012;131(1), 92-103
4. Mitson, R.B. (1995), Underwater noise of research vessels, review and recommendations, International Council for the Exploration of the Sea, Copenhagen, Report 209
5. Ross, D. (2005), Ship sources of ambient noise, IEEE Journal of Oceanic Engineering 30(2), pp. 257-261
6. Ross, D., and Alvarez, F.F. (1964), Radiated underwater noise of surface ships, US Navy Journal of Underwater Acoustics, 14, 331

7. Scrimger, P., and Heitmeyer, R.M. (1991), Acoustic source-level measurements for a variety of merchant ships, *Journal of the Acoustical Society of America* 89(2), pp. 691-699
8. Trevorrow M.V., Vasiliev, B., and Vagle, S. (2008), Directionality and maneuvering effects on a surface ship underwater acoustic signature, *Journal of the Acoustical Society of America* 124(2), pp. 767-778
9. Wales S.C, Heitmeyer R.M, An ensemble source spectra model for merchant ship-radiated noise, *J Acoust Soc Am.*, (2002) 111(3):1211-31.
10. Wittekind D. K., A Simple Model for the Underwater Noise Source Level of Ships, *Journal of Ship Production and Design*, vol. 30, No. 1, Feb. 2014, pp. 1–8
<http://dx.doi.org/10.5957/JSPD.30.1.120052>

Rozdział D

MODELOWANIE ZASIĘGU ODDZIAŁYWANIA HAŁASÓW STATKÓW ORAZ ICH WPLYWU NA RYBY I SSAKI MORSKIE W OKOLICACH PORTU GDYNIA I NA POBLISKICH OBSZARACH NATURA 2000

D.1. FIZYCZNY MODEL PROPAGACJI SZUMÓW

Do opisu oddziaływania źródeł (statków), odbiorników (zwierząt) i podwodnego środowiska akustycznego przyjęto uproszczony model propagacji dźwięku uwzględniający różne geometrie fal – sferyczną i walcową. Dźwięk jest falą kulistą, kiedy rozchodzi się w ośrodku jednorodnym bez barier we wszystkich kierunkach. Kiedy napotyka przeszkody ograniczające jego sferyczną propagację – dno lub powierzchnię morza - staje się stopniowo falą walcową (Urick 1983). Natężenie fali kulistej maleje z odległością zgodnie z prawem $1/r^2$, a fali walcowej jak $1/r$. W obszarze przejściowym stosuje się prawo $1/r^{3/2}$ (Brekhovskikh i Lysanov 1991).

W przedstawionym modelu morze zostało przybliżone w postaci płaskorównoległych warstw: płytkiej wody graniczącej od góry z powietrzem i od dołu z piaszczystym dnem. W trakcie propagacji w wodzie płytkiej dźwięk odbija się wielokrotnie od dna i powierzchni morza. Kolejne odbicia fali od granic ośrodków skutkują stratami energii, tym większymi, im bardziej nierówna jest powierzchnia. Odbicia od powierzchni, zależne od stopnia jej gładkości, związane są z mniejszymi stratami energii niż odbicia od dna, zależne od jego rodzaju i pofałdowania. Przy stanie morza 0 powierzchnia morza jest gładka, przy wyższym stanie morza powierzchnia jest zafalowana i straty transmisyjne rosną wskutek oddziaływania propagującej się fali ze wzburzoną powierzchnią morza (Etter, 2003). W pierwszym przypadku niebezpieczne dla zwierząt dźwięki mogą się zatem rozchodzić na większe odległości.

Poziom odebranego dźwięku RL (*Received Level*) w odległości r [m] od źródła, wyraża się w decybelach [dB] następującą formułą:

$$RL = SL - TL$$

gdzie:

SL (*Source Level*) jest poziomem źródła hałasu [dB],

TL (*Transmission Loss*) to straty transmisyjne [dB] wyrażone następująco:

$$TL = N \log(r) - \alpha r$$

gdzie:

N jest stałą opisującą geometryczne rozchodzenie się fali ($N=20$ dla fali kulistej, $N=10$ dla walcowej i $N=15$ dla strefy przejściowej),

$\alpha = \alpha_w + \alpha_b$ [dB/m] to sumaryczny współczynnik absorpcji w wodzie morskiej α_w i osłabienia na granicach ośrodka α_b (dno i powierzchnia), opisujący zamianę energii akustycznej na ciepło oraz ucieczkę energii do przyległych ośrodków. Współczynnik α_w obliczany jest wg wzoru Francois i Garrisona (1982), a α_b wg Staszkiwicza (1966). Szczegóły zamieszczone zostały w Dodatku D.1.

Model uwzględnia zarówno parametry oceanograficzne (gęstość i prędkość dźwięku w wodzie), jak i geoakustyczne (materiał dna oraz jego gęstość i prędkość dźwięku).

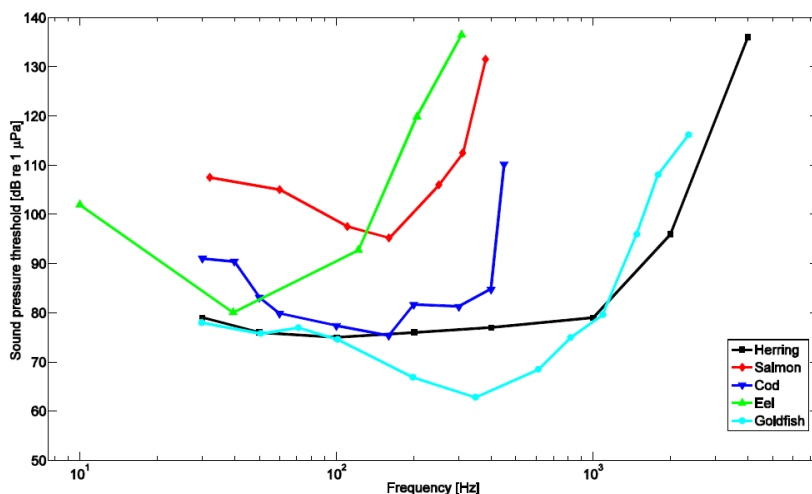
D.2. STATKI JAKO ŹRÓDŁA HAŁASÓW

Dźwięki emitowane przez statki charakteryzują się określonym widmem (Rys.C.6). Każdy statek na świecie ma swoją akustyczną ‘metrykę’. W naszym modelu, całe pasmo częstotliwości podzielone jest na tercje z określonym w każdej z nich spektralnym poziomem szumu, częstotliwością środkową i szerokością pasma. Takie dane zebrane zostały za pomocą

autonomicznej boi pomiarowej ustawionej w pobliżu toru podejściowego do Portu Gdynia w kwietniu 2014 (rozdział C). Statki traktujemy jako źródła przypowierzchniowe, a emitowana przez nie energia może się propagować we wszystkich kierunkach.

D.3. PROGI SŁYSZALNOŚCI RYB I SSAKÓW MORSKICH

Zdolność rejestracji ciśnienia akustycznego u ryb zależy od posiadania specjalnego gazowego organu połączonego z uchem środkowym. Śledź (*Clupea harengus*), podobnie jak inne śledziowate, szprot (*Sprattus sprattus*) i sardynka (*Sardina pilchardus*), posiada przytwierdzony do otolitu mały gazowy pęcherzyk (*prootic auditory bulla*) podnoszący jego zdolność słyszenia do 3-4 kHz. Inne ryby, pozbawione tego organu, np. dorsz (*Gadus morhua*), łosoś (*Salmo salar*) czy węgorz (*Anguilla anguilla*), mają ograniczone możliwości słuchowe poniżej 1 kHz i podniesiony próg słyszalności rzędu 75-100 dB re 1 μ Pa. Pokazują to audiogramy na rys.D.1. Śledź charakteryzuje się niższym progiem i szerszym pasmem częstotliwości w porównaniu z łososiem i dorszem.



Rys.D.1. Audiogramy wybranych gatunków ryb zaczerpnięte z literatury: śledź (Enger, 1967), łosoś (Hawkins i Johnstone, 1978), dorsz (Chapman i Hawkins, 1973), węgorz (Jerkø i in., 1989).

Odpowiedź ryb na dźwięki może być wieloraka, od detekcji, poprzez reakcję, maskowanie, dyskomfort, aż do utraty słuchu lub życia (Richardson 1995). Te strefy nie mają określonych granic i są różne u różnych gatunków ryb. Kiedy antropogeniczny hałas przekracza pewien poziom, ryba doznaje chwilowej lub trwałej utraty słuchu, albo wręcz ginie (Popper i Hastings, 2009).

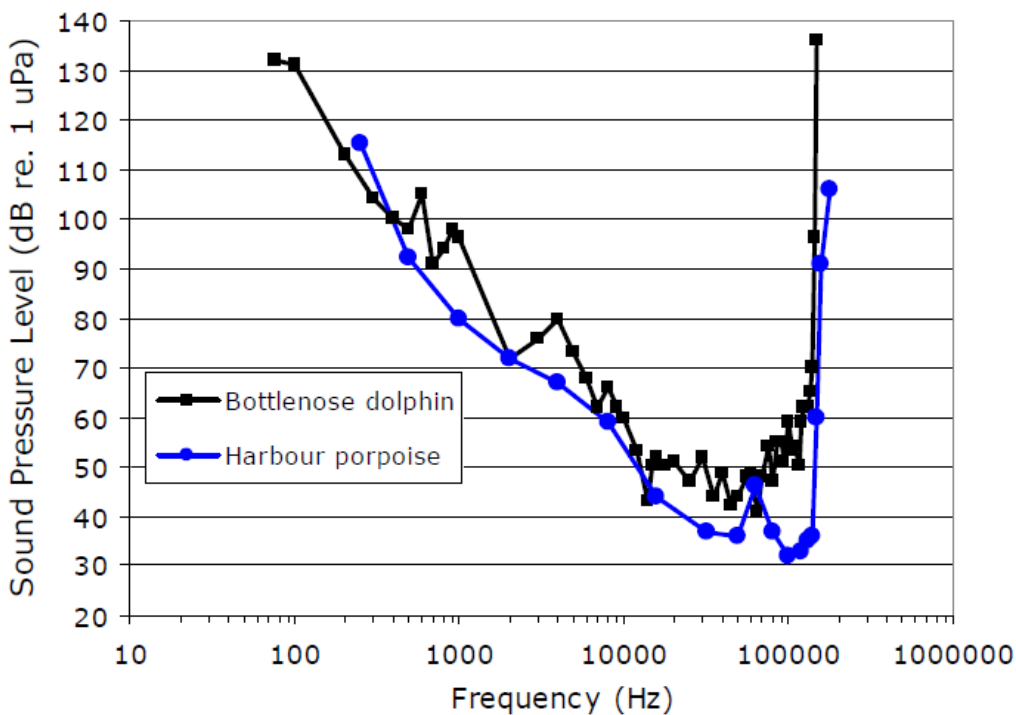
Ryby używają dźwięków w wielu okolicznościach życiowych, podczas żerowania, zalotów czy działań antagonistycznych. Przeszkody akustyczne w tych interakcjach mogą być przyczyną poważnych zaburzeń zarówno na poziomie indywidualnym, jak i grupowym. Efekt maskowania w rybiej komunikacji występuje w sytuacji, gdy poziom hałasu przekracza naturalny poziom szumów otoczenia i ryba przestaje słyszeć. Reakcje behawioralne zmieniają się od przestraszenia i ucieczki, do bardziej subtelnych zmian w aktywności pływania i grupowania się w ławice. Reakcję ucieczki ryb od łodzi czy statków rejestrowano wielokrotnie, toteż w celu podniesienia efektywności połowów, nowoczesne statki rybackie są tak konstruowane, by zminimalizować

hałas silników i śruby. Wszystkie te reakcje występują tylko wówczas, gdy hałas pojawia się w strefie słyszalności ryby. Strefa słyszalności jest związana z progiem słyszalności i czułością.

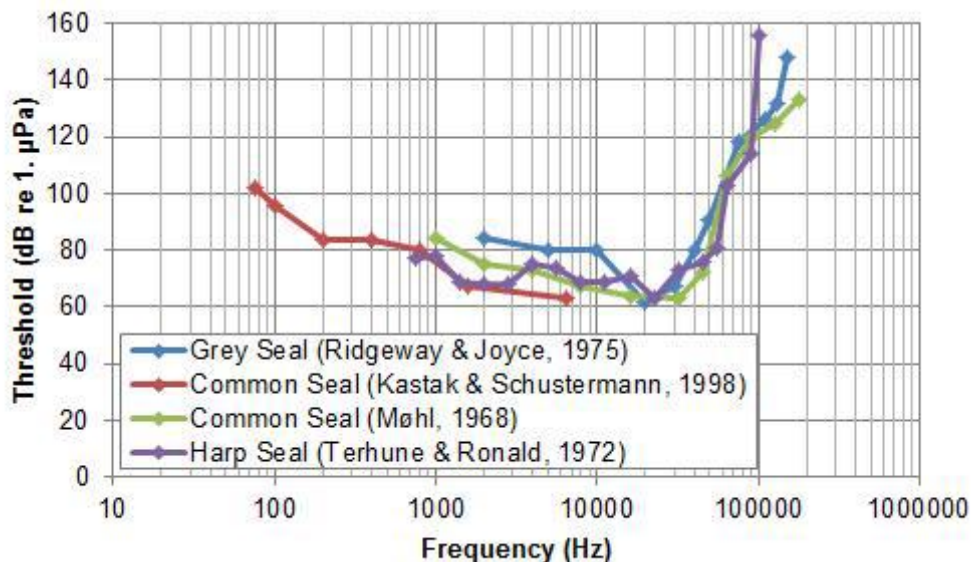
Wiele źródeł hałasu antropogenicznego, takich jak ruch statków, prace portowe, farmy wiatrowe, generuje dźwięki poniżej 1000 Hz. Większość ryb odbiera dźwięki z tego zakresu, a niektóre gatunki nawet do kilku kHz. Hałas indukuje wzrost poziomu hormonu stresu u zwierząt (Wysocki i in. 2006), co ogranicza wzrost, dojrzewanie i sukces reprodukcyjny (Pickering 1993; Small 2004).

Rysunki D.1, D.2 i D.3 przedstawiają literaturowe dane dotyczące progu słyszalności ryb (śledzia i dorsza) oraz ssaków (morświna i foki). Rys.D.2 pokazuje, że morświn jest wrażliwy na dźwięki z szerokiego przedziału częstotliwości od 150 Hz do 170 kHz, jednakże audiogram ten nie obejmuje częstotliwości poniżej 250 Hz. Trudno jest ustalić, czy możliwa jest ekstrapolacja tych danych w dół, aż do częstotliwości 63 Hz (Southall, 2007). Audiogram ten pokazuje, że dla wysokich częstotliwości (rzędu kilkudziesięciu kHz) morświn słyszy dźwięki na poziomie 40 dB re 1 μ Pa. Odpowiada to poziomowi naturalnego szumu otoczenia, a więc każdy dźwięk głośniejszy będzie przez morświna zarejestrowany.

Dane dotyczące fok (rys.D.3) wskazują, że foki słyszą lepiej w przedziale niskich i średnich częstotliwości niż morświny, ale nie są równie wrażliwe na częstotliwości wyższe – w zakresie około 100 kHz ich próg słyszalności jest wyższy niż u morświnów.



Rys.D.2. Audiogram morświna (Kastelein i in. 2002).



Rys.D.3. Audiogramy różnych gatunków foki.

D.4. OBLICZENIA MODELOWE

Punktem wyjścia do analizy był obszar ograniczony współrzędnymi geograficznymi:

Lon [E]: od 18°30' do 18°54' (od 18.5° do 18.9°)

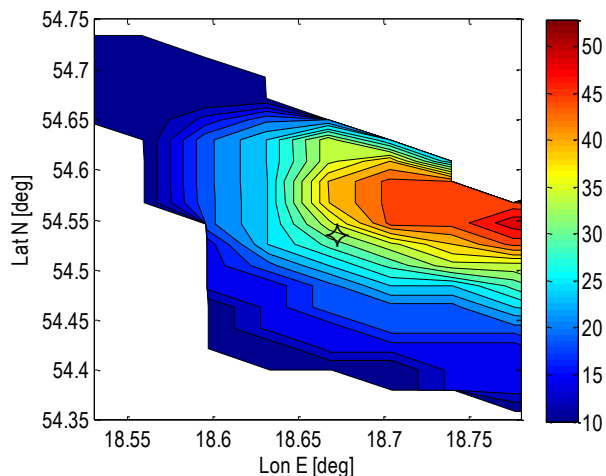
Lat [N]: od 54°18' do 54°48' (od 54.3° do 54.8°)

Dana była siatka batymetryczna 11 (Lon) x 24 (Lat) punktów z uwzględnieniem lądu (udostępniona przez dra Jaromira Jakackiego z IOPAN). Następnie ograniczono ten obszar do interesującego nas akwenu obejmującego rejon Portu Gdynia oraz obszarów Natura 2000: PLB „Zatoka Pucka”, PLH „Zatoka Pucka i Półwysep Helski” (rys D.4) o współrzędnych:

Lon [E]: od 18°32' do 18°47' (od 18.53° do 18.78°)

Lat [N]: od 54°21' do 54°45' (od 54.35° do 54.75°)

Po odrzuceniu współrzędnych lądu do dalszej analizy wyselekcjonowano 93 punkty. Maksymalna głębokość tego rejonu wynosi 55 m, a średnia 21.4 m. Pozycję statku wybrano jako 54°37.07', 18°39.84'.



Rys.D.4. Schematyczna mapa obszaru objętego analizą, czyli części Zatoki Gdańskiej oraz Zatoki Puckiej, z zaznaczoną pozycją statku na torze wodnym do Portu Gdynia.

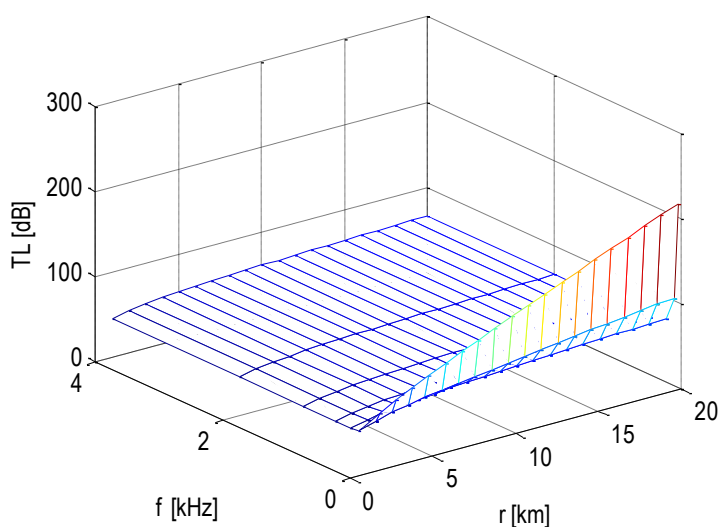
W tabeli D.1 przedstawiono wartości współczynnika tłumienia dźwięku w środowisku badanego akwenu, typowy dla statków zawijających do Portu Gdynia poziomy SL oraz zaczerpnięte z literatury progi słyszalności interesujących nas przedstawicieli bałtyckiej fauny.

Tabela D.1. Współczynniki tłumienia dźwięku w wodzie α_w i na granicach ośrodka α_b , poziom źródła SL (statek) oraz progi słyszalności T wybranych zwierząt bałtyckich.

Częstotliwość [Hz]	α_w [dB/m]	α_b [dB/m]	SL [dB]	T [dB]			
				<i>śledź</i>	<i>dorsz</i>	<i>morświn</i>	<i>foka</i>
63	$1.0 \cdot 10^{-6}$	$7.6 \cdot 10^{-3}$	136.0	77	80		
125	$2.0 \cdot 10^{-6}$	$1.9 \cdot 10^{-3}$	144.2	76	77		95
250	$8.0 \cdot 10^{-6}$	$4.8 \cdot 10^{-4}$	141.9	77	80	118	82
500	$2.5 \cdot 10^{-5}$	$1.2 \cdot 10^{-4}$	133.1	79	110	92	81
1000	$5.0 \cdot 10^{-5}$	$3.0 \cdot 10^{-5}$	127.0	80		80	80
2000	$7.0 \cdot 10^{-5}$	$7.5 \cdot 10^{-6}$	128.9	95		72	65
4000	$8.0 \cdot 10^{-5}$	$1.9 \cdot 10^{-6}$	125.2	136		63	70
8000	$1.5 \cdot 10^{-4}$	$4.7 \cdot 10^{-7}$				60	115

Warunki transmisji dźwięku w Zatoce Gdańskiej i Zatoce Puckiej zostały wyznaczone dla każdego 1/3 oktawowego pasma o częstotliwościach środkowych 63, 125, 250, 500, 1000, 2000, 4000 Hz. Otrzymane poziomy podwodnego dźwięku RL oszacowano obliczając zależne od częstotliwości straty transmisyjne TL (rys.D.5) dla trzech różnych modeli osłabiania geometrycznego (10, 15 lub 20 log(r)). Reakcję behawioralną zwierząt na podwodny hałas oszacowano drogą porównania poziomu odebranego dźwięku RL z progiem słyszalności danego zwierzęcia w określonym 1/3 oktawowym przedziale częstotliwości. Obliczenia wykonano dla następujących przedstawicieli bałtyckiej fauny: śledzia, dorsza morświna i foki oraz wybranego statku. Prognozy dla zwiększającej się liczby statków oparte będą na stosownej zmianie parametru SL:

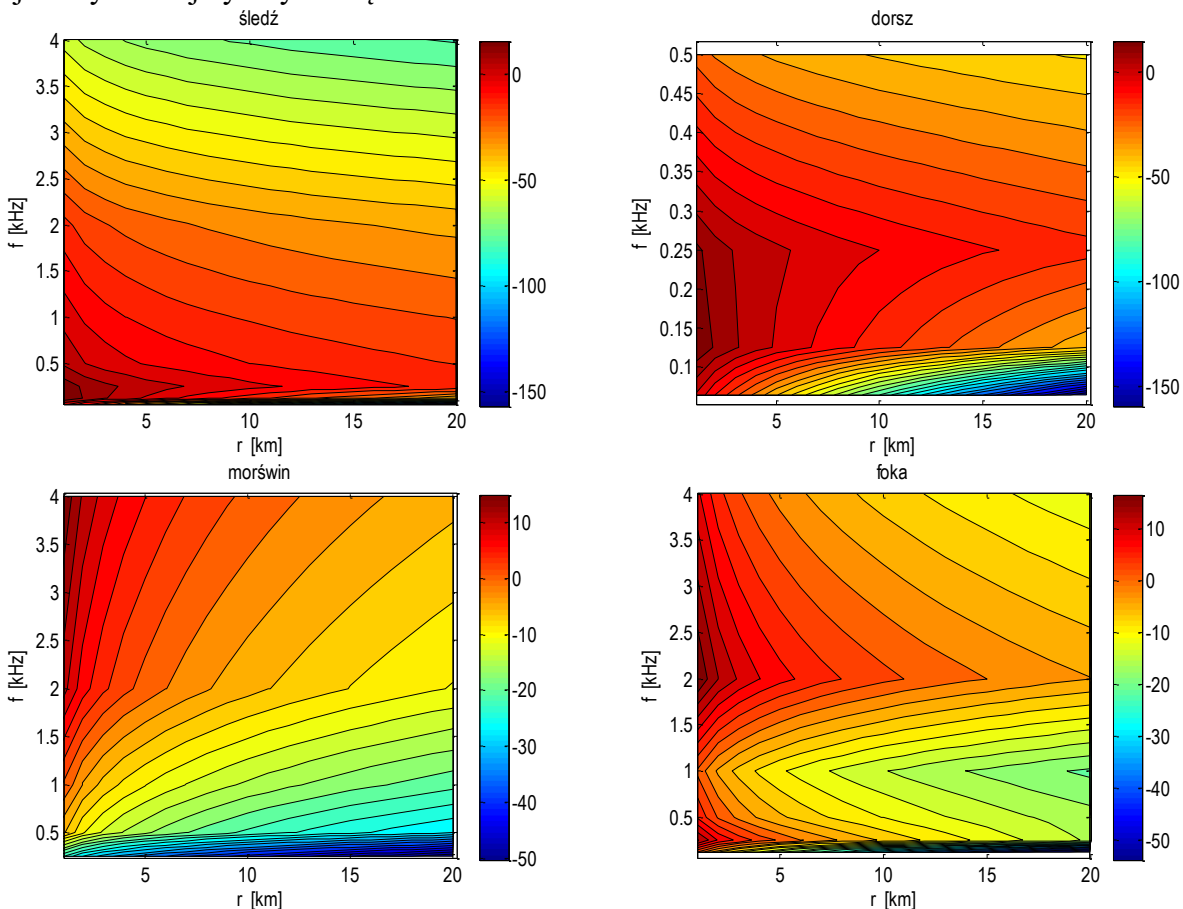
$$SL_N \text{ statków} = SL_1 \text{ statek} + 10 \log(N)$$



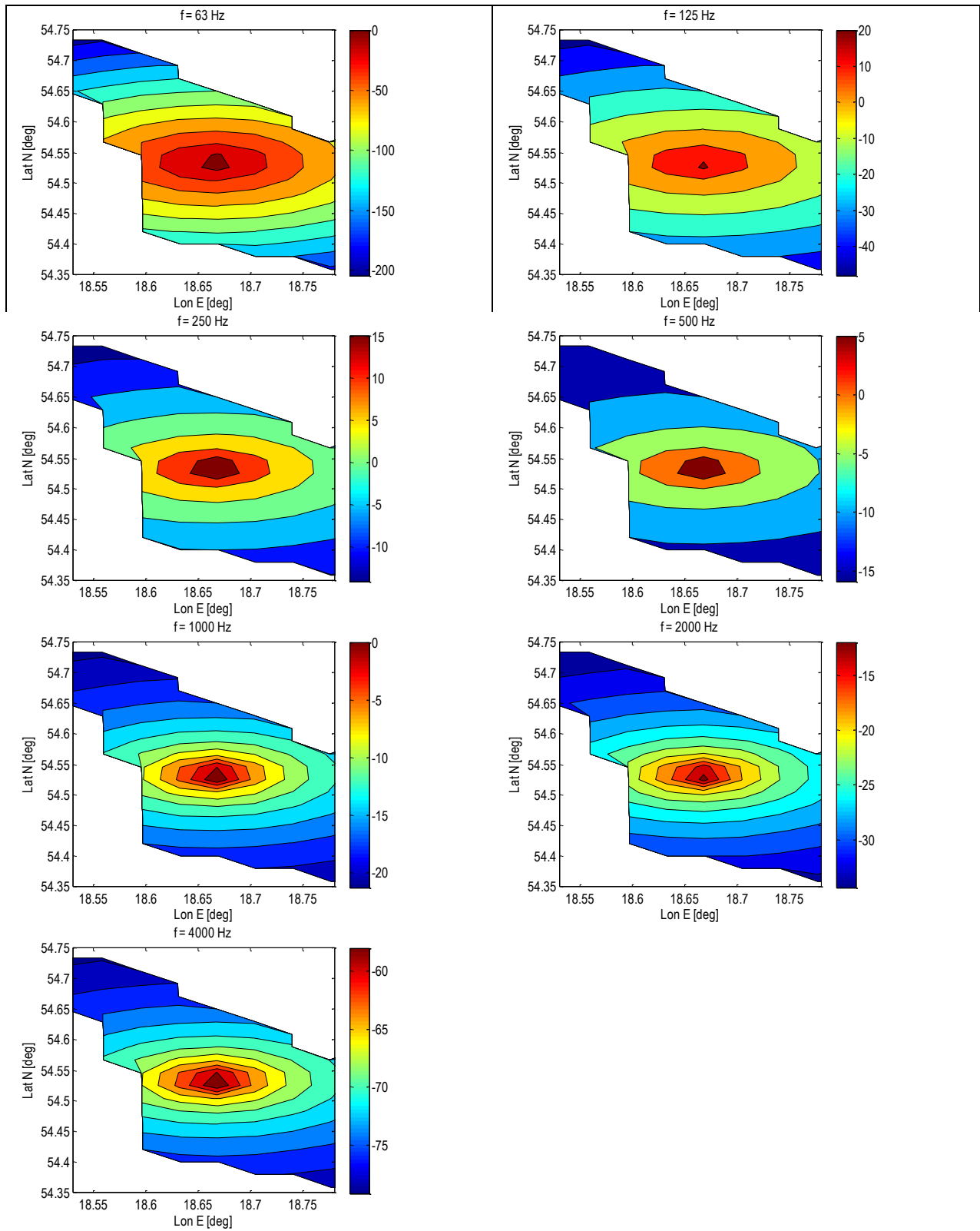
Rys.D.5. Straty transmisyjne TL w zależności od częstotliwości f i zasięgu r dla przejściowego modelu osłabiania geometrycznego 15 log(r).

D.5. WYNIKI MODELOWANIA

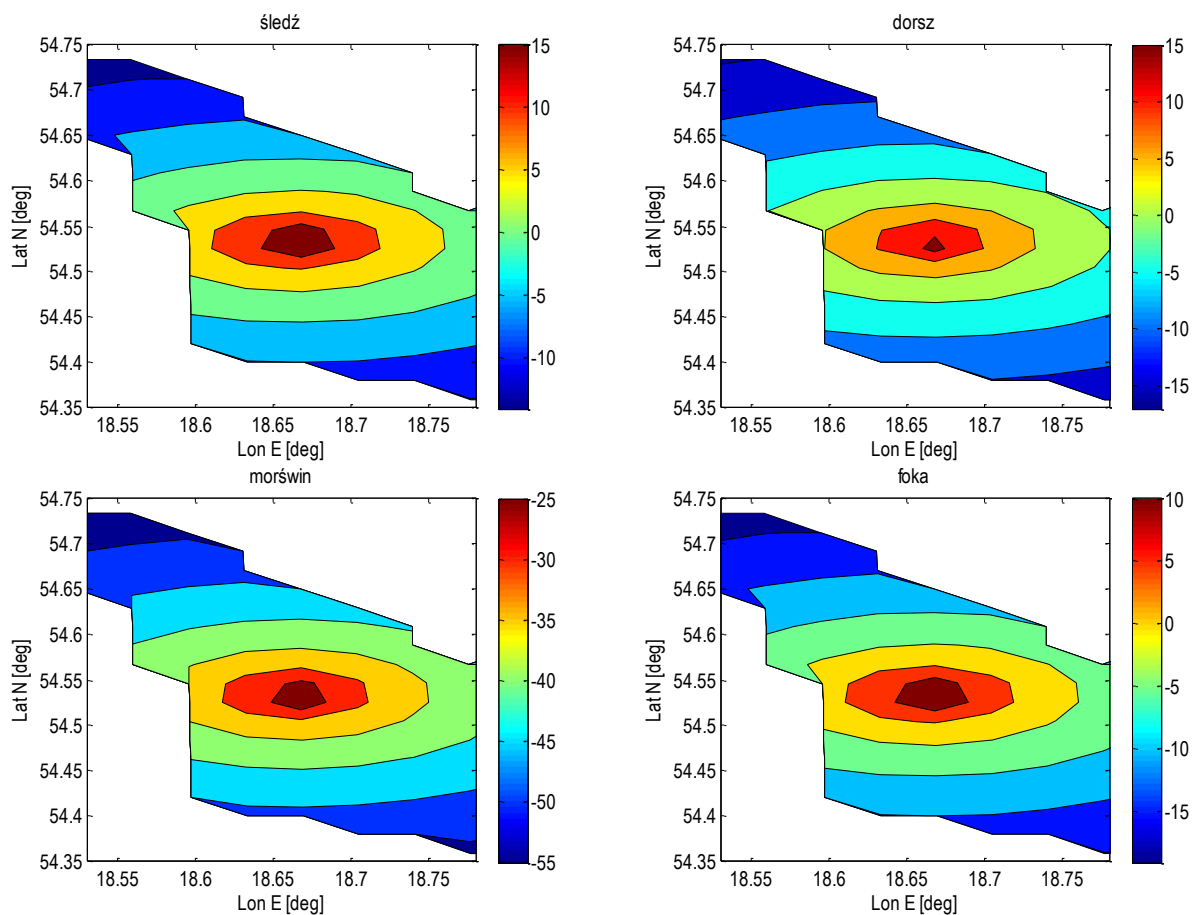
Zależność od częstotliwości i zasięgu obliczonych z modelu wartości różnicy między natężeniem pola szumu a progiem słyszalności przedstawiono dla czterech badanych gatunków zwierząt na rys.D.6. Widać na nich obszary, gdzie różnica ta jest ujemna – tam zwierzęta w ogóle nie słyszą docierających do nich dźwięków statku (statków). Kiedy wartości te są dodatnie, wykres daje informację o rozmiarze przekroczenia progu słyszalności. Ryby charakteryzują się niewielkim przekroczeniem na bardzo niskich częstotliwościach (zwróćmy dodatkowo uwagę na różną skalę pionową u dorsza, który powyżej 500 Hz wcale nie słyszy, por. Tab.D.1). Z kolei morświn i foka słyszą lepiej na wyższych częstotliwościach, obserwujemy więc u nich przekroczenia progu w okolicy i powyżej 2 kHz. Przykładowe rozkłady wartości przekroczenia lub nie przekroczenia progu słyszalności dla śledzia, dla 1 statku na torze podejściowym do portu Gdynia i dla wszystkich 1/3-oktawowych pasm częstotliwości pokazują rysunki D.7. Dają one pogląd o zmienności pola akustycznego z częstotliwością. Początkowo przekroczenie progu słyszalności rośnie z częstotliwością, ale już od 250 Hz zaczyna maleć i powyżej 1 kHz spada poniżej zera. Z kolei rys.D.8 przedstawia rozkład wartości RL-T dla wszystkich czterech analizowanych gatunków, ale dla jednej tylko częstotliwości 250 Hz. Morświn w tym paśmie nie słyszy hałasu statku, a u ryb i foki następuje nieznaczne przekroczenie progu słyszalności. Niestety, z powodu braku danych audiograficznych, nie możemy dokonać porównania wszystkich zwierząt dla najniższych i najwyższych częstotliwości.



Rys.D.6. Zależność różnicy między natężeniem pola szumu a progiem słyszalności od częstotliwości f i zasięgu r dla śledzia, dorsza, morświna i foki.



Rys.D.7. Różnica między natężeniem pola szumu a progiem słyszalności śledzia dla wszystkich częstotliwości.



Rys.D.8. Różnica między natężeniem pola szumu a progiem słyszalności śledzia, dorsza, morświna i foki dla częstotliwości 250 Hz.

Komplet wyników modelowania reakcji wszystkich analizowanych zwierząt na wszystkich możliwych częstotliwościach pozwala na podsumowanie, że przy zastosowaniu opisanego wcześniej modelowania, przyjąwszy przejściowy model osłabiania geometrycznego $15 \log(r)$, przekroczenie progu słyszalności w obecności jednego statku na torze wodnym występuje w następujących przypadkach (Tab.D.2):

Tabela D.2. Poziom przekroczenia progu słyszalności dla analizowanych pasm częstotliwości i różnych przedstawicieli fauny (model $15 \log(r)$).

Częstotliwość [Hz]	RL-TL [dB]			
	<i>śledź</i>	<i>dorsz</i>	<i>morświn</i>	<i>foka</i>
63				
125	20	20		
250	15	15		10
500	5			4
1000				
2000			10	18
4000			16	8

D.6. PODSUMOWANIE

Model akustycznej propagacji użyty został dla oszacowania strat transmisyjnych w 1/3-oktawowym paśmie częstotliwości od 63 Hz do 4 kHz i określenia wpływu podwodnych hałasów generowanych przez przepływające statki na wybranych przedstawicieli morskiej fauny. Porównanie hałasu statków z danymi audiometrycznymi bałtyckiej fauny wykazało, że ryby, które słyszą lepiej na niskich częstotliwościach, są bardziej narażone na niskoczęstotliwościowe hałasy statków (Tab.D.2). Dla odróżnienia, morświn i foka słyszą hałasy powyżej 2 kHz.

Wzrost poziomu hałasu w kombinacji z innymi czynnikami wpływającymi na ekosystem ryb, takimi jak eutrofizacja czy przełowienie, jest niewątpliwie stresogenny. Może to być przyczyną ograniczenia wzrostu, dojrzewania i sukcesu reprodukcyjnego. Hałas generowany przez statki, w odróżnieniu od wybuchów sejsmicznych, nie osiąga niebezpiecznych dla życia poziomów.

Życie różnych gatunków ryb i morskich ssaków może być zagrożone, kiedy szczytowy poziom dźwięku (*peak-to-peak sound level*) przekroczy 240 dB re 1 μ Pa . Poważna kontuzja jest wielce prawdopodobna, kiedy poziom hałasu przekroczy wartość 220 dB re 1 μ Pa. Prawdopodobieństwo takich zdarzeń wzrasta ze wzrostem tego poziomu i czasem jego ekspozycji. Generalnie uważa się za mało prawdopodobne, aby ryba doznała poważnych obrażeń, o ile nie jest wystawiona na długotrwałe działanie dźwięków o bardzo wysokim natężeniu przez bardzo długi czas. US National Marine Fisheries Service (NMFS) proponuje limit 180 dB re 1 μ Pa dla morświnów i 190 dB re 1 μ Pa dla fok jako kryteria kontuzji. Dźwięk na poziomie 83 dB powyżej progu słyszalności powoduje ucieczkę 95% ryb (Maes i in. 2004). Wszystkie te wartości są znacznie wyższe niż SL pojedynczego statku. Będzie to miało również miejsce, gdy liczbę statków zwiększymy do nierealnej wartości 1000. Wtedy wypadkowe SL wzrośnie o 30 dB (czyli osiągnie poziom około 170 dB), co ciągle jest poniżej niebezpiecznego progu.

Przedstawione wyniki modelowania z zastosowaniem kryteriów słyszalności bałtyckich ryb i ssaków pozwalają jednoznacznie stwierdzić, że poziom hałasu generowanego przez statki wchodzące do Portu Gdynia absolutnie nie zagraża dobrostanowi fauny w rejonie Portu Gdynia i pobliskich obszarach NATURA 2000: PLB „Zatoka Pucka”, PLH „Zatoka Pucka i Półwysep Helski.”

Dodatek D.1.

OSŁABIENIE FALI AKUSTYCZNEJ WSKUTEK ABSORPCJI ENERGII W WODZIE MORSKIEJ I STRAT ENERGII NA GRANICY OŚRODKÓW WODA-DNO I WODA-POWIERZCHNIA MORZA.

Istnieją dwa zasadnicze mechanizmy absorpcji dźwięku w wodzie: pierwszy związany jest z tarciem lepkościowym, drugi z procesami relaksacyjnymi w solach kwasu borowego i siarczanie magnezu, dotyczy zatem wyłącznie słonej wody. W związku z tym zależność współczynnika absorpcji od częstotliwości przedstawia się w postaci sumy trzech składników:

$$\alpha_w = f^2 \{ [A_1 f_1 / (f_1^2 + f^2)] + [A_2 P_2 f_2 / (f_2^2 + f^2)] + A_3 P_3 \} \quad (D.1)$$

Podstawową cechą tego wyrażenia jest kwadratowa zależność od częstotliwości. Wartości współczynników występujących w tej formule zależą od temperatury T , zasolenia S , prędkości dźwięku c , głębokości z i kwasowości pH . Wyznaczane one były empirycznie kolejno przez wielu badaczy, ostatnio preferowana jest zależność Francoisa i Garrisona (1982):

$$\begin{aligned} A_1 &= (8,86/c) 10^{(0,78pH-5)} \\ f_1 &= 2,8(S/35)^{0,5} 10^{[4-1245/(T+273)]} \\ A_2 &= 21,44(S/c)(1+0,025T) \cdot \\ P_2 &= 1 - 1,37 \cdot 10^{-4} z + 6,2 \cdot 10^{-9} z^2 \\ f_2 &= 8,17 10^{[8-1990/(T+273)]} / [1+0,0018(S-35)] \\ A_3 &= 4,937 \cdot 10^{-4} - 2,59 \cdot 10^{-5} T + 9,11 \cdot 10^{-7} T^2 - 1,5 \cdot 10^{-8} T^3 \quad \text{dla } T \leq 20 \text{ } ^\circ\text{C} \\ A_3 &= 3,964 \cdot 10^{-4} - 1,146 \cdot 10^{-5} T + 1,45 \cdot 10^{-7} T^2 - 6,5 \cdot 10^{-8} T^3 \quad \text{dla } T > 20 \text{ } ^\circ\text{C} \\ P_3 &= 1 - (3,83 \cdot 10^{-5} z) + (4,9 \cdot 10^{-10} z^2) \end{aligned}$$

Wartość α_w obliczona z tego wzoru wyrażona jest w dB/km, przy czym jednostką f jest w tym przypadku kHz. Formuła ta zapewnia dokładność 5% w zakresie temperatur od -1,8 do 30 °C, zasolenia od 30 do 35 PSU, częstotliwości od 400 Hz do 1 MHz, kwasowości około 8.

Zmienność współczynnika absorpcji α_w z częstotliwością przedstawiona jest na rys.D.8 (krzywa niebieska).

Straty energii w płytkim morzu związane są z oddziaływaniem z dnem i powierzchnią morza następującym współczynnikiem tłumienia (Staszkievicz 1966):

$$\alpha_b = \frac{\sigma}{4} \frac{\lambda^2}{H^3} \quad (D.2)$$

gdzie:

H – średnia głębokość akwenu

λ – długość fali akustycznej

$$\sigma = \sigma_1 + \sigma_2$$

$$\sigma_1 = \text{Re} \frac{m_{\text{dno-woda}}}{\sqrt{n_{\text{woda-dno}}^2 - 1}}$$

$$\sigma_2 = \text{Re} \frac{m_{\text{pow-woda}}}{\sqrt{n_{\text{woda-pow}}^2 - 1}}$$

$$m_{\text{dno-woda}} = \frac{\rho_{\text{dno}}}{\rho_{\text{woda}}}$$

$$m_{\text{pow-woda}} = \frac{\rho_{\text{pow}}}{\rho_{\text{woda}}}$$

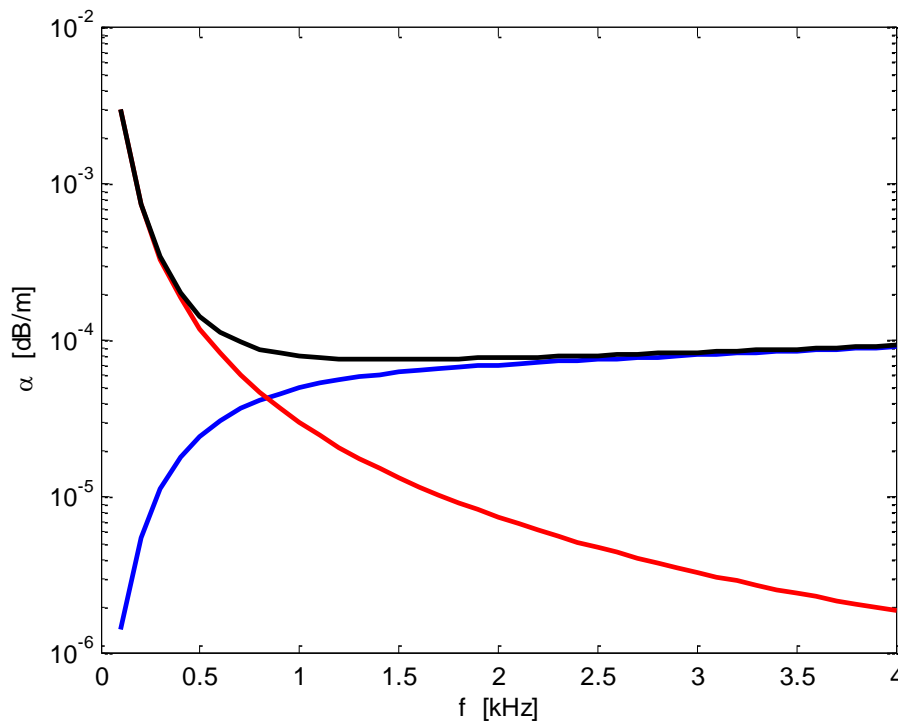
$$n_{woda-dno} = \frac{c_{woda}}{c_{dno}}$$

$$n_{woda-pow} = \frac{c_{woda}}{c_{pow}}$$

Przyjęcie następujących wartości gęstości i prędkości dźwięku dla wody, powietrza i piaszczystego dna:

$$\begin{aligned} \rho_{pow} &= 1.2 \text{ kg m}^{-3} \\ \rho_{dno} &= 2000 \text{ kg m}^{-3} \\ \rho_{woda} &= 1000 \text{ kg m}^{-3} \\ c_{woda} &= 1500 \text{ m s}^{-1} \\ c_{pow} &= 330 \text{ m s}^{-1} \\ c_{dno} &= 1870 \text{ m s}^{-1} \end{aligned}$$

dało w efekcie wartości $\sigma_1 = 0.06$, $\sigma_2 = 2.2 \cdot 10^{-4}$, $\sigma = 0.0602$. Zależność współczynnika strat na granicach z sąsiadującymi ośrodkami przedstawiona została wraz ze współczynnikiem absorpcji w wodzie bałtyckiej na rys.D.8 (krzywa czerwona). Należy zwrócić uwagę na fakt, że zgodnie z wzorem (D.1) α_w (krzywa niebieska), rośnie proporcjonalnie do kwadratu częstotliwości, a z kolei zgodnie z wzorem (D.2), α_b (krzywa czerwona) maleje odwrotnie proporcjonalnie do kwadratu częstotliwości. Dlatego też tłumienie fal o bardzo niskich częstotliwościach, czyli bardzo długich, jest dominujące. Na tych właśnie częstotliwościach starty transmisyjne są największe (porównaj rys. D.5).



Rys.D.9. Częstotliwościowa zależność współczynnika absorpcji dźwięku w wodzie morskiej α_w (krzywa niebieska), osłabiania dźwięku wskutek oddziaływania z dnem i powierzchnią morza α_b (krzywa czerwona) oraz sumarycznego osłabiania dźwięku w morzu płytkim α (krzywa czarna).

WNIOSKI I REKOMENDACJE

W podsumowaniu całości niniejszego opracowania, czyli jego czterech niezależnych części, można stwierdzić , że:

- Rozpoznanie zmian bioróżnorodności w gradiencie natężenia hałasu generowanego przez prace portowe nie wykazały wpływu hałasu na faunę Portu Gdynia oraz obszary NATURA2000.
- Wartości najważniejszych bezpiecznych wskaźników, zarówno chwilowych, jak i integralnych, poza obszarem portu bezpośrednio przylegającym do prowadzonych prac, nie zostały przekroczone. Hałas od kafarów pracujących na Nabrzeżu Bułgarskim i Zamykającym nie propagował się poza falochron portu, a wartości podstawowych wskaźników były na poziomie hałasów i szumów pochodzenia naturalnego w Zatoce Gdańskiej.
- Poziomy hałasu od statków na torze wodnym Morskiego Portu Gdynia SA nie wykazują przekroczeń stanów uważanych za niebezpieczne dla gatunków chronionych.
- Przedstawione wyniki modelowania z zastosowaniem kryteriów słyszalności bałtyckich ryb i ssaków pozwalają jednoznacznie stwierdzić, że poziom hałasu generowanego przez statki wchodzące do Portu Gdynia absolutnie nie zagraża dobrostanowi fauny w rejonie Portu Gdynia i pobliskich obszarach NATURA 2000:

Należy jednakże podkreślić, że nie wszystkie użyte w modelu kryteria zostały potwierdzone w warunkach morskich. Obserwacje behawioralnej reakcji zwierząt na podwodne dźwięki są rzadkie i siłą rzeczy nie weryfikowalne, toteż przedstawione dane mają jedynie charakter wskazówek dla operacji monitoringowych w Zatoce Gdańskiej i Zatoce Puckiej. Mimo coraz liczniejszych publikacji ilustrujących wpływ podwodnego hałasu na ryby, nasza wiedza na temat zwierzęcych reakcji jest ciągle niewystarczająca. Problemy te muszą być śledzone na bieżąco wraz ze wzrostem aktywności człowieka w obszarach morskich.

SPIS LITERATURY

1. Ainslie M.A., de Jong Ch.A.F., Robinson S.P., Lepper P.A., What is the Source Level of Pile Driving Noise in Water? Loughborough's Institutional Repository (<https://dspace.lboro.ac.uk/>).
2. Andersson M. H., 2011, Offshore wind farms – ecological effects of noise and habitat alteration on fish, Department of Zoology Stockholm University, pp. 48.
3. Bone Q., Moore R.H., 2008, Biology of fishes. Taylor and Francis Group, New York, Abingdon, pp. 478.
4. Brandt M.J., Diederichs A., Betke K., Nehls G., 2011, Responses of harbour porpoises to pile driving at the Horns Rev II offshore wind farm in the Danish North Sea. Mar. Ecol. Prog. Ser., 421, 205-216.
5. Bray J.R., Curtis J.T., 1957, An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. Ecological Monographs, 27, 325-349.
6. Brekhovskikh L.M., Lysanov Yu P., 1991, Fundamentals of Ocean Acoustics, Springer-Verlag.
7. Chapman, C. J., Hawkins, A.D. 1973. A field study of hearing in the cod, *Gadus morhua* L., J.Comp. Physiol. 85, 147–167.
8. Dähne M., Gilles A., Lucke K., Peschko V., Adles S., Krügel K., Sundermeyer J., Siebert U., 2013. Effects of pile-driving on harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) at the first offshore windfarm in Germany, Environ. Res. Lett., 8, 1-16.
9. Enger P.S. 1967. Hearing in herring. Comp. Biochem. Physiol. 22:527-538.
10. Erbe C. and Farmer C.M., 2000, A software model to estimate zones of impact on marine mammals around anthropogenic noise sources, Journal of the Acoustical Society of America 108(3) Pt 1.
11. Etter Paul C., 2003, Underwater Acoustic Modeling and Simulation, 3rd edition, Spon Press, New York, ISBN 0-419-26220-2.
12. European Commission, 2010. Commission Decision of 1 September 2010 on Criteria and Methodological Standards on Good Environmental Status of Marine Waters. (2010/477/eu). Available from: <http://eurlex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2010:232:0014:0024:EN:PDF>.
13. [EU TSG Noise 2014a] “Monitoring Guidance for Underwater Noise in European Seas, Part I: Executive Summary”, Dekeling R.P.A., Tasker M.L., Van der Graaf A.J., Ainslie M.A., Andersson M.H., André M., Borsani J.F., Brensing K., Castellote M., Cronin D., Dalen J., Folegot T., Leaper R., Pajala J., Redman P., Robinson S.P., Sigray P., Sutton G., Thomsen F., Werner S., Wittekind D., Young J.V. JRC Scientific and Policy Report EUR 26557 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2014, doi: 10.2788/29293, ISBN 978-92-79-36341-2. Available from: <http://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/handle/111111111/30979>.
14. [EU TSG Noise 2014b] “Monitoring Guidance for Underwater Noise in European Seas, Part II: Monitoring Guidance Specifications”, Dekeling R.P.A., Tasker M.L., Van der Graaf A.J., Ainslie M.A., Andersson M.H., André M., Borsani J.F., Brensing K., Castellote M., Cronin D., Dalen J., Folegot T., Leaper R., Pajala J., Redman P., Robinson S.P., Sigray P., Sutton G., Thomsen F., Werner S., Wittekind D., Young, J.V. JRC Scientific and Policy Report EUR 26555 EN, Publications Office of the 82 Good Practice Guide for Underwater

- Noise Measurement European Union, Luxembourg, 2014, doi: 10.2788/27158, ISBN 978-92-79-36339-9. Available from:
<http://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/handle/111111111/30973>.
15. [EU TSG Noise 2014c] “Monitoring Guidance for Underwater Noise in European Seas, Part III: Background Information and Annexes”, Dekeling R.P.A., Tasker M.L., Van der Graaf A.J., Ainslie M.A, Andersson M.H., André M., Borsani J.F., Brensing K., Castellote M., Cronin D., Dalen J., Folegot T., Leaper R., Pajala J., Redman P., Robinson S.P., Sigray P., Sutton G., Thomsen F., Werner S., Wittekind D., Young J.V. JRC Scientific and Policy Report EUR 26556 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2014, doi: 10.2788/2808, ISBN 978-92-79-36340-5. Available from:
<http://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/handle/111111111/30980>.
 16. Fay, R. R. 1988. Hearing in Vertebrates: a Psychophysics Databook. (Hill-Fay, Winnetka IL).
 17. Francois R.E., Garrison G.R., 1982, Sound absorption based on ocean measurements. Part II: Boric acid contribution and equation for total absorption, J. Acoust. Soc. Am., 72, 1879-90.
 18. Grzelak K., Kuklinski P., 2010, Benthic assemblages associated with rocks in a brackish environment of the southern Baltic Sea. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 90, 115-124.
 19. Hawkins A. D., Johnstone A. D. F. 1978. The hearing of the Atlantic salmon, *Salmo salar*, J.Fish. Biol. 13, 655-673.
 20. Jerkø H., Turunen-Rise I., Enger P.S., Sand O. 1989. Hearing in the eel (*Anguilla anguilla*), J. Comp. Physiol. A 165, 455-459
 21. de Jong C., Ainslie M., 2008, Underwater Radiated Noise Due to the Piling for the Q7 Off-shore Wind Park. In: Zakharia, M. (Ed.), Proceedings of the European conference on Underwater Acoustics 2008, 118–122.
 22. Kastak, D., Schusterman, R.J., 1998, Low frequency amphibious hearing in pinnipeds: methods, measurements, noise and ecology. J. Acoust. Soc. Am. 103: 2216–2228.
 23. Kastelein R.A., [Bunskoek P.](#), [Hagedoorn M.](#), [Au W.W.](#), [de Haan D.](#), 2002, Audiogram of a harbor porpoise (*Phocoena phocoena*) measured with narrow-band frequency-modulated signals. [J Acoust Soc Am.](#), 112(1), 1, 334-344.
 24. Madsen P.T., 2005, Marine mammals and noise: problems with root mean square sound pressure levels for transients. J. Acoust. Soc. Am., 117, 3952-3957.
 25. Maes J., Turnpenny A.W.H., Lambert D.R., Nedwell J.R., Parmentier A., Olivier F., 2004, Field evaluation of a sound system to reduce estuarine fish intake rates at a power plant cooling water inlet. J.Fish.Biol. 64, 938 – 946.
 26. McCauley R., Fewtrell J., Popper A., 2003, High intensity anthropogenic sound damages fish ears. J. Acoust. Soc. Am., 113, 638–642.
 27. McDonald M., Hildebrand J., Wiggins S., 2006, Temporary threshold shifts and recovery in a harbor porpoise (*Phocoena phocoena*) after octave-band noise at 4 kHz, J. Acoust. Soc. Am. 120, 711–718.
 28. Møhl B., 1968, Auditory sensitivity of the common seal in air and water, Journal of Auditory Research, 8, 27-38.
 29. Moore P.G., 1977, Inorganic particulate suspensions in the sea and their effects on marine animals. Oceanography and Marine Biology Annul Review 15, 225–363.
 30. Nedwell J. R., Turnpenny A.W.H., Lovell J., Parvin S.J., Workman R., Spinks J.A.L., Howell D., 2007, A validation of the dBht as a measure of the behavioural and auditory

- effects of underwater noise. Subacoustech Report Reference: 534R1231, Published by Department for Business, Enterprise and Regulatory Reform.
31. Pearson T.H., Rosenberg R., 1978, Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment, *Oceanography and Marine Biology Annul Review* 16, 229–311.
 32. Pickering, A.D. ,1993,. Growth and stress in fish production, *Aquaculture*, 111, 51-63.
 33. Popper A., Hastings M., 2009, The effects of anthropogenic sources of sound on fishes, *J. Fish Biol.*, 75, 455–489.
 34. Richardson W.J., 1995, Zones of noise influence, In *Marine Mammals and Noise*, edited by Richardson, W.J., Greene, C.R., Malme C.I., Thomson D.H. (Academic Press, San Diego, CA), pp 325-386.
 35. Ridgeway S.H., Joyce P.L., 1975, Studies on the seal brain by radiotelemetry. *Rapp. P. V. Reun. Cons. Int. Explor. Mer*, 169, 81-91.
 36. Robinson S.P., Lepper P.A., Ablitt J., 2007, The measurement of the underwater radiated noise from marine piling including characterisation of a “soft start” period. *Proceedings of IEEE Oceans 2007*, IEEE cat. 07EX1527C, ISBN: 1-4244-0635-8, 061215-074, Aberdeen, June 2007.
 37. Small, B.C., 2004, Effect of dietary cortisol administration on growth and reproductive success of channel catfish, *J. Fish Biol.*, 64, 589–596.
 38. 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., Tyack P.L., 2007. Marine mammal noise exposure criteria: initial scientific recommendations, *Aquatic Mammals*, 33, 411–521.
 39. Staszkievicz A.P., 1966, *Akustika moria*, Leningrad.
 40. Terhune J .M., Ronald K., 1972, The harp seal (*Pagophilus groenlandicus*) (Erxleben, 1777). III. The underwater audiogram. *Canadian Journal of Zoology*, 50, 565-569.
 41. Terhune J.M., and Turnbull S.D., 1995, Variation in the psychometric functions and hearing thresholds of a harbour seal, In: Kastelein R A, Thomas J A, Nachtigall P E (eds). *Sensory systems of aquatic mammals*. De Spil, Woerden, p81-93.
 42. Tougaard J., Carstensen J., Teilmann J., Skov H., Rasmussen P., 2009, Pile driving zone of responsiveness extends beyond 20 km for harbor porpoises (*Phocoena phocoena* (L.)), *J Acoust Soc Am.*, 126, 8, 11-14
 43. Urick, Robert J., 1983, *Principles of Underwater Sound*, 3rd Edition. New York. McGraw-Hill.
 44. Warwick R.M., 1988, The level of taxonomic discrimination required to detect pollution effects on marine benthic communities. *Marine Pollution Bulletin* 19, 259–268.
 45. Wysocki L.E., Dittami J.P., Ladich F., 2006, Ship noise and cortisol secretion in European freshwater fishes, *Biol. Conserv.*, 128, 4, 501-508.