

Allegato A

Premessa

Il seguente Allegato costituisce la base scientifica per la stesura della suddetta Norma Tecnica. Le indicazioni riportate nella Norma circa l'impatto acustico e i limiti indicati sono in accordo con i dati riportati nella bibliografia studiata. La suddetta Norma scaturisce dal dottorato in Biodiversità Mediterranea Internazionale XXXII ciclo - Innovativo a caratterizzazione Industriale PON 2014-2020 svolto presso l'Università degli Studi di Palermo in collaborazione con il Consiglio Nazionale delle Ricerche (CNR) di Capo Granitola (Campobello di Mazara), l'Ente Nazionale di Ricerca e promozione per la standardizzazione (ENR) con sede a Palermo e l'HR Wallingford Ltd con sede ad Oxford (United Kingdom). Il seguente allegato riassume la letteratura scientifica utilizzata facente riferimento a differenti tipi di attività marino marittime per le quali è stato studiato il possibile impatto acustico. I limiti acustici suggeriti e le modalità operative consigliate sono quindi applicabili ad attività antropiche di varia natura svolte in mare. In particolare, la norma redatta, per la prima volta, ha come obiettivo la regolamentazione dell'impatto acustico eventualmente prodotto dalle attività di estrazione mineraria nelle profondità oceaniche (Deep Sea Mining, DSM).

Un "suono" è il risultato di una propagazione meccanica di onde acustiche in un mezzo che potrebbe essere acqua o aria (Wartzok et al., 1999) mentre un "rumore" è un suono indesiderato o disturbante. Il rumore antropico è diventato onnipresente negli ecosistemi terrestri e acquatici (Andrew, 2002; World Health Organization, 2011) e ad oggi è considerato come un vero e proprio inquinante in conformità con la direttiva quadro sulla strategia marina dell'Unione Europea (direttiva 2008/56/CE del 17 giugno 2008) e l'Organizzazione Mondiale della Sanità (Kunc et al., 2016). L'incremento del rumore antropico ha origine nella rivoluzione industriale (McDonald et al., 2006; Normandeau Associates I., 2012) e sono diverse le attività che lo determinano: spedizione, sviluppo offshore, urbanizzazione, sonar militari e non, attività navali ricreative e non, estrazione delle risorse, trasporto e produzione di energia ed esplorazioni sismiche (Richardson et al., 1995; Hildebrand et al., 2009; Slabbekoorn et al., 2010; Radford et al., 2014; Kunc et al., 2016; Hawkins & Popper, 2017; Kuşku et al., 2018). I tipi di suono prodotti dalle attività antropiche possono essere di diversa tipologia: suoni acuti ad alta intensità da esercizi militari (Dolman et al., 2009), esplorazione di petrolio e gas (McCauley et al., 2000) e pile driving (Bailey et al., 2010), o suoni di livello inferiore prodotti da attività di pesca, commerciali e ricreative (Codarin et al., 2009; Malakoff, 2010). Negli ultimi anni, l'attenzione è stata rivolta in particolare al rumore generato dalle industrie navali e marittime, dall'esplorazione ed estrazione di petrolio e gas, dai sistemi di sonar, dragaggio e costruzione di dispositivi di energia rinnovabile offshore e attività di estrazione in acque profonde (Hawkins et al., 2017). Popper & Hastings (2009 a, b) analizzano gli effetti del rumore attraverso la descrizione delle diverse fonti di inquinamento acustico.

Il rumore prodotto dalla maggior parte delle attività antropiche è di bassa frequenza (<1 kHz) (Thomsen et al., 2009; Robinson et al., 2011) e quello proveniente dalla navigazione per esempio fornisce un importante contributo ai livelli di rumore ambientale (<300 Hz). I livelli di rumore nell'oceano sono aumentati in 40 anni fino a 12 dB nelle aree del Nord-Est del Pacifico (Hildebrand, 2009) e almeno di 3-10 dB tra 20 e 300 Hz nel Pacifico nord-orientale dagli anni 60 (Andrew et al., 2002). Nonostante il rumore antropico sia in rapido aumento specialmente nell'ambiente marino (Andrew et al., 2002; Hildebrand, 2009; Popper & Hastings, 2009 a, b), resta una delle fonti di inquinamento meno studiate (Hawkins et al., 2015).

In acqua la propagazione del suono è diversa rispetto all'aria (Wartzok et al., 1999) ed essendo che il suo coefficiente di attenuazione è inferiore rispetto a quello dell'aria (Wartzok et al., 1999) viaggia ad una velocità maggiore (quasi 4,5 volte più velocemente) (Urlick, 1983) e per distanze molto maggiori (Williams et al., 2015). L'inquinamento acustico negli ambienti acquatici potrebbe quindi interessare aree molto più estese rispetto agli ambienti terrestri e durante la sua propagazione

a lunga distanza potrebbe subire, a seconda delle condizioni ambientali, delle variazioni alle sue caratteristiche (Rogers & Cox, 1988). La propagazione del suono nell'acqua è caratterizzata dalla pressione, dal movimento delle particelle (Popper et al., 2001) e dalla pressione scalare (Ceraulo et al., 2016). Le conoscenze delle proprietà fisiche e di propagazione di un'onda acustica sono pertanto reputate essenziali nello svolgimento delle attività antropiche in mare.

Entrando nel dettaglio delle attività di Deep Sea Mining, la maggior parte dei lavori scientifici analizza e descrive i siti, i possibili impatti quali la frammentazione e perdita di habitat (in seguito ad azione di rimozione meccanica) e l'eventuale formazione di pennacchi di sedimento probabilmente tossici per gli organismi viventi (Petersen et al., 2016; Rakhyun, 2017; Kaikkonen et al., 2018; Gillard et al., 2019; Monserrat et al., 2019; Drazen et al., 2019; Lopes et al., 2019; Rzeznik et al., 2019; Ma et al., 2018). Nessuno di questi lavori prende in considerazione il possibile impatto acustico se non marginalmente. Inoltre, la determinazione della scala degli impatti acustici provocabili da eventuali attività minerarie potrebbe dipendere dal tipo di sito (Peukert et al., 2018).

L'International SeaBed Authority (ISA, <https://www.isa.org.jm/>), che ha lo scopo di gestire le attività in questione, sta cercando di raggiungere la scrittura di un miningcode continuando a tralasciare tuttavia il problema dell'impatto acustico (Art.137(2); UNCLOS 1982; Boschen et al., 2013; Mengerink et al., 2014; Jaeckel et al., 2017; Durden et al., 2018; Van Dover et al., 2018). Le raccomandazioni fornite dall'ISA LTC in ISBA/19/LTC/8 (ISA, 2018) descrivono le procedure che devono essere seguite per la fase di acquisizione dei dati e per il monitoraggio da eseguire durante e dopo le attività potenzialmente dannose per l'ambiente. I responsabili della concessione hanno l'obbligo di preparare relazioni annuali, come stabilito in ISBA/21/LTC/15 (ISA, 2018), fornendo informazioni generali sulle comunità biologiche, studi sulla biodiversità e informazioni sul funzionamento degli ecosistemi (ISA, 2018). Christiansen et al., (2019) e Jaeckel et al., (2019) descrivono questa raccomandazione evidenziandone le carenze e fornendo dei consigli per eventuali miglioramenti della stessa. In queste raccomandazioni viene richiesto uno studio di riferimento ambientale, un monitoraggio dei possibili effetti sull'ambiente e un monitoraggio durante e dopo il collaudo dei sistemi. Sono richieste la "Valutazione pelagica" della comunità nella colonna d'acqua e nello strato limite bentonico; l'avvistamento di mammiferi marini, tartarughe o altri gruppi di pesci; e l'individuazione di almeno una stazione all'interno di ciascun habitat per la valutazione delle variazioni temporali delle comunità nella colonna d'acqua e nei fondali marini. Non sono richiesti studi su processi trofici o di altro tipo (Christiansen et al., 2019). Gli aspetti metodologici non sono affrontati sebbene siano essenziali per la qualità e la comparabilità dei dati. Viene considerata l'analisi della variazione spaziale nella comunità biologica ma non è considerata la variabilità tra comunità bentoniche e pelagiche (Christiansen et al., 2019). Le informazioni in questa raccomandazione sono ancora scarse, i pesci demersali non sono considerati. È indicato il lavoro da fare sulle comunità del plancton ma non sono considerati micronekton, nekton, migrazioni verticali, struttura e dinamiche della rete alimentare (Christiansen et al., 2019). La raccomandazione tratta dei metalli in traccia e degli elementi potenzialmente tossici in pesci demersali e invertebrati, analizza le valutazioni di potenziali impatti ecotossicologici sul fitoplancton e sullo zooplancton considerate necessarie solo se il pennacchio di scarico viene rilasciato in superficie o nella colonna d'acqua (Christiansen et al., 2019). Le misure ecotossicologiche sono previste per gli organismi bentonici e non per la fauna pelagica (Christiansen et al., 2019). Viene espressa anche la necessità della VIA che dovrà considerare gli impatti non solo nelle aree direttamente interessate ma anche nelle regioni colpite dai pennacchi e da materiali di scarico. È richiesta la VIA per i pennacchi di scarico che potenzialmente possono: alterare le catene alimentari; disturbare le migrazioni verticali e di altro tipo; portare a cambiamenti nella geochimica di una zona. Tuttavia, non vengono forniti requisiti specifici per questa VIA (Christiansen et al., 2019). Le indicazioni sulle osservazioni e sulle misure da effettuare non includono informazioni biologiche. Misure biologiche dirette sono richieste solo dopo l'attività ma risultano poco chiare e non complete. Ulteriori requisiti sono forniti per i depositi di Seafloor Massive sulfide (SMS) e le croste di ferro-manganese ma si rivolgono quasi esclusivamente a comunità bentoniche. Il lavoro di Christiansen et al., (2019) è uno dei pochi che

analizza meglio i possibili impatti del DSM. Mette in evidenza che la maggior parte degli studi tratta gli effetti previsti sulle comunità bentoniche, identifica diversi processi delle attività minerarie che possono influenzare l'ambiente pelagico e fornisce un'approfondita descrizione dei possibili impatti. Secondo questi autori la scala reale degli impatti non è ancora conosciuta e le raccomandazioni fornite nel 2018 dall'International Seabed Authority sono poco specifiche essendo che le conseguenze di molti impatti non sono considerate. Si ipotizzano impatti letali ed impatti capaci di danneggiare processi essenziali quali l'alimentazione, la crescita e la riproduzione con la perdita della biodiversità come possibile conseguenza. Nonostante gli autori forniscano dei consigli per migliorare le raccomandazioni, il problema dell'impatto acustico prodotto dal DSM resta trascurato. Essi infatti si limitano a considerare che le informazioni sulla generazione e propagazione del suono delle attività non sono disponibili e la conoscenza sulla percezione del suono negli animali è scarsa e per questo motivo gli impatti acustici che potrebbero essere generati da DSM non possono al momento essere previsti. Numerosi sono anche i problemi relativi alla modalità di Valutazione di impatto ambientale (VIA). Clark et al., (2019) ne evidenziano le carenze scientifiche e forniscono raccomandazioni per migliorarle. La scarsa considerazione dell'impatto acustico continua ad essere messa in evidenza ma non trattata nel dettaglio. I suoni antropici propagandosi in acqua si sovrappongono ai suoni biologicamente importanti prodotti dagli animali per le loro funzioni vitali (Hastings & Popper, 2005; Slabbekoorn et al., 2010) costituendo una vera minaccia per la vita degli ecosistemi profondi. Gli organismi marini vivono in un mondo acusticamente complesso che è il risultato di una miscela di suoni biotici e abiotici (De Jong et al., 2011). Tutti gli animali valutano l'ambiente analizzando il paesaggio sonoro o la "scena acustica" che li circonda (Popper & Fay, 1997; Fay, 2009). Molte specie marine utilizzano il rumore acquatico per acquisire informazioni di vario tipo che riguardano la loro sopravvivenza: informazioni uditive, selezione degli habitat, individuazione delle posizioni dei predatori o delle prede e per la comunicazione. Negli ultimi anni sono nati molti programmi di ricerca per studiare l'effetto del rumore sulla vita acquatica (Erbe, 2012a). Le organizzazioni politiche sono molto interessate al problema del rumore acustico nel mare essendo che quello prodotto dalle navi commerciali è compreso tra 0,1 e 1 kHz (Hildebrand, 2009). Questo è ancora più importante se si considerano soprattutto le bande di bassa frequenza tra i 10 Hz e i 10 kHz (Monitoring Guidance for Underwater Noise in European Seas–PartII), che probabilmente riguarderanno le attività di estrazione mineraria (Kaikkonen et al., 2018). Sono queste le gamme di frequenza utilizzate da molte specie per la comunicazione. Molti autori hanno cercato di predire gli impatti futuri dell'inquinamento acustico per le specie che utilizzano il suono per le loro funzioni vitali (Codarin et al., 2009; Picciulin et al., 2010; Purser & Radford, 2011; Bracciali et al., 2012; Voellmy et al., 2014 a, b; Shannon et al., 2016; Simpson et al., 2016) tuttavia le lacune da colmare sono ancora molte.

Il nostro pianeta è per più di due terzi ricoperto di acqua e viste le attuali attività svolte nel settore marino marittimo e di estrazione mineraria previste, il problema diventa ancora più urgente. Le tecniche che saranno utilizzate per l'estrazione dei minerali, come il dragaggio idraulico o altre attività affini (McKenna et al., 2012) causeranno probabilmente livelli di rumore che influenzeranno inevitabilmente l'habitat marino.

Ad oggi è essenziale conoscere i suoi effetti sugli ecosistemi profondi. Gli studi che riguardano questo argomento sono pochi (Robinson et al., 2011), ma nonostante le informazioni circa il suo impatto e il suo contenimento siano scarse, riteniamo che i tempi siano maturi per proporre una linea guida e/o una norma tecnica da seguire. Si stima che le attività umane causeranno un aumento non omogeneo dei livelli sonori nelle profondità dell'oceano (Commissione OSPAR, 2009). Per questo motivo ad oggi si sta cercando di migliorare la normativa relativa alle indagini sismiche per la caratterizzazione dei fondali oceanici. Diversi paesi applicano solo il "principio di precauzione", limitando i tempi e la durata delle esplorazioni (Lewandowski, 2015). Recentemente Popper et al., (2019) hanno analizzato il problema dell'impatto acustico delle diverse attività antropiche, le linee guida scritte sino ad oggi e le difficoltà nello stabilire dei limiti acustici.

In Europa, nonostante gli sforzi per ridurre e regolamentare l'inquinamento acustico (Pottering & Lenarcic, 2008) molti paesi non hanno una regolamentazione o una gestione adeguata.

Ad oggi non esiste un protocollo unico e ben definito per misurare il livello di inquinamento acustico marino (André et al., 2011). I metodi per effettuare queste misurazioni sono molto variabili e i dati risultano eterogenei (André et al., 2010). Alcuni documenti forniscono delle indicazioni ma non sono ancora sufficienti (Guida al monitoraggio del rumore subacqueo nei mari europei - Parte II; Jones et al., 2019) per indicare adeguate misure di prevenzione e protezione da attuare. È necessario studiare ulteriormente la problematica per individuare delle corrette politiche di precauzione. Per esempio, la Commissione Italiana di valutazione dell'impatto ambientale ha richiesto agli operatori sismici, nel 2015, per cercare di ridurre l'impatto del rumore sugli organismi marini, di utilizzare un protocollo scientifico per la valutazione, con metodi visivi e acustici, della presenza di organismi marini prima, durante e dopo l'insorgenza dell'inquinamento acustico. Questo metodo di monitoraggio potrebbe implementare le conoscenze sul rumore a livello internazionale (Fossati et al., 2017). Le problematiche circa le difficoltà di determinare dei limiti acustici che tutelino la biodiversità marina sono sicuramente causate dalla variabilità delle specie presenti in mare, dalla variabilità dei loro range acustici, dalla loro anatomia, dalla fisiologia (Hildebrand, 2009) e dalla complessità dell'ecosistema marino in toto. Infatti, la maggior parte dei lavori scientifici presenti in letteratura riproducono le condizioni ambientali in laboratorio. Si è consapevoli che le condizioni di laboratorio e i risultati ottenuti non riflettono le reali condizioni degli ambienti profondi in cui le variabili coinvolte sono di più. Tuttavia questi dati possono contribuire alla redazione di linee guida, regole o norme tecniche.

La suddetta Norma Tecnica fornisce un primo documento utile dal quale trarre dei requisiti minimi e/o consigli per il contenimento dell'eventuale impatto acustico di questa attività. Questo documento contribuisce all'identificazione di una baseline che potrebbe essere seguita per le attività di DSM finché non saranno rese note le frequenze acustiche emesse durante lo svolgimento delle stesse attività. Si reputa che iniziare queste attività (DSM) con delle indicazioni da seguire sia in accordo con il principio di precauzione. Tutti i lavori consultati per la stesura di questa norma mettono in evidenza l'impatto acustico sulla biodiversità dagli invertebrati ai mammiferi a livello fisico, fisiologico, anatomico e comportamentale. Sulla base degli effetti dei suoni con intensità e frequenze acustiche note, tipiche delle altre attività antropiche, è stato possibile ipotizzare gli eventuali effetti delle attività di DSM qualora i rumori emessi coincidano con alcune di queste frequenze e/o intensità.

Nonostante non si conoscano le frequenze acustiche prodotte dalle estrazioni minerarie (molte informazioni sono ancora mancanti o comunque non reperibili), a nostro parere utilizzare le conoscenze degli effetti di diversi tipi di rumore antropico è sicuramente, un buon punto di partenza per mitigarne gli impatti.

Cenni di acustica

La pressione sonora p rappresenta la variazione media di pressione rispetto alla pressione del mezzo e viene definita come il valore quadratico medio RMS (Root-Mean-Square) delle differenze tra pressione totale e pressione del mezzo:

$$p_{rms} = \sqrt{\frac{1}{t_2 - t_1} \int_{t_1}^{t_2} p(t)^2 dt}$$

Convenzionalmente si preferisce far riferimento al livello sonoro SPL (Sound Pressure Level) che risulta legato al quadrato della pressione sonora e quindi all'intensità della stessa. Il livello sonoro è, quindi, definito come segue:

$$SPL = 10 \log_{10} \frac{p_{rms}^2}{p_0^2} = 20 \log_{10} \frac{p_{rms}}{p_0}$$

dove p_0 rappresenta la pressione di riferimento il cui valore è pari a $20 \mu\text{Pa}$, nel caso in cui il mezzo sia l'atmosfera, e a $1 \mu\text{Pa}$, nel caso in cui il mezzo sia rappresentato dall'acqua. Le misure di livello sonoro sono espresse in decibel (dB).

Il livello sonoro è, tipicamente, variabile nel tempo. In molti casi può, quindi, essere utile definire un livello sonoro equivalente continuo (L_{eq}) che, se sostituito al livello sonoro variabile temporalmente per lo stesso intervallo di tempo T , produrrebbe la stessa quantità totale di energia sonora. Il livello sonoro equivalente continuo è determinato dalla seguente espressione:

$$L_{eq} = 10 \log_{10} \left(\frac{1}{T} \int_0^T \frac{p(t)^2}{p_0^2} dt \right)$$

Il livello sonoro equivalente continuo è espresso in dB ed è un parametro molto impiegato come misura del rumore acustico poiché consente di valutare l'esposizione media ad un suono in un determinato intervallo temporale. In presenza di rumori transitori o impulsivi, non fornisce, però, una misura esaustiva dell'esposizione al rumore. Parametri come il livello sonoro picco-picco ($SPL_{peak-to-peak}$), il livello sonoro 0-picco (SPL_{0-peak}) e il SEL (Sound Exposure Level) offrono in tali casi maggiori informazioni. Il SEL , in particolare, rappresenta il livello sonoro costante che contiene la stessa quantità in un secondo dell'evento sonoro originale. L'espressione per la determinazione del SEL è la seguente:

$$SEL = 10 \log_{10} \left(\frac{1}{T_0} \int_0^{\Delta T} 10^{\frac{L_{eq}}{10}} dt \right) = L_{eq} + 10 \log_{10} \frac{T}{T_0}$$

con $T_0 = 1 \text{ s}$.

Nel caso di rumori impulsivi ripetitivi è, inoltre, possibile valutare il SEL cumulativo (SEL_{cum}) la cui espressione è di seguito riportata:

$$SEL_{cum} = SEL + 10 \log_{10} N$$

con N numero degli eventi impulsivi.

L'inquinamento acustico e la biodiversità marina

Recentemente, Weilgart, (2017) ha esaminato 114 studi trattanti gli impatti acustici su 61 specie di pesci e 26 specie di invertebrati. Da questa review e da altri lavori scientifici si evince che il rumore antropico influenza la fisiologia (Santulli et al.,1999; Buscaino et al., 2010; Celi et al., 2016; Filiciotto et al., 2017; Vazzana et al., 2017); i comportamenti (Popper, 2003a; Slabbekoorn et al., 2010; Radford et al., 2014; Wong et al., 2015; Kunc et al., 2016; Hawkins & Popper, 2017; Popper & Hastings, 2009a,b); il foraggiamento (Wale et al., 2013; Voellmy et al., 2014a; Magnhagen et al., 2017) compromettendo la capacità di distinguere gli alimenti commestibili dai non commestibili (Purser & Radford, 2011); le cure parentali (Picciulin et al., 2010; Bruintjes & Radford, 2013; Kunc et al., 2016; Nedelec et al., 2017a), l'evitamento dei predatori (Wale et al., 2013; Simpson et al., 2015, 2016; Bruintjes et al.,2016; La Manna et al.,2016); la deposizione delle uova (Montie et al., 2017) e la riproduzione (Amoser & Ladich 2003; Kight et al., 2011; De Jong et al., 2016; Krahforst, 2017); la comunicazione acustica (Myrberg & Lugli, 2006; Thomsen et al., 2006; Vasconcelos et al., 2007; Alves et al., 2016, 2017; Shannon et al., 2016); l'orientamento e la selezione dell'habitat (Holles et al., 2013; Lecchini et al.,2018); la conservazione (Francis et al., 2013); le reazioni di allarme (Webb,1986); le chiamate di corteggiamento (Picciulin et al., 2012; Montie et al., 2017); la percezione della preda (Amoser & Ladich 2003; Kunc et al.,2016); la sopravvivenza larvale (Nedelec et al., 2017a), lo sviluppo larvale (Aguilar de Soto, 2013; Nedelec et al., 2014, 2015). Lo stress acustico può influenzare negativamente i tassi di cattura delle specie, la loro abbondanza e distribuzione (Løkkeborg, 1991; Skalski et al., 1992; Engås et al., 1996; Løkkeborg et al., 2012). Può inoltre causare lesioni interne (Sverdrup et al., 1994), perdita dell'udito temporanea o permanente (McCauley, et al., 2003; Popper et al., 2005; Codarin et al., 2009; Halvorsen et al., 2012a) per riduzione della soglia uditiva, danni cellulari a statocisti e neuroni. Potrebbe persino ridurre la crescita, il peso, il consumo di cibo, la risposta immunitaria e l'integrità del DNA con danni irreversibili (Kight & Swaddle, 2011). Casi di mortalità elevata sono stati riscontrati persino nello zooplancton (McCauley et al., 2017). I pesci, ad esempio, prendono le informazioni sui movimenti e posizioni attraverso i sistemi laterali e visivi (Partridge et al., 1980; Faucher et al., 2010) e il rumore antropico potrebbe influenzare la capacità dell'individuo ad elaborare le informazioni compromettendo la dinamica dello *schooling* e quindi del gruppo (Halfwerk et al., 2015). L'inquinamento acustico può influenzare la comunicazione acustica di molte specie (Popper & Fay, 2011), mascherando i loro segnali uditivi (Pollack, 1975; Brungart, 2001; Slabbekoorn et al., 2008). Questo comprometterebbe la capacità degli organismi marini di comunicare. Può causare malformazioni corporee, mortalità, ritardi nello sviluppo, ritardi nella metamorfosi e nella stabilizzazione e tassi di crescita più lenti (Weilgart et al., 2017). L'aumento dei livelli di rumore può portare ad alterazioni dell'attività e modelli di locomozione e la motilità (Mendl, 1999; Buscaino et al.,2010) e può avere implicazioni sul budget energetico (Buscaino et al.,2010; Shannon et al., 2016) modificando le capacità di vigilanza degli organismi.

Molti degli organismi marini, inclusi pesci e invertebrati, hanno sistemi sensoriali per percepire persino il moto delle particelle (Fay, 1984; Popper & Fay, 2011; Popper et al., 2018) e sono dotati di organi sensibili alla variazione della pressione (Wysocki et al., 2009). La fisica della propagazione del suono gioca un ruolo importante anche nella valutazione dell'impatto sismico (Carroll et al., 2017). Le vibrazioni prodotte da diverse attività antropiche, e probabilmente dal *mining*, si propagano sui fondali e hanno effetti su diverse specie di invertebrati, soprattutto sugli organismi bentonici (Roberts et al., 2016a, 2016b; Roberts & Elliot, 2017). In questo contesto, diventa indispensabile lo studio degli invertebrati marini essendo che svolgono ruoli importanti nella biologia degli ambienti profondi. Alcuni servizi ecologici eseguiti da questi organismi (come la filtrazione dell'acqua) potrebbero essere influenzati negativamente. Attività come quelle del DSM potrebbero causare notevoli vibrazioni dei fondali e, quindi, impatti non indifferenti sugli invertebrati.

Tra le attività antropiche l'*airgun*, produce suoni che ci permettono di comprendere la struttura profonda del fondo marino costruendo immagini dello stesso. Le frequenze emesse da questo tipo di analisi rientrano nell'intervallo di frequenza dei suoni rilevati da molte specie marine (McCauley et al., 2000; Popper et al., 2003b; Gausland, 2003; Popper & Fay, 2011; Ladich & Fay, 2013a). Una maggiore conoscenza delle risposte della specie ai livelli di esposizione del suono a bassa frequenza (Parsons et al., 2009; Prideaux & Prideaux, 2016) potrebbe essere indispensabile. Diverse review parlano del rumore negli ambienti acquatici prodotto dalle attività antropiche (Gordon et al., 2003; Popper & Hastings, 2009 a,b; Slabbekoorn et al., 2010; Kight et al., 2011; Radford et al., 2014; Morley et al., 2014; Peng et al., 2015; Kunc et al., 2016; Edmonds et al., 2016; Erbe et al., 2016; Shannon et al., 2016; Carroll et al., 2017; Weilgart et al., 2017; Kuşku et al., 2018). I cetacei sono considerati gli “ingegneri” dell'ecosistema marino (Bossart, 2011; Roman et al., 2014) e sono molto sensibili all'inquinamento acustico nei loro habitat (Williams et al., 2013; Gordon et al., 2018). Mentre la maggior parte degli studi fino ad oggi riguarda i cetacei (Hatch et al., 2008; Brandt et al., 2011; Erbe et al., 2012b; Melcón et al., 2012; Tsujii et al., 2018) pochi trattano specie commercialmente importanti per l'uomo quali i pesci e gli invertebrati (Engås & Løkkeborg, 1996; Gordon et al., 2003; Sarà et al., 2007; Celi et al., 2015; Filiciotto et al., 2016; Vazzana et al., 2016).

A seguito di uno stress, quale potrebbe essere quello acustico, gli organismi reagiscono cercando di ristabilire l'omeostasi attraverso tre meccanismi principali. La risposta primaria (sistema nervoso simpatico, asse ipotalamo-ipofisi-interrenale, catecolamine e rilascio di glucocorticoidi) (Barton, 2002; Schulte, 2014). La risposta secondaria, riguardante il metabolismo fisiologico (caratteristiche ematologiche e immunitarie e cambiamenti nei tassi di respirazione) (Pickering, 1981; Rotllant and Tort, 1997; Iwama, 1998; Simontacchi et al., 2008). La risposta terziaria (che entra in gioco se la prima non è riuscita a stabilire l'omeostasi), correlata a crescita, comportamento, riproduzione, sopravvivenza (Wedemeyer et al., 1990; Pavlidis et al., 2011). Relativamente a quest'ultima, esistono pochissimi dati sugli effetti del rumore sulla riproduzione e sul comportamento negli animali acquatici. Gli effetti comportamentali sono i più probabili, specialmente a bassi livelli sonori (Hawkins et al., 2015), anche se più difficili da studiare e controllare. Hanno, inoltre, legami molto stretti con i cambiamenti fisiologici che però non sono immediatamente ovvie come le risposte fisiche e comportamentali (Carroll et al., 2017). Il cambiamento del movimento o della struttura nella coesione del gruppo porta a cambiamenti nei tassi metabolici, nello stress, nella riproduzione e nella predazione (Hawkins et al., 2015). Per tutti questi motivi, eventuali impatti potenziali del rumore potrebbero avere importanti implicazioni ecologiche ed evolutive per le specie marine.

Negli ultimi decenni il traffico relativo alle attività navali ricreative e non, è aumentato ed è considerevole negli habitat superficiali e costieri. Lo stress prodotto dall'inquinamento acustico interessa le larve di diverse specie di invertebrati (Branscomb & Rittschof, 1984; Jeffs et al., 2003; Vermeij et al., 2010; Nedelec et al., 2014) e non solo. Questo tipo di rumore può influenzare i comportamenti insediativi delle planule coralline (*P. damicornis* e *A. cytherea*) (Lecchini et al., 2018). I suoni a bassa frequenza (30 Hz) riducono la metamorfosi in *B. amphitrite* (Branscomb & Rittschof, 1984). A conferma del fatto che l'impatto acustico gioca un ruolo importante nel comportamento insediativo di molti organismi costieri, Wilkens et al., (2012) hanno dimostrato un insediamento significativamente più veloce delle larve di *P. canaliculus* quando esposte al rumore prodotto da un traghetto. Probabilmente la diminuzione del tempo di insediamento è correlata con l'intensità del rumore generato dalla nave. Diversamente, Holles et al., (2013) riportano una riduzione delle fasi di insediamento delle larve di *A. doryssa*. Queste perderebbero più tempo per nuotare prima di stabilirsi in un punto definito aumentando così il rischio di predazione e i costi energetici con significative conseguenze sulla dinamica della popolazione. Fakan et al., (2019) hanno osservato la presenza di risposte fisiologiche nei pesci durante l'embriogenesi in presenza di questo tipo di rumore antropico con effetti negativi sulla frequenza cardiaca. Gli effetti sullo sviluppo morfologico inoltre differivano tra le specie. Jain-Schlaepfer et al., (2018) hanno studiato la frequenza cardiaca degli embrioni di *A. curacao* per conoscere gli effetti del rumore generati da

imbarcazioni a motore *in situ*. La frequenza cardiaca degli embrioni aumentava in presenza di questo rumore antropogenico. I motori a 2 tempi hanno un effetto più evidente sul battito cardiaco dell'embrione rispetto a quelli a 4 tempi.

Le meduse svolgono un ruolo importante negli oceani come fonte di cibo per diversi taxa e come predatori di larve di pesce e organismi planctonici. In *C. tuberculata* e *R. pulmo* con esposizioni a suoni a bassa frequenza attraverso la microscopia elettronica a scansione (SEM) sono state rilevate lesioni alle statocisti coerenti con la manifestazione di un massiccio trauma acustico (Solé et al., 2016). I danni rilevati in *C. tuberculata* e *R. pulmo* confermano che i rumori antropici hanno provocato effetti negativi sugli cnidari (Solé et al., 2016). Filiciotto et al., (2016) hanno osservato i cambiamenti nella locomozione e la strategia di rifugio di *P. serratus*. Sono state osservate variazioni delle concentrazioni delle proteine totali nell'emolinfa e nel cervello, dell'integrità del DNA e dei livelli di espressione della proteina Hsp27 e 70 nei tessuti cerebrali (Filiciotto et al., 2016). In *P. elephas*, Filiciotto et al., (2014) hanno mostrato cambiamenti comportamentali a livello locomotorio e cambiamenti nei parametri emolinfatici con incrementi dei livelli di glucosio, delle proteine totali, dell'espressione di Hsp70 e conteggio totale degli emociti (THC), in seguito all'esposizione al rumore. Celi et al., (2015) confermano questi cambiamenti biochimici e immunologici in *P. elephas* in seguito ad inquinamento acustico. Gli animali sono stati esposti ad una miscela di rumori prodotti da diverse tipologie di imbarcazioni a motore. Le valutazioni effettuate riguardavano il THC, la concentrazione proteica, l'attività della fenolossidasi (PO) e l'espressione della proteina Hsp27. I risultati hanno dimostrato che lo stress acustico influenza i parametri cellulari e biochimici di questa specie. I suoni antropogenici possono distrarre le prede e renderle più vulnerabili alla predazione come dimostrato in *C. chypeatus* (Chan et al., 2010). Un'esposizione cronica al rumore delle navi mercantili riduce le funzioni vitali nelle ostriche, il volume di acqua che scorre attraverso le loro branchie, l'apertura delle valve e quindi l'assorbimento dei metalli, l'assorbimento del cibo e la crescita (Charifi et al., 2018). Lo stimolo acustico è stato studiato anche negli individui di *M. galloprovincialis* (Vazzana et al., 2016). Gli intervalli di frequenza erano diversi: basso (0,1-5 kHz), medio basso (5-10 kHz), medio (10-20 kHz) medio alto (20-40 kHz) e alto (40-60 kHz). Nonostante il comportamento in questo caso non cambiasse, alle basse frequenze sono stati osservati elevati livelli di glucosio, di proteine totali, del THC, dell'espressione di Hsp70 e nell'attività acetilcolinesterasica (AChE) nel plasma e nei tessuti. Anche per gli invertebrati, la distanza influenza gli effetti. I decapodi hanno mostrato un comportamento di allarme solo quando erano a 10 cm di distanza dalla sorgente sonora (Goodall et al., 1990). Peng et al., (2016) analizzano gli effetti di diversi tipi di frequenze e intensità dei suoni antropici sul comportamento di *S. constricta*. Le variazioni nell'intensità del suono modificavano il comportamento relativo alla profondità di scavo con reazioni successive soprattutto a livello genetico. Oltre ciò l'esposizione al suono ha alterato i rapporti O: N e l'espressione di dieci geni relativi al metabolismo della glicolisi, biosintesi degli acidi grassi, metabolismo del triptofano e ciclo TCA (acidi tricarbossilici). Persino l'attività di Ca^{2+}/Mg^{2+} -ATPasi nei tessuti del piede, correlata alla muscolatura, alla contrazione e al comportamento di scavo, è stata modificata negativamente. I bivalvi quindi percepiscono il suono soprattutto come cambiamento dei movimenti delle particelle nell'acqua. In *C. maenas* si riduce la capacità di trovare cibo, di trovare riparo dai predatori e si incrementa la velocità di corretto riposizionamento nello spazio (Wale et al., 2013). A livello comportamentale, Lagardère, (1982) ha osservato in *C. crangon* una riduzione dei tassi di crescita, riproduzione e consumo di cibo, con un aumento dei tassi di mortalità, malattia e cannibalismo. I tassi metabolici aumentano (Régnault & Lagardère, 1983) insieme al consumo di ossigeno e l'escrezione di ammoniaca. Gli invertebrati possono abituarsi a questo tipo di stress e questo è confermato dalla riduzione delle risposte di allarme nei calamari e nelle seppie (Samson et al., 2014; Mooney et al., 2016), così come nei granchi (Roberts et al., 2016a). Il rumore causa un'aumento dei livelli di glucosio, delle proteine totali, delle proteine da shock termico e del conteggio totale degli emociti nell'aragosta (Filiciotto et al., 2014). Il rumore generato da una nave crea anche interruzioni nella struttura del DNA (Wale et al., 2016) con un aumento del consumo di

ossigeno e una riduzione dei tassi di clearance. L'esposizione a campi sonori tipici delle attività di navigazione e di costruzione in mare possono alterare il benessere dei sedimenti a causa di cambiamenti indotti negli invertebrati (es. *R. philippinarum*) a livello di trasporto di fluidi e particelle essenziali per il ciclo dei nutrienti sul fondo del mare (Solan et al., 2016). Alcune scelte vitali, come la scelta del guscio in *P. bernhardus* (Walsh et al., 2017) possono essere influenzate. Questo tipo di rumore antropico può avere effetti anche sui cefalopodi, in particolare nelle seppie e nei polpi sono stati osservati effetti sulla funzionalità e fisiologia delle statocisti, organi responsabili del loro equilibrio e movimento. Solé et al., (2013a) hanno analizzato gli impatti acustici su *I. coindetii* e *L. vulgaris* attraverso la microscopia elettronica a scansione (SEM) e hanno rilevato lesioni nella struttura interna delle statocisti. Diversi cambiamenti comportamentali sono stati osservati anche nel polpo, nella seppia e nel calamaro riguardanti l'espulsione dell'inchiostro come risposta di allarme, l'assenza di mobilità, foraggiamento e accoppiamento (Solé et al., 2013b). André et al., (2011) dimostrano la presenza di massicci traumi acustici, quali danni alle cellule ciliate sensoriali delle statocisti in quattro specie di cefalopodi (*L. vulgaris*, *S. officinalis*, *O. vulgaris*, *I. coindetii*) sottoposti a emissioni acustiche a bassa frequenza caratteristiche di diversi tipi di attività antropiche marino marittime.

Il rumore prodotto da un motoscafo ha effetti sul comportamento del giovanile *P. amboinensis*. Le osservazioni comportamentali effettuate prima, 1, 10 e 20 minuti dopo l'inizio del rumore della imbarcazione hanno dimostrato una diminuzione immediata dell'audacia e della distanza relativa di spostamento del pesce in risposta al rumore e un tempo di recupero di 20 minuti (Holmes et al., 2017). Gli effetti del rumore dei motoscafi sono stati testati anche da McCormick et al., (2018) sul comportamento, sull'uso dello spazio e sulla risposta di fuga di *P. wardi*. I risultati del loro lavoro hanno dimostrato che questo tipo di rumore influisce sul modo in cui il pesce giovanile valuta il rischio. Ovviamente questo potrà avere conseguenze sulla loro forma fisica e sulla loro sopravvivenza essendo che cambiamenti immediati nel comportamento possono alterare persino i tassi di mortalità a breve termine. I suoni a bassa frequenza possono influenzare la frequenza respiratoria di *O. ocellatus* (Kaifu et al., 2007). Hastings et al., (1996) hanno analizzato gli effetti di emissione acustica sulle cellule ciliate e sulla linea laterale della stessa specie. I risultati del loro lavoro mostravano la possibilità che le lesioni potessero svilupparsi lentamente dopo l'esposizione acustica. A livello fisico e anatomico, in alcune specie gli effetti possono essere ritardati e non immediati soprattutto a livello delle cellule ciliate (Hastings et al., 1996). Diversi lavori fanno riferimento al rumore antropico prodotto dai motori delle barche che possono influenzare il comportamento dei pesci (La Manna et al., 2016). Gli effetti del rumore possono dipendere sia dalla specie che dall'intensità del suono emesso. Il rumore prodotto dai motoscafi può avere effetti sulle risposte preda-pradatore (Voellmy et al., 2014b). Il rumore prodotto da imbarcazione a motore riduce gravemente lo spazio acustico di *H. dydactylus* (Alves et al., 2017). Tidau & Briffa, (2019) hanno dimostrato che l'esposizione al rumore antropogenico nei granchi eremiti può alterare non solo comportamento individuale ma anche quello sociale. Shi et al., (2019) hanno osservato effetti negativi del rumore su *T. granosa* sull'attività di alimentazione, sul metabolismo e sulla sintesi dell'ATP. Il rumore dei motoscafi crea danni sulle capacità uditive dei pesci (Scholik & Yan, 2002) e influenza anche il mutualismo interspecifico di pulizia per i pesci della barriera corallina (Nedelec et al., 2017b). Gli addetti alle pulizie in presenza di rumore ispezionano gli ospiti più a lungo e in modo meno collaborativo. Ciò conferma che i deficit cognitivi, dovuti alla distrazione, probabilmente riducono la qualità del servizio e l'uso dell'energia dei pulitori (Nedelec et al., 2017b) come osservato in *L. dimidiatus* (Nedelec et al., 2017b). I rumori creano danni cognitivi e fenomeni di distrazione influenzando notevolmente questo tipo di comportamento essenziale per molti dei processi della barriera corallina. A differenza di altri tipi di inquinanti, il rumore acustico è generalmente di breve durata. Subito dopo che la sorgente viene spenta il rumore viene dissipato. Effetti a breve e lungo termine dell'aumento del suono ambientale sullo stress e sull'udito di *C. auratus* esposto a condizioni di rumore sono stati valutati nel plasma (livelli cortisolo e di glucosio) e sulle capacità uditive attraverso l'analisi delle risposte del tronco cerebrale (Smith et al., 2004).

Non sono state rilevate risposte fisiologiche a lungo termine ma un picco transitorio nel cortisolo plasmatico entro 10 minuti dall'inizio del rumore che ritornano a livelli normali dopo un'ora. Le soglie uditive hanno avuto cambiamenti significativi dopo solo 10 min di esposizione al rumore con perdita dell'udito massima entro 24 ore. Dopo 21 giorni di esposizione, sono stati necessari 14 giorni per recuperare completamente i livelli uditivi (Smith et al., 2004). Sono stati rilevati spostamenti significativi nella soglia uditiva che aumentava linearmente fino a circa 28 dB dopo 24 ore. Ciò potrebbe essere dovuto all'acclimazione o alla percezione del rumore con minore stress (Smith et al., 2004). I livelli di tolleranza possono cambiare nel tempo e, per questo motivo, gli studi a lungo termine sono di notevole importanza (Nedelec et al., 2016). Quando esposti al rumore del motoscafo, individui di *D. trimaculatus* presentavano risposte di occultamento ed elevati tassi di ventilazione solo dopo due giorni, gli stessi effetti non sono stati riscontrati dopo una e due settimane dall'esposizione (Nedelec et al., 2016). Dopo tre settimane non sono stati messi in evidenza cambiamenti nei livelli di cortisolo plasmatico e crescita corporea (Nedelec et al., 2016). Questo dimostra l'importanza del tempo di recupero delle diverse specie e della variabilità degli effetti che possiamo riscontrare, alcuni organismi possono recuperare rapidamente (La Manna et al., 2016). Il recupero in alcuni casi è rapido nel comportamento e nel nuoto, ma non nella velocità di respirazione che aumenta in presenza di rumore (Bruintjes et al., 2016). Bruintjes et al., (2016) analizzano su *A. anguilla* e su *D. labrax* gli effetti durante e immediatamente dopo l'emissione. Ne hanno analizzato la risposta anti-predatoria e il tasso di ventilazione. L'esposizione al rumore aumentava i tassi di ventilazione, riduceva le risposte ai predatori e influenzava le risposte di startle. Tuttavia i loro risultati mostrano dei possibili tassi di recupero in seguito a suoni di breve durata. Le risposte temporali possono cambiare, gli animali possono rispondere a stress di questo tipo più lentamente e meno frequentemente (Simpson et al., 2016). Wysocki et al., (2006) hanno studiato gli effetti del rumore generato da navi in tre specie ittiche con capacità uditive differenti per 30 minuti osservando comunque uguali aumenti significativi dei livelli di cortisolo. Significativa perdita dell'udito è stata registrata negli specialisti dell'udito come *C. auratus* e *P. pictus* (Amoser & Ladich, 2003). I tempi di recupero delle due specie erano diversi (più brevi per il pesce rosso), mettendo in evidenza che sono influenzati in modo diverso dall'esposizione al rumore. La loro comunicazione secondo questi dati potrebbe essere ridotta in habitat particolarmente rumorosi. La perdita dell'udito, anche se temporanea, potrebbe compromettere il livello riproduttivo della specie, le distanze di comunicazione e le relazioni preda/predatore (Amoser & Ladich, 2003). Anche Scholik & Yan, (2001) negli specialisti dell'udito riscontrano effetti significativi con evidenti riduzioni uditive. Tuttavia questo può variare in base alla frequenza analizzata. Frequenza e durata dell'esposizione condizionano il recupero delle specie (Scholik & Yan, 2001). Nichols et al., (2015) hanno analizzato gli effetti dell'aumento del rumore prodotto da barche su *H. rostratus* misurando le risposte allo stress attraverso la valutazione dei livelli di cortisolo. Quando esposti a rumori intermittenti i pesci mostrano risposte di stress acuto a differenza di una eventuale esposizione a rumori continui (come il rumore ambientale). Il branzino europeo e l'orata esposti al traffico di una nave per 10 minuti hanno mostrato incrementi nel movimento, nei livelli di metabolismo e cambiamenti dei contenuti di glucosio e lattato a livello sanguigno (Buscaino et al., 2010). In *C. chromis* sono stati osservati significativi aumenti nel plasma del glucosio, lattato, delle proteine totali, e delle heat shock protein 70 (Hsp70) dopo l'esposizione a livelli di rumore a 200 e 300 Hz (Vazzana et al., 2017). Lin et al., (2019) hanno osservato nelle cellule del tessuto epatico di pesci un cambiamento dell'espressione delle Hsp70. In *S. aurata* sono state riscontrate cambiamenti biochimici significativi nel sangue o nel plasma (cortisolo, ACTH, glucosio, lattato, ematocrito, ecc.) dopo 10 giorni di esposizione a rumore antropico di questo tipo (Celi et al., 2016). Questo ha dimostrato l'attivazione di una risposta primaria e secondaria allo stress acustico. Graham & Cooke, (2008) hanno studiato gli effetti del rumore prodotto da canoe, motore a scoppio e motore a combustione osservando un cambiamento nei livelli di gittata cardiaca degli animali con un tempo di recupero che varia in base alla specie e al tipo di sorgente. I risultati di McCormick et al., (2018) relativi agli effetti di diversi tipi di motori in una specie di pesce della barriera corallina confermano

quanto precedentemente riportato, gli effetti dipendono dal tipo di motore. Il lavoro di McCormick et al., (2019) conferma questi risultati. Nel caso di *M. asiaticus*, esposto a un rumore generato da una nave, sono stati rilevati cambiamenti di soglia uditivi ma temporanei: Temporary Threshold Shift (TTS) (Liu et al., 2013). I cambiamenti temporali nell'udito possono essere molto frequenti (shift temporaneo della soglia, TTS) (Popper et al., 2005; Popper et al., 2014). Oggi non conosciamo i livelli definiti che creano queste modifiche temporanee. Nonostante tutto, i fattori che influenzano sono diversi: numero e frequenza delle ripetizioni, SPL, durata, stato fisiologico degli organismi (Popper & Hastings, 2009). Il rumore del motoscafo influenza la forma e la struttura del gruppo in *T. thynnus* (Sarà et al., 2007). I tonni cambiano le loro direzioni di nuoto (spostandosi in superficie o in profondità), le aggregazioni, i comportamenti aggressivi e le migrazioni in base alla presenza di rumore di un traghetto o di piccole imbarcazioni (Sarà et al., 2007). Il gruppo perde la sua struttura aggregata e diventa scoordinato. Gli aliscafi hanno causato una reazione simile ma per periodi più brevi (Sarà et al., 2007). Ciò crea problemi sui benefici antipredatori, gli individui in gruppi più ampi e più coesi hanno meno rischi degli individui in gruppi più piccoli e meno coesi (Hamilton et al., 1971; Ioannou et al., 2017; Correa et al., 2018). I tassi di predazione in presenza di rumore antropico cambiano (Bruitjes et al., 2016). Il rumore delle imbarcazioni influenza l'orientamento dei pesci (Neo et al., 2016). Il rumore a bassa frequenza (100 Hz e 1000 Hz) può influenzare il tempo del gruppo impiegato per raggiungere il fondo del mare e i loro tassi di alimentazione (Bracciali et al., 2012). Gli effetti sul foraggiamento che causano un basso assorbimento e un metabolismo più elevato possono causare riduzioni dei tassi di crescita (Kuşku et al., 2018). I rumori provocati dalle barche favoriscono i predatori conferendogli un maggiore successo sulla preda (Simpson et al., 2016) influenzando la struttura dell'habitat comunitario. Alcune specie, in presenza di questo tipo di rumore, mostrano una maggiore inattività e un maggior comportamento sociale conseguenza di paura e stress. Tuttavia, a seconda delle specie osservate, gli effetti cambiano. Lo spinarello *G. aculeatus* rispetto a *P. phoxinus* mantiene alti livelli di foraggiamento ma con un numero elevato di errori (Voellmy et al., 2014a). Sempere et al., (2018) analizzano l'impatto del traffico navale nel Mediterraneo occidentale confermando quanto detto sino ad ora: il rumore dei motoscafi influisce negativamente sull'aggregazione dei pesci. Le comunicazioni e le chiamate tra le specie risultano più elevate nei siti non contaminati (Sempere et al., 2018). Anche il rumore generato da piccoli motoscafi ha il potenziale di causare effetti latenti sull'apprendimento molto tempo dopo che l'agente stressante è scomparso (Ferrari et al., 2018). L'esposizione al rumore antropogenico influenzando la comunicazione (Naguib, 2013) può influenzare l'idoneità individuale e l'informazione a livello di reti conspecifiche e quindi la comunità (Francis & Barber, 2013). Il rumore del traffico navale può ridurre il raggio di comunicazione del merluzzo bianco e dell'eglefino (Stanley et al., 2017), specie che vocalizzano durante la deposizione delle uova. In effetti, il merluzzo ha reazioni già a livelli sonori molto bassi (Engås et al., 1998). Il mascheramento della vocalizzazione può ridurre la capacità di attrarre i compagni e il successo riproduttivo (Rowen et al., 2008; Stanley et al., 2017). Nel pesce rospo le distanze di comunicazione sono ridotte di diversi metri (Alves et al., 2017) e il rumore generato dai traghetti le influenza (Vasconcelos et al., 2007). Tuttavia, i pesci sono limitati nel cambiare la frequenza o il volume delle loro chiamate (Amorim, 2006). Specie diverse cambiano il numero di vocalizzazioni e in base al fatto che si trovino in siti con rumore o senza (Krahforst et al., 2017), vocalizzano di più nei momenti di silenzio (senza passaggio di navi). Questo comportamento provoca un maggiore dispendio energetico a livello muscolare. Se le vocalizzazioni dipendono dall'intensità del passaggio di navi, nei siti più trafficati queste specie potrebbero riprodursi in minore quantità (Krahforst et al., 2017). Il *P. pictus* per le fasi del corteggiamento sfrutta segnali visivi e acustici. La presenza di rumore influenza il comportamento del corteggiamento maschile e della deposizione femminile. Le femmine, sfruttano maggiormente il corteggiamento visivo (De Jong, et al., 2018) e a seconda delle condizioni di rumore cambiano la nidificazione o il numero di embrioni (Krahforst, 2017). I pesci possono rispondere a diverse fonti di stress in maniera differente a seconda delle loro caratteristiche, sebbene la reazione allo stimolo sia simile (Akinrotimi et al.,

2009). La sensibilità uditiva della specie dipende dalle loro capacità uditive ed è diversa rispetto alla reattività comportamentale. Le risposte sono o simili tra le specie o specifiche, in dipendenza dalle loro capacità uditive. *D. labrax* ha una sensibilità uditiva maggiore alle basse frequenze (100-1000 Hz) (Lovell, 2003), tipiche di molti rumori antropici (Götz et al., 2009). Attraverso l'uso di audiogrammi è stato possibile osservare che *S. melanostictus* presenta livelli di sensibilità a frequenze più elevate rispetto ad altri pesci (Akamatsu et al., 2003). La loro vescica natatoria svolge un ruolo importante nella percezione dei suoni. Brehmer et al., (2019) osservano delle variazioni a livello comportamentale nei pesci differenti in base al livello di rumorosità della nave. Nello studio degli effetti del suono, è anche importante includere il movimento e la pressione delle particelle. Kojima et al., (2010), hanno studiato questi due fattori nell'orata rossa *P. major*. Il pesce probabilmente rileva il movimento delle particelle in un intervallo di frequenza di 50-200 Hz. Le risposte di startle si verificano anche dopo l'esposizione a suoni a bassa frequenza e ogni specie reagisce in modo diverso a diversi tipi di suono (Kastelein et al., 2008). Diversi fattori possono influenzare le reazioni: la temperatura, la fisiologia degli animali, l'età, le dimensioni individuali e di gruppo (Kastelein et al., 2008). Studi sul campo confermano che il rumore influenza la quantità del tempo trascorso dai pesci all'interno dei loro rifugi e che la cura per i nidi diminuisce (Picciulin et al., 2010). La riproduzione del rumore generato da un motore fuori bordo da 40 hp può provocare effetti negativi sul comportamento di *G. cruentatus* e *C. chromis*, in particolare il tempo trascorso nei loro nidi o nei rifugi (Picciulin et al., 2010). Anche Codarin et al., (2009) dimostrano che il rumore prodotto da una nave influenza la sensibilità uditiva in *C. chromis*, *S. umbra* e *G. cruentatus* e, quindi la comunicazione di questi organismi. Gli effetti si riscontrano anche in un incremento degli atti difensivi, in una riduzione dell'alimentazione e in una variazione nel comportamento dei genitori. Si riduce anche la sopravvivenza della prole e quindi la fitness in *A. polyacanthus* (Nedelec et al., 2017a). È anche possibile che l'animale possa abituarsi, compensando o allontanandosi dal rumore (Bejder et al., 2009; Morley et al., 2014; Radford et al., 2016). L'inquinamento acustico può influenzare la capacità degli organismi di mantenere il loro territorio come osservato in *G. cruentatus* (Sebastianutto et al., 2011).

Importanti effetti si osservano anche nelle specie di acqua dolce. I comportamenti, la respirazione e il metabolismo in presenza del rumore delle navi cambiano nell'anguilla giovanile (Simpson et al., 2015). *P. clarkii* presenta una riduzione dei livelli del comportamento agonistico e variazioni significative di parametri ematologici a certe frequenze di emissione (Celi et al., 2013). Ulteriori effetti sono stati rilevati in *H. nobilis* (Vetter et al., 2017), *D. rerio* (Sabet et al., 2016) e anche in *A. japonica* (Xinhai et al., 2016). Effetti comportamentali sono stati osservati in *O. mykiss* (Davidson et al., 2009) e *C. venusta* (Holt & Johnston, 2015). Sabet et al., (2015) hanno studiato gli effetti dei suoni sulle interazioni di preda-predatore di *D. rerio* e *D. magna*, testando diverse condizioni sonore che variavano in base al modello temporale: continuo, intermittente veloce, lento, intermittente regolare e irregolare. I loro risultati hanno dimostrato che i livelli sonori elevati, e in particolare le condizioni intermittenti, possono influenzare le interazioni preda-predatore. *D. rerio* è stato confrontato con *H. piceatus*, sensibile a soglie inferiori più basse e gamme spettrali più ampie (Sabet et al., 2016). Sono specie sensibili a soglie sonore diverse. Hanno mostrato riduzioni nel nuoto nel primo minuto di esposizione e in particolare modo il pesce zebra, a differenza dei ciclidi, ha mostrato una reazione di startle. Le due specie non hanno mostrato differenze nei movimenti in orizzontale ma in verticale cambiando la profondità di nuoto. I ciclidi si sono spostati verso il basso, mentre i pesci zebra hanno mantenuto la loro altezza di nuoto. Le risposte in queste due specie differivano a seconda delle loro capacità uditive (Sabet et al., 2016). Magnhagen et al., (2017) hanno studiato questo tipo di impatto su *R. rutilus* e *P. fluviatilis*. Questo studio ha un valore importante perché considera anche la pressione sonora e l'accelerazione delle particelle. L'esposizione al rumore influenza il foraggiamento in maniera specie specifica. L'habitat e la presenza di altre specie ne condizionano gli effetti finali (Magnhagen et al., 2017). I rumori prodotti dalle barche, poiché hanno effetti sul mascheramento e sulla comunicazione (Codarin et al., 2009), possono cambiare le distanze di rilevamento in maniera specie-specifica persino nei ciclidi (Ladich et al., 2013b). Nei ciclidi le

reazioni dipendono persino dal sesso dell'organismo, dal ruolo del pesce nel gruppo e dalla presenza/assenza di uova (Bruinjes & Radford, 2013). Gli animali rispondono scavando meno, reagendo meno alla preda, con più aggressività e sottomissione e conseguente aumento dei tassi metabolici, gli effetti dipendono dal contesto (Bruinjes & Radford, 2013). Se il rumore ambientale aumenta, i maschi Goby riducono i richiami di corteggiamento e le femmine depongono un numero inferiore di uova con importanti effetti sul patrimonio genetico della popolazione. Le scelte delle femmine cambiano in base alle condizioni dell'inquinamento acustico. Mickle et al., (2019) hanno analizzato gli effetti del rumore delle barche su *A. melas* dimostrando la presenza di effetti subletali sul comportamento di questi pesci.

Altri studi fanno riferimento ai rumori emessi dalle apparecchiature di acquacultura. Elevati livelli dello stato di ossidazione, dell'attività del lisozima, dell'attività antiproteasica e dei globuli bianchi insieme a un rapporto albumina/globulina più basso sono stati osservati nei giovanili di *S. aurata* esposti alle condizioni dell'acquacoltura offshore (Filiciotto et al., 2017). Il rumore lungo la costa offshore influenza persino le prestazioni di crescita dei giovani di *S. aurata* (Filiciotto et al., 2013). Queste possono influenzare le capacità uditive di pesci come *P. aurata* (Caiger et al., 2012). Anderson et al., (2011) hanno esaminato le risposte dello stress all'esposizione cronica al rumore in 32 animali di *H. erectus* per un mese. Sono state valutate le variazioni comportamentali, le variazioni di peso (ΔWt), modifica del fattore di condizione di Fulton (ΔK), l'indice epatosomatico, l'indice gonadosomatico, il conteggio differenziale e non dei leucociti, il volume cellulare, il rapporto eterofilo/linfocita (H: L), la concentrazione glicemica, la concentrazione plasmatica di cortisolo, la presenza/assenza di parassiti e il numero di organi infetti, la presenza/assenza di infezione batterica. I cavallucci marini, esposti a forti rumori ambientali, presentano uno stress primario, secondario e terziario quindi risposte a livelli comportamentali e fisiologici.

Le frequenze acustiche principali prodotte dalle navi cadono nella banda tra i 20 e 200 Hz (Tyack, 2008). Frequenze così basse si propagano in mare in modo efficiente. Proprio questa banda di frequenza è utilizzata dalle balene per la comunicazione. È stata dimostrata la tendenza dei mammiferi marini ad evitare alcuni rumori antropici (anche a intervalli di chilometri) e questo fa crescere la preoccupazione per lo spostamento dei loro habitat. Il rallentamento delle navi potrebbe ridurre il danno nella comunicazione, specialmente in condizioni rumorose (Pine et al., 2018), tuttavia ci sono troppe differenze nella sensibilità uditiva e nelle caratteristiche anatomiche delle specie per averne certezza. I rumori generati dalle navi riducono lo spazio di comunicazione e possono avere effetti cronici su *B. edeni* e *P. adspersa* (Putland et al., 2017). Il rischio più significativo per i mammiferi marini potrebbe derivare da effetti di esposizione cronica (Tyack, 2008). Mantenere i livelli di rumore intorno ai 120 dB re 1 μ Pa potrebbe essere un buon standard di riferimento per non mettere a rischio l'integrità fisiologica delle balene (Weir et al., 2007; IUCN, 2006) e livelli oltre 160 dB re 1 μ Pa sembrerebbero comportare effetti negativi sui mammiferi anche livello comportamentale (Department of Fisheries and Oceans. Statement of Canadian Practice: Mitigation of Seismic Noise in the Marine Environment, 2005; Weir et al., 2007). Cambiamenti nei parametri fisiologici come l'aldosterone, la norepinefrina, l'adrenalina, la dopamina sono stati rilevati anche in *D. leucas* e *T. truncatus* se esposti a livelli superiori a 100 kPa (Romano et al., 2004).

Alcuni autori hanno studiato gli effetti del pile driving a livello larvale in alcune specie di granchi per le quali il rumore può ritardare la metamorfosi (Pine et al., 2012). È noto che molte attività antropogeniche offshore producono alti livelli di rumore (<1000 Hz), livelli che costituiscono una minaccia per i crostacei viste le loro fasce di sensibilità acustica. Kostyuchenko, (1973) ha analizzato la sopravvivenza e le lesioni nelle uova di alcune specie ittiche. Più erano vicini alla fonte di rumore più alta era la mortalità. Nessun cambiamento invece è stato trovato nella sopravvivenza delle uova di *G. morhua* (Dalen & Knutsen, 1987), e nella mortalità nelle larve di *S. solea* (Bolle et al., 2012).

Zhou et al., (2018) hanno simulato le principali bande di frequenza relative ad attività antropiche di questo tipo studiandone eventuali effetti sul comportamento e sulla risposta fisiologica (Hsp70), su

individui giovanili di *S. paramamosain*. I risultati del loro lavoro hanno dimostrato aumenti significativi delle attività locomotorie e dell'espressione genica di Hsp70. Gli effetti sono evidenti nel funzionamento delle antenne dei granchi eremiti (Roberts et al., 2016a). Questo tipo di frequenze può avere effetti anche sulla filtrazione degli invertebrati che risulta più elevata nelle cozze blu in presenza di rumore di pile driving (Spiga et al., 2016). Le cozze di *M. edulis* rispondono allo stimolo acustico e alle vibrazioni con una chiusura immediata delle valve (Roberts et al., 2015). Probabilmente lo stress maggiore spinge questi organismi a filtrare di più per un aumento del loro tasso metabolico.

Spiga et al., (2017) analizzano gli effetti di due tipi di *noise pollution* (“piling” e “drilling noise”) sul comportamento dei giovanili di *D. labrax* in cattività. L'esposizione a livelli elevati di rumore influenza il comportamento anti-predatorio e la fisiologia di queste specie in maniera più intensa per il piling (Spiga et al., 2017). In presenza di pile driving, è anche possibile osservare eventi di mortalità in individui giovanili di *D. labrax* (Debusschere et al., 2014). Debusschere et al., (2016) hanno studiato la risposta nei giovanili di *D. labrax*. I livelli di consumo di ossigeno e di lattato erano ridotti. Bruintjes et al., (2017) analizzano gli impatti di questo tipo di emissione acustica sul consumo dell'ossigeno di *S. cantharus* e *P. platessa* dimostrando che questo tipo di attività ha effetti sulla biodiversità in maniera specie-specifica. Dopo soli 30 minuti solo le orate aumentavano i tassi di consumo di ossigeno. Emissioni di questo tipo influenzano le variazioni nelle traiettorie di *D. labrax* con cambiamenti nella struttura e nella dinamica del gruppo dei pesci (Herbert-Read et al., 2017). Questi erano meno coesi, meno ordinati e meno correlati in velocità e cambi direzionali. I gruppi di animali usano le regole di interazione per coordinare i loro movimenti e conseguentemente per ottenere i benefici della vita di gruppo (riduzione del rischio di predazione e scambio di informazioni sociali). Il rumore potrebbe cambiare le modalità di interazione degli individui (Herbert-Read et al., 2017). Nel contesto degli effetti fisiologici, in alcuni casi l'effetto è stato riscontrato a livello endocrinologico. Il rumore sismico riprodotto in laboratorio può creare variazioni nei livelli di adrenalina e cortisolo in *S. salar* (Sverdrup et al., 1994). In *D. labrax*, la risposta in seguito a stress acustici di questo tipo (rumore impulsivo) ha comportato un aumento dei livelli di ventilazione (Radford et al., 2016). I suoni a bassa frequenza ed alta intensità, quali quelli generati dal pile driving, possono causare barotrauma o danni fisici rilevabili a livello istologico o morfologico. Danni evidenti sono stati rilevati anche nella vescica natatoria, nel fegato, nel rene e nelle gonadi di diversi organismi acquatici (Casper et al., 2012; Halvorsen et al., 2012). La natura del rumore influenza le risposte comportamentali (Neo et al., 2014), in particolare i suoni impulsivi (Neo et al., 2015). Nello studio degli effetti del rumore acustico nell'ambiente marino è anche rilevante valutare la differenza di impatto tra giorno e notte. Neo et al., (2018) per la prima volta hanno studiato gli effetti acustici su *D. labrax* nel periodo giorno/notte a esposizioni ripetute e impulsive. L'esposizione allo stimolo acustico ha modificato la velocità di nuoto, la coesione e la profondità di nuoto all'interno della colonna d'acqua. In presenza di questo tipo di stress, la coesione, la velocità del nuoto e la profondità del nuoto sono aumentate. Le emissioni acustiche potrebbero essere più forti di notte (Neo et al., 2018). De Jong et al., (2017) hanno testato l'effetto del rumore continuo sul comportamento del corteggiamento in *G. flavescens* e *P. pictus*, dimostrando che il successo riproduttivo può essere sensibile all'inquinamento acustico. In particolare, il maschio di *P. pictus* mostrava minori capacità nel corteggiamento visivo, mentre la femmina minori probabilità di deporre le uova. A conferma di ciò, la produzione sonora sincronizza il rilascio dei gameti in *M. aeglefinus* (Hawkins & Amorim, 2000; Casaretto et al., 2014) e in *G. morhua* (Rowe and Hutchings, 2006). Anche in *H. didactylus*, il successo dell'accoppiamento dipende dalle prestazioni di corteggiamento acustico da parte dei maschi (Amorim et al., 2016). Juanes et al., (2017) hanno condotto una meta-analisi per capire come i rumori antropici o biologici possano influenzare il comportamento e la fisiologia dei pesci e la maggior parte delle specie ittiche manifesta effetti negativi. Il rumore di pile driving influenza i movimenti, la velocità e gli stati di aggregazione della sogliola e del merluzzo (Mueller-Blenkle et al., 2010). I livelli di pressione sonora e movimento delle particelle hanno effetti sulle risposte comportamentali dei pesci (Mueller-

Blenkle et al., 2010; Popper et al., 2018). Esiste una differenza nel recupero tra emissioni intermittenti e continue nella spigola. Il secondo ha effetti più evidenti (Neo et al., 2014). Wei et al., (2018) espongono *C. chanos*, a rumore per 24 ore, 3 giorni e 1 settimana. I pesci esposti a condizioni rumorose avevano livelli di cortisolo più elevati nel plasma nelle prime 24 h. Questi sono tornati ai livelli normali rapidamente. Inoltre, i pesci esposti a stress acustico avevano alti livelli di regolazione steroidogenica acuta e elevati livelli di mRNA hsd11 β 2 (11- β -hydroxysteroid dehydrogenase 2). Il rumore debole ma continuo è un potenziale fattore di stress. Tuttavia, gli impatti possono essere diversi a seconda dei livelli sonori e del tempo di esposizione ed è sempre bene considerare che le variazioni intraspecifiche e interspecifiche influenzano le risposte degli organismi (Solan et al., 2016). Il rumore continuo può regolare i geni correlati alla sintesi del cortisolo. Questo rende i pesci più sensibili agli stress influenzando la distribuzione delle risorse energetiche durante le esposizioni a lungo termine. Questo tipo di stress influenza sia le risposte secondarie che primarie. Gli effetti dello stress acustico si verificano anche a livello cellulare/strutturale, e nelle variazioni del TTS. Questo succede quando le cellule ciliate dell'orecchio interno sono affaticate. Con il livello sonoro più alto e con la durata più lunga dell'esposizione, si verificano con maggiore probabilità i TTS (Weilgart, 2007). Lo spostamento della soglia permanente, Permanent Threshold Shift (PTS) è diverso e si verifica quando l'udito non ritorna alla normalità. In base alla distanza dalla sorgente gli impatti possono cambiare, infatti tra 100m e 2400m sono stati rilevati solo cambiamenti comportamentali per i mammiferi entro 1 km (Lossent et al., 2018).

Anche nei pesci di acqua dolce sono stati rilevati danni evidenti nella vescica natatoria, nel fegato, nel rene e nelle gonadi (Casper et al., 2013a, b; Halvorsen et al., 2013). La struttura della vescica natatoria influenza il tipo di danno; i pesci fisoclisti presentano maggiori danni. Inoltre, i pesci più grandi sono più sensibili rispetto a quelli più piccoli, forse a causa delle dimensioni della vescica natatoria e del suo effetto come "cassa di risonanza" (Casper et al., 2013a). I suoni impulsivi possono causare barotrauma in *O. tshawytscha* con diversi tipi di lesioni, da piccoli ematomi a intensi sanguinamenti a seconda dei livelli di esposizione. È stato utilizzato un indice di risposta (Response-Weighted Index, RWI) per valutare l'impatto fisiologico delle diverse lesioni. Livelli acustici di esposizione più elevati hanno portato a livelli più alti di RWI. Il danno tissutale e il danno fisiologico corrispondono a livelli di RWI superiori a 2. Halvorsen et al., (2012b) hanno analizzato i danni a livello della vescica natatoria in diverse specie: *A. fulvescens*, *O. niloticus* e *T. maculatus*. Queste specie differivano in base alla presenza o assenza della vescica natatoria e della sua struttura. Il danno dopo lo stress era evidente. Questo in particolare in specie come *A. fulvescens* e *O. niloticus* (Halvorsen et al., 2012b). L'entità delle lesioni e degli effetti sugli organismi dipendono dal tipo di vescica natatoria e dai livelli sonori ricevuti.

Kastelein et al., (2013) cercano di comprendere gli effetti del pile driving sul comportamento delle focene esponendole ad emissioni acustiche tipiche di queste attività evidenziandone un aumento della frequenza respiratoria. Con livelli più alti di emissione l'animale saltava fuori dall'acqua. Questo ha dimostrato che i rumori emessi da questo tipo di attività antropica hanno effetti sul comportamento di questi organismi che tendono a rispondere spostandosi rispetto alla sorgente. I suoni di diversi modelli temporali (intermittenti e continui) hanno effetto sul comportamento di *P. phocena* con diversi schemi di risposta che dipendono dai livelli acustici emessi (Kok et al., 2017). Per determinare e stabilire eventuali distanze alle quali monitorare il suono emesso potrebbe essere utile il lavoro di Bailey et al., (2010). In questo lavoro è stato analizzato l'impatto del rumore, su delfini tursiopi, causato dal pile driving di turbine eoliche presenti a più di 40 m di profondità. Il rumore è stato misurato a distanze da 0,1 a 80 km. Per questi organismi sarebbero state individuate lesioni uditive a 100m dal disturbo mentre variazioni comportamentali fino a 50 km di distanza. Attraverso esperimenti controllati sono stati anche osservati cambiamenti del foraggiamento nelle balene a distanze di 1,4 e 12,6 km (Jochens et al., 2008) ed aumenti nei comportamenti di evitamento (Weir et al., 2008a, b). Le balene grigie *E. robustus* in dipendenza dai livelli di emissione hanno reazioni comportamentali al rumore a banda larga continuo e al rumore

intermittente (Moore et al., 2002). Il rumore può interferire con la comunicazione e la navigazione, e quindi con la loro migrazione (Evans et al., 1998; Parsons et al., 2007). Un resoconto circa i rumori percepiti dai cetacei è stato trattato e rivisto da Wilson et al., (2010).

Altra tipologia di attività antropica studiata è l'airgun. Diversi lavori dimostrano che queste emissioni acustiche possono avere impatti su embrioni e larve di capesante (Aguilar de Soto et al., 2013). Gli studi sul campo hanno mostrato ritardi nello sviluppo e aumenti della mortalità larvale nei bivalvi e decapodi (Pearson et al., 1994). Pearson et al., (1994) ne studiano gli impatti in *C. magister* osservandone la sopravvivenza e lo sviluppo. Gli esperimenti sul campo non hanno rivelato effetti statisticamente significativi ($> 0,05$) ad una distanza di 1 m dall'emissione. Anche Payne et al., (2009) non riscontrano effetti significativi sulla sopravvivenza degli embrioni di pesce mentre altri due studi indicano che l'esposizione a questo tipo di attività antropica entro 1 metro incrementava la mortalità nelle larve di pesci (Kostyuchenko, 1973; Booman et al., 1996). Alla luce di vari dati, anche riguardo alle larve della barriera corallina, è ragionevole pensare che l'inquinamento acustico possa causare confusione e interruzione del comportamento di orientamento (Simpson et al., 2010). Banner & Hyatt, (1973) hanno osservato un aumento della mortalità nelle uova e McCauley et al., (2017) hanno dimostrato che l'airgun colpisce e uccide persino lo zooplancton che costituisce la base della catena alimentare.

Gli invertebrati immobili sul fondo oceanico, quali i molluschi, sembrano essere più a rischio (Webster et al., 2018) ma anche nei cefalopodi (Mooney et al., 2010) e nei decapodi (Lovell et al., 2005) sono stati riscontrati effetti negativi dell'airgun. Cambiamenti comportamentali sono stati osservati nei calamari fino a distanze di 2-5 km dall'emissione (McCauley et al., 2000). Le seppie rispondono a questo tipo di stress acustico rilasciando inchiostro (Samson et al., 2014) così come i calamari (Fewtrell & McCauley, 2012). Day et al., (2016) hanno testato l'effetto degli airgun su aragoste e capesante. Le aragoste non hanno presentato eventi di mortalità ma variazioni nell'estensione della coda. I dati sono di particolare importanza essendo che questa caratteristica influenza la possibilità di fuga dai predatori (Day et al., 2016). Questi cambiamenti dipendevano anche dall'eventuale danno alle cellule ciliate e gli organismi erano persino più suscettibili alle malattie e alle infezioni. A differenza delle aragoste, le capesante hanno mostrato eventi di mortalità dovuti ad eventi di immunosoppressione (Day et al., 2016). Variazioni nei comportamenti degli invertebrati di questo tipo possono influenzare il rapporto preda-predatore (Day et al., 2016).

L'esposizione ad airgun può ridurre la conta degli emociti nelle capesante e alterare la biochimica dell'emolinfa. Questo tipo di inquinamento acustico influenza il comportamento e i parametri sanguigni (emoglobina totale, conta degli emociti e glucosio, concentrazioni di lattato e proteine totali) di *N. granulato* (Filiciotto et al., 2018). In condizioni di rumore è stato dimostrato che i granchi scelgono il guscio più velocemente senza perdere tempo ad analizzarlo (Walsh et al., 2017). Come per i pesci, alcuni invertebrati possono abituarsi al suono, (Fewtrell & McCauley, 2012; Samson et al., 2014; Mooney et al., 2016) e possono subire impatti sulla velocità riproduttiva. Fitzgibbon et al., (2017) analizzano gli effetti del fucile ad aria compressa sulla fisiologia dell'aragosta *J. edwardsii*. Gli effetti erano evidenti nell'aumento del THC fino a 365 giorni dopo lo stress, evidenziando un impatto cronico fino a 120 giorni dopo l'esposizione. A livello anatomico non sono stati trovati effetti evidenti nei granchi (Lee-Dadswell, 2009). Le emissioni da air gun causano danni alla statocisti, cambiamenti nella chimica del sangue, cambiamenti nella disponibilità di ossigeno e quindi nella successiva morte nei calamari (Guerra et al., 2004). Ulteriori prove sperimentali evidenziano gli effetti negativi di questo tipo di rumore sul granchio *C. maenas*, sebbene lo stesso non accada ai gamberi *C. crangon* (Hubert et al., 2018). I granchi si allontanano dalla fonte di cibo per la presenza di rumore e questo potrebbe influenzare la riduzione della competizione. Il rumore antropico influenza, quindi, le interazioni di foraggiamento delle specie in questione (Hubert et al., 2018). Gli effetti sugli invertebrati sono contrastanti, il suono a bassa frequenza non ha avuto effetti sui bioindicatori di stress nell'aragosta (Payne et al., 2007) o sul granchio delle nevi (Christian et al., 2004), a differenza di *P. aurea* che mostrava elevati livelli di glucosio, idrocortisone e lattato dopo l'esposizione di rumore causato da air gun (La Bella et al.,

1996). Un improvviso insorgere del suono può causare una reazione allarmante negli squali (Myrberg et al., 1978), nonostante oggi le informazioni sulla risposta ai suoni a bassa frequenza degli elasmobranchi siano scarse. L'esplosione di un fucile ad aria compressa può causare reazioni di allarme nei pesci teleostei (Hirst & Rodhouse, 2000; McCauley et al., 2000). Ciò include la reazione di C-starts e i cambiamenti nello schooling, nelle posizioni nella colonna d'acqua e nella velocità di nuoto (Pearson et al., 1992; Wardle et al., 2001; Hassel et al., 2004; Boeger et al., 2006; Fewtrell e McCauley, 2012). La reazione di C-starts consiste in una flessione del corpo che assume una forma della lettera "C". Sembra che alcuni pesci possano abituarsi a questo tipo di disturbo riducendo anche le risposte di startle (Pearson et al., 1992; Boeger et al., 2006; Fewtrell & McCauley, 2012), specialmente dopo esposizioni continue ad aria compressa. Il branzino e il cicerello in cattività mostrano reazioni di "allarme" a determinate distanze dalla sorgente (2,5 e 5 km) (Santulli et al., 1999; Hassel et al., 2004). Il fucile ad aria compressa colpisce i pesci in maniera diversa tra le specie, infatti in base ai livelli di emissione si riscontrano risposte startle in *S. serranoidi* e *S. melanops* a differenza di *S. miniatus* e *S. auriculatus* (Pearson et al., 1992). Le risposte di allarme si trovano a diversi chilometri dalla sorgente sonora nella spigola europea e nel cicerello minore (Santulli et al., 1999; Hassel et al., 2004). In *M. bilinearis*, il gruppo di pesci ha risposto al rumore spostandosi verso il basso a maggiore profondità in modo più compatto (Chapman & Hawkins, 1969). In altre specie si osserva un aumento della loro velocità di nuoto e un cambiamento dei modelli di movimento. Il melù blu e le specie mesopelagiche si trovavano in acque più profonde durante l'esposizione sismica (Slotte et al., 2004). Tuttavia, gli effetti non sono importanti in termini di distribuzione orizzontale (Slotte et al., 2004). La risposta più probabile a breve termine al suono sismico è lo spostamento verticale. Il pesce può mostrare la potenziale assuefazione all'esposizione ripetuta del fucile ad aria compressa, come dimostrato negli scorfani in cattività che sono ritornati ai modelli comportamentali pre-esposizione (Pearson et al., 1992). *L. synagris*, *L. apodus*, *C. faber* hanno dimostrato che l'esposizione ripetuta ha prodotto reazione di startle sempre meno ovvie (Boeger et al., 2006). L'assuefazione temporanea agli scarichi di fucili ad aria compressa è osservabile nello schooling (Boeger et al., 2006). Terhune et al., (1990) hanno mostrato tassi di crescita ridotti in *S. salar* sottoposti a rumore acustico elevato. Tuttavia Peña et al., (2013) non hanno riscontrato effetti sulla velocità e la direzione del nuoto a seguito indagini sismiche 3D. L'analisi del contenuto stomacale evidenzia in alcuni casi una riduzione del tasso di alimentazione (Løkkeborg et al., 2012). L'abbondanza di aringhe, melù e altri pesci mesopelagici cambia anche in base alle aree di rilevamento sismico con effetti a lungo termine (Slotte et al., 2004). Questi pesci, trovati a maggiore profondità per evitare il rumore, effettuano spostamenti verticali e non orizzontali (Slotte et al., 2004). Anche lungo la barriera corallina l'abbondanza si è ridotta durante le indagini sismiche (Paxton et al., 2017). In generale, maggiore è l'intensità del suono, minore è la profondità dell'acqua, maggiore è il rischio (Webster et al., 2018). Per gli organismi marini, gli impatti nelle acque più profonde di 250m sembrano accettabili, mentre in acque con profondità inferiori a 250 m gli impatti possono anche essere gravi a seconda della profondità e dell'intensità sismica (Webster et al., 2018). Santulli et al., (1999) analizzano gli effetti degli airgun su *D. labrax*, analizzandone la risposta a livello biochimico. Sono state osservate variazioni nei livelli di cortisolo, glucosio, lattato, AMP, ADP, ATP e cAMP in differenti tessuti dell'animale confermando la presenza di una risposta allo stress acustico. Nonostante tutto non sono stati evidenziati danni sugli apparati scheletrici degli animali. In un intervallo di tempo di 72h i parametri biochimici tornavano ai valori fisiologici con un rapido recupero dell'omeostasi. Ulteriori effetti dei livelli sonori sembrano dipendere dalla profondità. La Zona Economica Esclusiva (ZEE) in cui stabilire delle misure di mitigazione per un array di 20 pistole a un suono di livello di 160 dB re 1µPa può essere di circa 2,5 km in acque profonde (~ 3200 m) ma può estendersi per oltre 12 km in una zona poco profonda (~ 30 m) (Weir et al., 2007). *P. aurata*, dopo esposizione ad airgun ha mostrato danni estesi alle cellule ciliate dell'orecchio senza evidenza di recupero (McCauley et al., 2003). Andrews et al., (2014) hanno condotto studi genomici sull'orecchio interno del salmone esposto ad emissioni acustiche di airgun. Hanno eseguito analisi di microarray che hanno

identificato 42 trascrizioni up-regolate e 37 down-regolate. Gli effetti erano notevoli in termini di energia cellulare e respirazione cellulare. Inoltre, le trascrizioni che codificano per l'emoglobina erano sovraregolate come quelle che codificano per la nicotinammide riboside chinasi 2, importante nel danno delle cellule nervose. Era evidente che il rumore aveva creato danni neuronali all'orecchio. I cambiamenti trascrizionali delle proteine hanno confermato il danno dei tessuti dell'orecchio, come nel caso della trascrizione delle proteine del citoscheletro. L'insieme dei risultati ottenuti dal lavoro di Andrews et al., (2014) ci consente di comprendere le potenzialità dei biomarcatori molecolari nella valutazione degli effetti dell'inquinamento acustico sui pesci. Le emissioni da airgun influenzano i tassi di cattura come dimostrato per il merluzzo e per l'egelfino (Løkkeborg et al., 2012). La riduzione dei tassi di cattura, potrebbe dipendere da una reazione di elusione in *G. morhua* e *M. aeglefinus* (Engås et al., 1996) o nello scorfano (Skalski et al., 1992). Alcuni studi non hanno rivelato danni al sistema uditivo (Popper et al., 2005; Song et al., 2008; McCauley & Kent, 2012) come in *S. albus* e *P. spathula* (Popper et al., 2016). Wysocki et al., (2007) hanno osservato che l'udito, la crescita, la sopravvivenza e la resistenza alle malattie di *O. mykiss* non erano influenzati.

Lucke & Siebert, (2009) hanno osservato che *P. phocena* in presenza di emissioni di airgun presentava reazioni comportamentali avverse indicando soglie acustiche mascherate. Dunlop et al., (2017) hanno dimostrato che le balene megattere avevano più probabilità di risentire dell'emissione di airgun entro 3 km dalla sorgente. Sia la vicinanza alla sorgente sia l'emissione che il livello sonoro ricevuto erano fattori importanti. Gordon et al., (2003; 2018) rivedono gli effetti dell'airgun sui comportamenti e sulla fisiologia dei mammiferi marini che risultano essere complessi, variabili e contrastanti.

Ulteriore fonte di emissioni di rumore antropico sono i sonar che sono divisi in tre categorie a seconda della loro frequenza di funzionamento; bassa frequenza (LF) per 1 kHz e meno, mid frequency (MF) da 1 kHz a 10 kHz e alta frequenza (HF) da 10 kHz in poi. Nonostante siano stati effettuati diversi studi sugli effetti sugli organismi marini di alte frequenze di emissione (Richardson et al., 1995; Southall et al., 2007), gli studi sui sonar risultano essere pochi quali Popper et al., (2007) e Kane et al., (2010) i quali non evidenziano impatti negativi a livello uditivo. I sonar di bassa frequenza e possibilmente quelli di media frequenza, sono i più rilevanti per pesci e tartarughe marine a causa delle gamme uditive a bassa frequenza di questi animali (Halvorsen et al., 2012c). Perdita dell'udito in seguito ad esposizioni a sonar a bassa frequenza sono state osservate nel pesce gatto (Halvorsen et al., 2006). I sonar possono avere effetti contrastanti sullo schooling di alcune specie di pesci (Schwarz & Greer, 1984; Sivle et al., 2012). Le reazioni oltre a dipendere dalle specie sembrano, infatti, dipendere anche dalle condizioni ambientali. L'aringa per esempio è più sensibile ai rumori del motore durante il periodo invernale (Doksæter et al., 2012). Nonostante questo, Doksæter et al., (2012) confermano che i sonar non creano particolari reazioni in questa specie. Attività di questo tipo hanno causato cambiamenti nell'orientamento, nella direzione del nuoto di individui, nel movimento collettivo, nel movimento orizzontalmente o verticalmente (Pitcher et al., 1996; Nøttestad & Axelsen, 1999; Wilson & Dill, 2002). Halvorsen et al., (2013) non hanno riscontrato effetti sull'udito di alcune specie di acqua dolce. Tuttavia questo potrebbe dipendere da una diversa suscettibilità influenzata dalle caratteristiche genetiche, dalle condizioni di sviluppo o dalla variazione stagionale. Popper et al., (2007) hanno osservato nella trota arcobaleno una perdita uditiva temporanea e differenze tra i diversi gruppi della stessa specie di trota (Popper et al., 2007)

Conclusioni e lavoro svolto

Lo studio della bibliografia presa in considerazione in questo lavoro, riguardante l'impatto acustico ha permesso l'estrapolazione dei limiti e delle indicazioni riportati nella suddetta norma tecnica.

La maggior parte dei lavori pubblicati riguardano esperimenti di laboratorio e non esperimenti *in situ*. Questo costituisce un possibile limite nello stabilire delle soglie di emissione acustica. A

riguardo, si ha la completa consapevolezza che le due situazioni sperimentali non sono sovrapponibili.

Tuttavia è stato opportuno fare un primo tentativo per fornire queste indicazioni sui limiti acustici da rispettare considerando: la tipologia di emissione delle varie attività marino marittime, la possibilità che le attività di DSM riguarderanno emissioni a bassa frequenza e la variabilità delle capacità uditive delle specie marine.

Restiamo consapevoli del fatto che le limitazioni a livello scientifico sono molte, ma allo stesso tempo, restiamo ancor più consapevoli del fatto che le attività del settore marino marittimo e le future attività di estrazioni mineraria nelle profondità oceaniche non potranno iniziare prive di indicazioni o limiti base per contenerne l'impatto acustico. Da questo, prende spunto la nostra iniziativa di proporre per la prima volta dei possibili limiti di emissione acustica da considerare durante queste attività per un contenimento (per quanto possibile) degli impatti ambientali. Siamo ancora in tempo per dare delle indicazioni prima che le attività di DSM abbiano inizio, "prevenire è meglio che curare" ed è proprio in questo contesto che speriamo di dare il nostro contributo. Non bloccare lo sviluppo, ma trovare il giusto equilibrio tra quest'ultimo e la vita nelle profondità oceaniche.

È vero che molte specie animali fino ad oggi vivono in ambienti particolarmente rumorosi, ma questo non è un buon motivo per pensare che lo facciano perché "stanno bene". Probabilmente le ragioni che spingono questi organismi a vivere in ambienti rumorosi sono più importanti e connesse alla funzione vitale che il sito svolge nella loro vita.

L'approccio multidisciplinare è stato valutato come unico tipo di approccio utile e significativo. La notevole quantità di fattori coinvolti ed argomentati nell'allegato comportano diverse difficoltà, quale per esempio lo stabilire dei parametri e delle distanze fisse ed univoche per un monitoraggio acustico sicuro. Le frequenze di emissione sono state indicate considerando anche che per la maggior parte delle specie, la sensibilità al suono si verifica da sotto 100 Hz a diverse centinaia di Hertz, o diversi migliaia di hertz in poche specie (Mann et al., 1997, 2001). Il "Monitoring Guidance for Underwater Noise in European Seas – Part II" suggerisce di monitorare gli andamenti dei livelli sonori del rumore ambientale (valori medi annuali misurati in RMS re $1\mu\text{Pa}$) emessi all'interno delle bande a 1/3 di ottava con frequenze centrali a 63 e 125 Hz. Le "Linee guida per la gestione dell'impatto di rumore antropogenico sui Cetacei nell'area ACCOBAMS sono risultate utili per indicare un possibile intervallo di tempo delle attività di monitoraggio, acustico e visivo che andrebbero svolte durante tutta la durata dell'emissione acustica. Da questo documento sono state estratte anche le informazioni circa le figure professionali degli MMO (Marine Mammals Observer). Le Linee guida della Germania - BfN 2013: 1 sono state utili per dare dei suggerimenti circa le distanze minime per monitorare e misurare l'emissione acustica. Sono lavori per la quale è fortemente consigliata la consultazione in un contesto di attività antropiche con possibile impatto acustico.

I lavori bibliografici presentavano nella maggior parte dei casi delle emissioni di dBrms re $1\mu\text{Pa}$ e questo ci ha permesso di estrapolare i valori limite. I livelli che provocano lesioni gravi agli animali sembrano essere molto più alti di 180 dB rms re $1\mu\text{Pa}$ (OGP-IAGC). Tuttavia, la maggior parte dei lavori con impatti sulla fisiologia, sulla fisica e sul comportamento degli animali riguardano emissioni \geq a 130 dBrms re $1\mu\text{Pa}$. Alcuni lavori costituiscono degli outlier ma in percentuali non significative. Questo ci ha permesso di stabilire che emissioni con livelli superiori a 130 dBrms re $1\mu\text{Pa}$ causano "gravi impatti" sulla biodiversità, in molti casi non reversibili. Vista la minore percentuale, di lavori con impatto sotto gli 90 dBrms re $1\mu\text{Pa}$ si è deciso di consigliare questo limite come emissione a "basso impatto" sulla biodiversità marina. I livelli intermedi, tra i 90 dBrms re $1\mu\text{Pa}$ e 130 dBrms re $1\mu\text{Pa}$, riguardano una tipologia di impatto definito come "impatto medio". I dati per la determinazione delle distanze sono insufficienti ma in generale più vicino è l'animale alla fonte, maggiore è la probabilità che l'alta energia abbia un effetto risultante (Popper et al., 2019). In

questo contesto i regolatori devono considerare i livelli di origine e di ricezione acustica da parte degli animali. Gli sforzi verso la standardizzazione inerente al movimento delle particelle sono stati fatti dall'Organizzazione internazionale per gli standard in ISO/DIS 1683 (2013). Questo standard raccomanda quanto segue: 1 pm (picometro) per la dislocazione delle particelle sonore, 1 nm/s per la velocità delle particelle sonore e $1 \mu\text{m/s}^2$ per l'accelerazione delle particelle sonore.

I livelli scelti inoltre, sono stati selezionati con il fine ultimo di non rendere la norma tecnica troppo restrittiva e quindi poco applicabile. Lo scopo della norma è quello di essere recepita e di contribuire alla riduzione dell'impatto acustico. Attualmente non ci sono norme nazionali o internazionali per l'esposizione dei pesci a suoni impulsivi. Il National Marine Fisheries Service (NMFS), basandosi sui dati della mortalità delle specie esposte agli esplosivi (Popper & Hastings 2009), ha sviluppato criteri intermedi per il pile driving (FHWG 2008, Woodbury & Stadler 2008; Stadler e Woodbury 2009; Caltrans, 2009) e specificato un SPL_{peak} massimo di 206 dB re $1 \mu\text{Pa}$ e un SEL_{cum} massimo di 187 dB re $1 \mu\text{Pa}^2 \text{ s}^{-1}$ per pesci ≥ 2 grammi e 183 dB re $1 \mu\text{Pa}^2 \text{ s}^{-1}$ per pesci < 2 grammi (Carlson et al., 2007). Nel caso di emissioni di tipo impulsivo per indicare i livelli di emissione si è fatto riferimento ai lavori di Popper et al., (2014; 2019). Popper et al., (2019) organizzano i dati scientifici di ulteriori lavori in base alle specie, al tipo di danno rilevato e al tipo di sorgente o esposizione sonora. Halvorsen et al. (2011, 2012a, c) e Casper et al., (2012, 2013a, b) descrivono gli effetti di suoni impulsivi su diverse specie formulando il Response Severity Index (RSI), determinando i massimi livelli di pressione sonora associati con diversi livelli di RSI. Il danno tissutale aumenta all'aumentare del SEL_{cum} e del SEL_{ss} .

In bibliografia tuttavia esistono altre metriche più appropriate per i suoni pulsati: Sound Exposure Level (SEL) per gli suoni singoli e cumulativi; Peak sound pressure level; Peak-to-peak sound pressure level. Tuttavia i dati disponibili non ci hanno permesso di identificare dei livelli acustici attendibili. Nel caso del Sound Exposure Level (SEL), significativi effetti negativi si manifestano già a livelli superiori a 120 dB re: $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ (183 dB re: $\mu\text{Pa}^2\text{s}$) (Southall et al. 2007; Borsani & Franchi, 2011). I valori soglia, alle quali è possibile osservare danni fisici/fisiologici per mammiferi marini sono nella maggior parte dei casi pari o superiori a 120 dB re: $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ (Malme et al., 1983; Ljungblad et al., 1988; Todd et al., 1996; McCauley et al., 1998; Southall et al. 2007; Borsani & Franchi, 2011). È possibile osservare effetti minori anche sotto i 120 dB re: $\mu\text{Pa}^2\text{s}$, per le quali è importante mettere in atto gli accorgimenti riportati nella norma tecnica (Madsen & Mohl, 2000; Madsen et al., 2002).

Nel contesto delle attività di drilling e di piling, all'interno delle bande di frequenza comprese tra i 10 Hz e i 20 kHz, è stato dimostrato che livelli di rumore superiore ai 120 dB re $1 \mu\text{Pa}^2/\text{Hz}$, causano effetti negativi sulla biodiversità (Sabet et al., 2016; Spiga et al., 2017; Nedelec et al., 2017; Weilgart et al., 2017; McCormick et al., 2018). L'utilizzo del drilling inoltre sembra essere consigliato rispetto al piling (Broudic et al., 2014). Può anche essere utile calcolare il "peak compressional sound pressure level" e "peak rarefactional sound pressure level", la durata dell'impulso e la frequenza di ripetizione dell'impulso. Il SEL può essere considerato come una misura del contenuto energetico dell'impulso (Good Practice Guide No.133-Underwater Noise Measurement). L'impatto di queste attività potrebbe essere contenuto utilizzando la tecnica "soft start" che garantirebbe una eventuale possibilità di allontanamento degli organismi marini. Per ridurre al minimo il rumore aggiuntivo il "soft start" non deve durare più di 40 minuti (Joint Nature Conservation Committee). L'incremento della potenza, in seguito alla tecnica di soft start non dovrà superare i 6 dB ogni 5 minuti (Linee guida per la gestione dell'impatto di rumore antropogenico sui Cetacei nell'area ACCOBAMS). La riduzione dei tempi di perforazione, sfruttando eventuali sessioni di riposo, potrebbe contribuire alla riduzione dell'impatto acustico. Il tutto tenendo presente che le condizioni acustiche e i livelli di pressione in base al tipo di ambiente possono cambiare (modificato da Jasny et al., 2005; modificato da Borsani & Franchi, 2011; Spiga et al., 2017). Utile potrebbe essere la creazione di "Areas of Particular Environmental Interest" (APEI) (Dunn et al., 2018).

Da questo lavoro di studio bibliografico è emerso che un buon monitoraggio del rumore e dell'eventuale presenza di mammiferi potrebbe essere consentito attraverso la consultazione di documenti quali Monitoring Guidance for Underwater Noise in European Seas – Part II; Good Practice Guide No.133- Underwater Noise Measurement; Linee guida per la gestione dell'impatto di rumore antropogenico sui Cetacei nell'area ACCOBAMS; Linee guida per lo studio del rumore di origine antropica introdotto in mare e nelle acque interne (ISPRA, parte prima e parte seconda). Questi documenti ci hanno permesso di estrarre alcune informazioni riportate nella suddetta norma. Un modo per minimizzare gli impatti sonori sarebbe quello di ridurre al minimo le attività nel canale SOFAR (fissaggio e allineamento del suono) (tipicamente a profondità di ~ 1000 m). Questa raccomandazione è conforme con il principio di precauzione data la scarsa e variegata comprensione degli effetti del rumore sugli animali marini (Drazen et al.,2019). Nonostante questa notevole quantità di variabili in gioco, fornire delle indicazioni sui possibili limiti di esposizione al rumore è di notevole importanza al fine di orientare tutte le attività marino-marittime e affini, verso una maggiore ecocompatibilità ed ecosostenibilità sensibilizzando tutti gli attori coinvolti ad una maggiore salvaguardia dell'ambiente marino anche dal punto di vista dell'impatto acustico.

Bibliografia

ACCOBAMS. Guidelines to address the issue of the impact of anthropogenic noise on marine mammals in the ACCOBAMS area. Document prepared by Gianni Pavan for the ACCOBAMS Secretariat, SC4/2006. (2010).

Aguilar de Soto, N., Delorme, N., Atkins, J., Howard, S., Williams, J., and Johnson, M. Anthropogenic noise causes body malformations and delays development in marine larvae. *Sci. Rep.* (2013). 3, 2831; DOI: 10.1038/srep02831.

Akamatsu, T., Nanami, A., Yan, H.Y. Spotted sardine *Sardinops melanostictus* listens to 1-kHz sound by using its gas bladder. *Fisheries Science* (2003) 69: 348–354

Akinrotimi, O.A., Abu, O.M.G., Ansa, E.J., Edu, O.M., & George, O.S. Haematological responses of *Tilapia guineensis* to acute stress. *International Journal of Natural and Applied Sciences* (2009) 5, 338–343

Alves, D., Amorim, M.C.P., Fonseca, P.J. Assessing acoustic communication active space in the Lusitanian toadfish. *J. Exp. Biol.* (2016) 219, 1122e1129. <https://doi.org/10.1242/jeb.134981>.

Alves, D., Amorim, M.C.P., Fonseca, P.J. Boat noise reduces acoustic active space in Lusitanian toadfish *Halobatrachus didactylus*. *Acoustical Society of America* (2017) doi: 10.1121/2.0000325 *Proceedings of Meetings on Acoustics*, Vol. 27, 010033

Amorim, M.C.P. “Diversity of sound production in fish,” In: Ladich, F., Collin, S.P., Moller, P., and Kapoor, B.G. (Eds.). *Communication in Fishes*. Enfield: Science Publishers (2006)1: 71–104.

Amorim, M.C.P., Conti, C., Sousa-Santos, C., Novais, B., Gouveia, M.D., Vicente, J.R., Modesto, T., Goncalves, A., Fonseca, P.J. Reproductive success in the Lusitanian toadfish: influence of calling activity, male quality and experimental design. *Physiology Behav.* (2016) 155, 17e24. <https://doi.org/10.1016/j.physbeh.2015.11.033>

- Amoser, S., Ladich, F. Diversity in noise-induced temporary hearing loss in otophysine fishes. *Acoust. Soc. Am.* (2003)113 (4), Pt. 1
- Anderson, P.A., Berzins, I.K., Fogarty, F., Hamlin, H.J., and Guillette, L.J. Sound, stress, and seahorses: the consequences of a noisy environment to animal health. *Aquaculture* (2011)311(1): 129-138
- André, M., Solé, M., Mercé, D., Quero, C., Mas, A., Lombarte, A., Van der Schaar, M., López-Bejar, M., Morell, M., Zaugg, S., Houégnigan, L. Low-frequency sounds induce acoustic trauma in cephalopods. *Front Ecol Environ* (2011). 9(9): 489–493, doi: 10.1890/100124
- Andrew, R.K., Howe, B.M., Mercer, J.A., Dzieciuch, M.A. Ocean ambient sound: comparing the 1960s with the 1990s for a receiver off the California coast. *Acoust. Res. Lett. Online* (2002)3, 65–70.
- Andrews, C.D., Payne, J.F., and Rise, M. L. Identification of a gene set to evaluate the potential effects of loud sounds from seismic surveys on the ears of fishes: a study with *Salmo salar*. *Journal of Fish Biology* (2014) 84, 1793–1819
- Banner, A., Hyatt, M. Effects of noise on eggs and larvae of two estuarine fishes. *Trans. Am. Fish Soc.* (1973) 102: 134–136.
- Bailey, H., Senior, B., Simmons, D., Rusin, J., Picken, G., Thompson, P.M. Assessing underwater noise levels during pile-driving at an offshore windfarm and its potential effects on marine mammals. *Marine Pollution Bulletin* 60 (2010) 888–897
- Barber, J.R., Crooks, K.R., Fristrup, K.M. The costs of chronic noise exposure for terrestrial organisms. *Trends Ecol. Evol.* (2010) 25, 180 – 189. doi: 10.1016/j.tree. 2009.08.002
- Barton, B.A., Stress in fishes: a diversity of responses with particular reference to changes in circulating corticosteroids. *Integr. Comp. Biol.* (2002) 42, 517e525.
- Bejder, L., Samuels, A., Whitehead, H., Finn, H., Allen, S. Impact assessment research: use and misuse of habituation, sensitisation and tolerance in describing wildlife responses to anthropogenic stimuli. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* (2009) 395, 177– 185. doi: 10.3354/meps07979
- Boeger, W.A., Pie, M.R., Ostrensky, A., Cardoso, M.F. The effect of exposure to seismic prospecting on coral reef fishes. *Braz. J. Oceanogr.* (2006) 54, 235–239.
- Bolle, L.J., de Jong, C.A.F., Bierman, S.M., van Beek, P.J.G., van Keeken, O.A. Common sole larvae survive high levels of pile-driving sound in controlled exposure experiments. *PLoS One* (2012) 7, e33052.
- Booman, C., Dalen, J., Leivestad, H., Levsen, A., van der Meeren, T., and Toklum, K. Effeter av luftkanonskyting på egg, larver og yngel. *Fisken og Havet* (1996) 3:1–83. (In Norwegian with English summary.)
- Borsani, J.F., Farchi, C. Guidelines for the study and regulation of anthropogenic noise introduced into the sea and inland waters (Part Two). *ISPRA.* (2011)
- Boschen, R.E., Rowden, A.A., Clark, M.R., Gardner, J.P.A. Mining of deep-sea seafloor massive sulfides: a review of the deposits, their benthic communities, impacts from mining, regulatory frameworks and management strategies. *Ocean. Coast Manage* (2013) 84, 54e67
- Bossart, G. D. Marine Mammals as Sentinel Species for Oceans and Human Health. *Veterinary Pathology*, (2011) 48(3), 676–690

- Bracciali, C., Campobello, D., Giacoma, C., Sará, G. Effects of nautical traffic and noise on foraging patterns of Mediterranean damselfish (*Chromis chromis*). PLoS One (2012)7 (7), e40582.
- Brandt, M.J., Diederichs, A., Betke, K., Nehls, G. Responses of harbour porpoises to pile driving at the Horns Rev II offshore wind farm in the Danish North Sea. Mar. Ecol. Prog. Ser. (2011) 421, 205–216
- Branscomb, S.E., Rittschof, D. An investigation of low frequency sound waves as a means of inhibiting Barnacle settlement. J.Exp.Mar.Biol.Ecol.(1984) Vol.79,pp.149-154.
- Brehmer, P., Sarré, A., Guennégan Y., Guillard, J. Vessel Avoidance Response: A Complex Tradeoff Between Fish Multisensory Integration and Environmental Variables, Reviews in Fisheries Science & Aquaculture, (2019) doi: 10.1080/23308249.2019.1601157
- Broudic, M., Voellmy, I., Dobbins, P., Robinson, S., Berggren, P., Laing, S., Blake, L., Radford, A., Lepper, P., Pace, F. Underwater noise emission from the NOAA's drilling operation at the NAREC site, Blyth, UK. In: Proceedings of the 2nd International Conference on Environmental Interactions of Marine Renewable Energy Technologies (EIMR2014). Blyth, UK (2014).
- Brungart, D.S. Informational and energetic masking effects in the perception of multiple simultaneous talkers. J. Acoust. Soc. Am. (2001)110, 2527–2538
- Bruintjes, R., Radford, A.N. Context-dependent impacts of anthropogenic noise on individual and social behaviour in a cooperatively breeding fish. Animal Behaviour 85 (2013) 1343e1349
- Bruintjes, R., Purser, J., Everley, K.A., Mangan, S., Simpson, S.D., Radford, A.N. Rapid recovery following short-term acoustic disturbance in two fish species. Open Science (2016) 3(1): 150686.
- Bruintjes, R., Simpson, S.D., Harding, H., Bunce, T., Benson, T., Rossington, K., and Jones, D. The impact of experimental impact pile driving on oxygen uptake in black seabream and plaice. Proc. Mtgs. Acoust. (2017) 27: 010042. doi: 10.1121/2.0000422
- Buscaino, G., Filiciotto, F., Buffa, G., Bellante, A., Stefano, V.D., Assenza, A., Fazio, F., Caola, G., Mazzola, S. Impact of an acoustic stimulus on the motility and blood parameters of European sea bass (*Dicentrarchus labrax* L.) and gilthead sea bream (*Sparus aurata* L.). Mar. Environ. Res. (2010) 69, 136–142.
- Caiger, P.E., Montgomery, J.C., Radford, C.A. Chronic low-intensity noise exposure affects the hearing thresholds of juvenile snapper. Marine Ecology Progress Series. (2012) Vol.466:225-232 doi:10.3354/meps09933.
- Caltrans (California Department of Transportation). Technical guidance for assessment and mitigation of the hydroacoustic effects of pile driving on fish (<http://ter.ps/3xk>). (2009) Appendix I, revised 2012, Compendium of pile driving sounds (<http://ter.ps/3xl>)
- Carlson, T.J., Hastings, M.C., Popper, A.N. Update on recommendations for revised sound exposure guidelines for fish during pile driving activities. CALTRANS-Arlington Memo Update (2007) 12-21-07
- Carroll, A.G., Przeslawski, R., Duncan, A., Gunning, M., Bruce, B. A critical review of the potential impacts of marine seismic surveys on fish & invertebrates. Marine Pollution Bulletin 114 (2017) 9–24
- Casaretto, L., Picciulin, M., Olsen, K., Hawkins, A.D. Locating spawning haddock (*Melanogrammus aeglefinus*, Linnaeus, 1758) at sea by means of sound. Fish. Res (2014) 154, 127e134.
- Casper, B.M., Popper, A.N., Matthews, F., Carlson, T.J., Halvorsen, M.B. Recovery of Barotrauma Injuries in Chinook Salmon, *Oncorhynchus tshawytscha* from Exposure to Pile Driving Sound. PLoS One (2012) 7, p. e39593

- Casper, B.M., Halvorsen, M.B., Matthews, F., Carlson, T.J., Popper, A.N. Recovery of barotrauma injuries resulting from exposure to Pile driving sound in two sizes of hybrid striped bass. *PLoS One* (2013a) 7, p. e73844
- Casper, B.M., Smith, M.E., Halvorsen, M.B., Sun, H., Carlson, T.J., Popper, A.N. Effects of exposure to pile driving sounds on fish inner ear tissues. *Comp. Biochem. Physiol. A Mol. Integr. Physiol.* (2013b) 166, 352–360
- Celi, M., Filiciotto, F., Parrinello, D., Buscaino, G., Damiano, M.A., Cuttitta, A., D'Angelo, S., Mazzola, S., Vazzana, M. Physiological and agonistic behavioural response of *Procambarus clarkii* to an acoustic stimulus. *J. Exp. Biol.* (2013) 216, 709–718
- Celi, M., Filiciotto, F., Vazzana, M., Arizza, V., Maccarrone, V., Ceraulo, M., Mazzola, S., Buscaino, G. Shipping noise affecting immune responses of European spiny lobster (*Palinurus elephas*). *Can. J. Zool.* 93: 113–121 (2015) [dx.doi.org/10.1139/cjz-2014-0219](https://doi.org/10.1139/cjz-2014-0219)
- Celi, M., Filiciotto, F., Maricchiolo, G., Genovese, L., Quinci, E.M., Maccarrone, V., Mazzola, S., Vazzana, M., Buscaino, G. Vessel noise pollution as a human threat to fish: assessment of the stress response in gilthead sea bream (*Sparus aurata*, Linnaeus 1758). *Fish Physiol. Biochem.* (2016)42(2): 631-641.
- Ceraulo, M., Bruintjes, R., Benson, T., and Rossington, K., Farina, A., Buscaino, G. Relationships of sound pressure and particle velocity during pile driving in a flooded dock. *Acoustical Society of America Proceedings of Meetings on Acoustics* (2016) Vol. 27, 040007 doi: 10.1121/2.0000295
- Chapman, C., Hawkins, A. The importance of sound in fish behaviour in relation to capture by trawls. *FAO Fisheries and Aquaculture Report (FAO)* (1969) 62 (3), 717–729.
- Chan, A.A.Y., Giraldo-Perez, P., Smith, S., Blumstein, D.T. Anthropogenic noise affects risk assessment and attention: the distracted prey hypothesis. *Biol. Lett.* (2010) 6, 458–461.
- Charifi, M., Miserazzi, A., Sow, M., Perrigault, M., Gonzalez, P., Ciret, P., Benomar, S., Massabuau, J. Noise pollution limits metal bioaccumulation and growth rate in a filter feeder, the Pacific oyster *Magallana gigas*. *PLoS ONE* (2018) 13(4): e0194174. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0194174>
- Christian, J.R., Mathieu, A., Buchanan, R.A. Chronic Effects of Seismic Energy on Snow Crab (*Chionoecetes opilio*). *Environmental Funds Project No. Fisheries and Oceans Canada. Calgary* (25pp) (2004) 158.
- Christiansen, B., Denda, A., Christiansan, S. Potential effects of deep seabed mining on pelagic and benthopelagic biota. *Marine Policy* (2019) <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2019.02.014>
- Clark, M.R., Durden, J.M., Christianse, S. Environmental impact assessments for deep-sea mining: Can we improve their future effectiveness? *Marine Policy* (2019).
- Codarin, A., Wysocki, L.E., Ladich, F., Picciulin, M. Effects of ambient and boat noise on hearing and communication in three fish species living in a marine protected area (Miramare, Italy). *Marine Pollution Bulletin* 58 (2009) 1880–1887.
- Commission Decision No. 2010/477/EU on criteria and methodological standards on good environmental status of marine waters, 2010 O. J. L 232/14.
- Correa, J.M.G., Sempere, J.B., Juanes, F., Rountree, R., Ruiz, J.F., Ramisa, J. Recreational boat traffic effects on fish assemblages: First evidence of detrimental consequences at regulated mooring zones in sensitive marine areas detected by passive acoustics. *Ocean and Coastal Management* 168 (2019) 22–34

- Dalen, J., Knutsen, G. Scaring effects in fish and harmful effects on eggs, larvae and fry by offshore seismic explorations. In: Merklinger, H. (Ed.), *Progress in Underwater Acoustics*. Springer US, (1987) pp. 93–102.
- Day, R.D., McCauley, R.M., Fitzgibbon, Q.P., Hartmann, K., Semmens, J.M. Assessing the impact of marine seismic surveys on southeast Australian scallop and lobster fisheries. University of Tasmania, Hobart, October. CC BY 3.0. (2016)
- Davidson, J., Bebak, J., Mazik, P. The effects of aquaculture production noise on the growth, condition factor, feed conversion, and survival of rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss*. *Aquaculture*, (2009) 288(3-4), 337-343.
- Debusschere, E., De Coensel, B., Bajek, A., Botteldooren, D., Hostens, K., Vanaverbeke, J., Vandendriessche, S., Van Ginderdeuren, K., Vincx, M., Degraer, S. Situ mortality experiments with juvenile sea bass (*Dicentrarchus labrax*) in relation to impulsive sound levels caused by pile driving of windmill foundations. *Plos One* 9. (2014)
- Debusschere, E., Hostens, K., Adriaens, D., Ampe, B., Botteldooren, D., De Boeck, G., De Muynck, A., Sinha, A.K., Vandendriessche, S., Van Hoorebeke, L. Acoustic stress responses in juvenile sea bass *Dicentrarchus labrax* induced by offshore pile driving. *Environ. Pollut.* (2016) 208, 747–757.
- De Jong, C.A.F., Ainslie, M.A., Blacchiere, G. Standard for measurement and monitoring of underwater noise, Part II: procedures for measuring underwater noise in connection with offshore wind farm licensing. In: D.-G.f.W. A (Ed.), Ministry of Infrastructure and the Environment, (2011) p. 56. TNO report, TNO-DV 2011 C251, Den Haag.
- De Jong, K., Amorim, M.C.P., Fonseca, P.J., Klein, A., Heubel, K.U. Noise affects acoustic courtship behavior similarly in two species of gobies. *Proc. Mtgs. Acoust.* (2016) 27 (1): 010018).
- De Jong, K., Amorim, M.C.P., Fonseca, P.J., Fox C.J., Heubel, K.U. Noise can affect acoustic communication and subsequent spawning success in fish. Elsevier Ltd. All rights reserved. (2017) <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.11.003> 0269-7491.
- De Jong, K., Amorim, M.C.P., Fonseca, P.J., Heubel, K.U. Noise Affects Multimodal Communication During Courtship in a Marine Fish. *Front. Ecol. Evol.* (2018) 6:113. doi: 10.3389/fevo.2018.00113
- Department of Fisheries and Oceans. Statement of Canadian Practice: Mitigation of Seismic Noise in the Marine Environment (2005).
- DOC. Draft Guidelines for Minimising Acoustic Disturbance to Marine Mammals from Seismic Survey Operations. Department of Conservation, Wellington, New Zealand. November (2005)
- Doksæter, L., Handegard, N.O., Godø, O.R., Kvalsheim, P.H., and Nordlund, N. Behavior of captive herring exposed to naval sonar transmissions (1.0–1.6 kHz) throughout a yearly cycle. *J. Acoust. Soc. Am.* (2012) 131(2): 1632-1642.
- Dolman, S.J., Weir, C.R., Jasny, M. Comparative review of marine mammal guidance implemented during naval exercises. *Mar. Pollut. Bull.* (2009) 58, 465–477
- Drazen, J.C., Smith, C.R., Gjerde, K., Au, W., Black, J., Carter, G., Clark, M., Durden, J.M., Dutrieux, P., Goetze, E., Haddock, S., Hatta, M., Hauton, C., Hill, P., Koslow, J., Leitner, A.B., Measures, C., Pacini, A., Parrish, F., Peacock, T., Perelman, J., Sutton, T., Taymans, C., Tunnicliffe, V., Watling, L., Yamamoto, H., Young, E., Ziegler, A.F. Report of the workshop Evaluating the nature of midwater mining plumes and their potential effects on midwater ecosystems. *Research Ideas and Outcomes* (2019) 5: e33527 doi: 10.3897/rio.5. e33527

- Dunlop, R.A., Noad, M.J., McCauley, R.D., Scott-Hayward, L., Kniest, E., Slade, R., Paton, D., Cato, D.H. (2017). Determining the behavioural dose–response relationship of marine mammals to air gun noise and source proximity. Published by The Company of Biologists Ltd | *Journal of Experimental Biology* 220, 2878–2886 doi:10.1242/jeb.160192
- Dunn, D.C., Van Dover, C.L., Etter, R.J., Smith, C.R., Levin, L.A., Morato, T., Colaço, A., Dale, A.C., Gebruk, A.V., Gjerde, K.M., Halpin, P.N., Howell, K.L., Johnson, D., Perez, J.A.A., Ribeiro, M.C., Stuckas, H., Weaver, P., SEMPIA Workshop Participants. A strategy for the conservation of biodiversity on mid-ocean ridges from deep-sea mining. *Sci. Adv.* (2018) 4: eaar4313
- Durden, J.M., Lallierc, L.E., Murphye, K., Jaeckelf A., Gjerdeg, K., Jones, D.O.B. Environmental Impact Assessment process for deep-sea mining in ‘the Area’. *Marine Policy* (2018) 87 194–202
- Edmonds, N. J., Firmin, C.J., Goldsmith, D., Faulkner, R.C., Wood, D.T. (2016). Review of crustacean sensitivity to high amplitude underwater noise: Data needs for effective risk assessment in relation to UK commercial species. *Marine Pollution Bulletin* 108 5–11
- Engås, A., Løkkeborg, S. Effects of seismic shooting on local abundance and catch rates of cod (*Gadus morhua*) and haddock (*Melanogrammus aeglefinus*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* (1996) 53, 2238–2249.
- Engås, A., Haugland, E.K., Ovredal, J.T. Reactions of cod (*Gadus morhua* L.) in the pre-vessel zone to an approaching trawler under different light conditions: preliminary results. *Hydrobiologia* (1998) 371: 199–206.
- Erbe, C. Effects of underwater noise on marine mammals. In A. N. Popper & A. Hawkins (Eds.). *The effects of noise on aquatic life* (pp. 17–22). New York, NY: Springer New York. (2012a) <https://doi.org/10.1007/978-1-4419-7311-5>
- Erbe, C., MacGillivray, A.O., Williams, R. Mapping cumulative noise from shipping to inform marine spatial planning. *J. Acoust. Soc. Am.* (2012b) 132, EL423–EL428.
- Erbe, C., Reichmuth, C., Cunningham, K., Lucke, K., and Dooling, R. Communication masking in marine mammals: a review and research strategy. *Marine Pollution Bulletin* (2016) 103: 15–38.
- Evans, P.G.H. Biology of cetaceans of the North-east Atlantic (in relation to Seismic Energy). In *Proceedings of the Seismic and Marine Mammals Workshop*, London, UK. (1998) 23 June–25 June
- Fakan, E.P., McCormick, M.I. Boat noise affects the early life history of two damselfishes. *Marine Pollution Bulletin* 141 (2019) 493–500
- Fay, R. R. The goldfish ear codes the axis of acoustic particle motion in three dimensions. *Science* (1984) 225, 951–954
- Fay, R. R. Soundscapes and the sense of hearing of fishes. *Integrative Zoology*. (2009) 4: 26–32
- Faucher, K., Parmentier, E., Becco, C., Vandewalle, N., Vandewalle, P. Fish lateral system is required for accurate control of shoaling behaviour. *Anim. Behav.* (2010) 79, 679 – 687. (doi: 10.1016/j.anbehav.2009.12.020).
- Ferrari, M.C.O., McCormick, M.I., Meekan, M.G., Simpson, S.D., Nedelec, S.L., Chivers, D.P. School is out on noisy reefs: the effect of boat noise on predator learning and survival of juvenile coral reef fishes. *The Royal Society*. (2018)
- Fewtrell, J.L., McCauley, R.D. Impact of air gun noise on the behaviour of marine fish and squid. *Mar. Pollut. Bull.* (2012) 64, 984–993

FHWG (Fisheries Hydroacoustic Working Group) Memorandum, agreement in principle for guidelines for injury to fish from pile driving activities, NOAA's Fisheries Northwest and Southwest Regions, US Fish and Wildlife Service Regions 1 and 8, California/Washington/ Oregon Departments of Transportation, California Department of Fish and Game, and US Federal Highway Administration. June 12 (2008)

Filiciotto, F., Giacalone, V.M., Fazio, F., Buffa, G., Piccione, G., Maccarrone, V., Di Stefano, V., Mazzola, S. & Buscaino, G. Effects of acoustic environment on gilthead sea bream (*Sparus aurata*): sea and onshore aquaculture background noise. *Aquaculture* (2013) 414–415, 36–45.

Filiciotto, F., Vazzana, M., Celi, M., Maccarrone, V., Ceraulo, M., Buffa, G., Di Stefano, V., Mazzola, S., Buscaino, G. Behavioural and biochemical stress responses of *Palinurus elephas* after exposure to boat noise pollution in tank. *Marine Pollution Bulletin* 84 (2014) 104–114

Filiciotto, F., Vazzana, M., Celi, M., Maccarrone, V., Ceraulo, M., Buffa, G., Arizza, V., de Vincenzi, G., Grammauta, R., Mazzola, S., Buscaino, G. Underwater noise from boats: Measurement of its influence on the behaviour and biochemistry of the common prawn (*Palaemon serratus*, Pennant 1777). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* (2016) 478 24–33

Filiciotto, F., Cecchini, S., Buscaino, G., Maccarrone, V., Piccione, G., Fazio, F. Impact of aquatic acoustic noise on oxidative status and some immune parameters in gilthead sea bream *Sparus aurata* (Linnaeus, 1758) juveniles. *Aquaculture Research* (2017) 48, 1895–1903. doi:10.1111/are.13027

Filiciotto, F., Moyano, M.P.S., de Vincenzi, G., Hidalgo, F., Sciacca, V., Bazterrica, M.C., Corrias, V., Lorusso, M., Mazzola, S., Buscaino, G., Gavio, M.A. Are semi-terrestrial crabs threatened by human noise? Assessment of behavioural and biochemical responses of *Neohelice granulata* (Brachyura, Varunidae) in tank. *Marine Pollution Bulletin* (2018) 137 24–34

Fitzgibbona, Q.P., Daya, R.D., McCauley, R.D., Simona, C.J., Semmensa, J.M. The impact of seismic air gun exposure on the haemolymph physiology and nutritional condition of spiny lobster, *Jasus edwardsii*. *Marine Pollution Bulletin* (2017). <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.08.004>

Fossati, C., Mussib, B., Tizzib, R., Pavana, G., Pace, D.S. Italy introduces pre and post operation monitoring phases for offshore seismic exploration activities. *Marine Pollution Bulletin* (2017) 120 376–378

Francis, C.D., Barber, J.R. A framework for understanding noise impacts on wildlife: an urgent conservation priority. *Fron. Ecol. Environ.* (2013) 11, 305– 313. (DOI: 10.1890/120183)

Gausland, I. *Seismic Surveys Impact on Fish and Fisheries* (2003) (Statoil 41 pp.).

Gillard, B., Purkiani, K., Chatzievangelou, D., Vink, A., Iversen, M.H., Thomsen, L. Physical and hydrodynamic properties of deep sea mining-generated, abyssal sediment plumes in the Clarion Clipperton Fracture Zone (eastern-central Pacific). *Elem Sci Anth* (2019) 7: 5. doi: <https://doi.org/10.1525/elementa.343>

Good Practice Guide No.133. *Underwater Noise Measurement*. National Physical Laboratory. (2014)

Goodall, C., Chapman, C., Neil, D., Tautz, J., Reichert, H. The acoustic response threshold of the Norway lobster, *Nephrops norvegicus*, in a free sound field. In: Wiese, K., W.D., K., Mulloney, B. (Eds.), *Frontiers in Crustacean Neurobiology*. Birkhauser, Basel. (1990) pp. 106–113

Gordon, J., Gillespie, D., Potter, J., Frantzis, A., Simmonds, M.P., Swift, R., Thompson, D. A review of the effects of seismic surveys on marine mammals. *Mar. Technol. Soc. J.* (2003) 37, 16–34.

Gordon, C. *Anthropogenic Noise and Cetacean Interactions in the 21st Century: A Contemporary Review of the Impacts of Environmental Noise Pollution on Cetacean Ecologies*. (2018). University Honors Theses. Paper 625

Götz, T., Hastie, G., Hatch, L.T., Raustein, O., Southall, B.L., Tasker, M., Thomsen, F. Overview of the impacts of antropogenic underwater sound in the marine environment. In: OSPAR Biodiversity Series, London. (2009) pp. 134.

Graham, A.L., Cooke, S.J. The effects of noise disturbance from various recreational boating activities common to inland waters on the cardiac physiology of a freshwater fish, the largemouth bass (*Micropterus salmoides*). Aquatic Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst. (2008) 18(7): 1315-1324.

Guerra, Á., González, Á.F., Rocha, F. A review of records of giant squid in the Northeastern Atlantic and severe injuries in *Architeuthis dux* stranded after acoustic exploration. ICES CM 2004/CC (2004) 29: 1–17.

Halfwerk, W., Slabbekoorn, H. Pollution going multimodal: the complex impact of the humanaltered sensory environment on animal perception and performance. Biol. Lett. (2015) 11, 20141051. (doi: 10.1098/rsbl.2014.1051)

Halvorsen, M. B., Wysocki, L. E., and Popper, A. N. Effects of high-intensity sonar on fish. J. Acoust. Soc. Am. (2006) 119, 3283

Halvorsen, M.B., Casper, B.M., Woodley, C.M., Carlson, T.J., Popper, A.N. Predicting and mitigating hydroacoustic impacts on fi sh from pile installations. NCHRP Res Results Digest 363, Project 25–28, National Cooperative Highway Research Program, Transportation Research Board, National Academy of Sciences, Washington, D.C. <http://www.trb.org/Publications/Blurbs/166159.aspx> . (2011)

Halvorsen, M.B., Casper, M.C., Woodley, C.M., Carlson, T.J., Popper, A.N. Threshold for Onset of Injury in *Chinook Salmon* from Exposure to Impulsive Pile Driving Sounds. June (2012a). Volume 7. Issue 6. e38968. PloseOne.

Halvorsen, M.B., Casper, B.C., Matthews, F., Carlson, T.J., Popper, A.N. Effects of exposure to pile driving sounds on the lake sturgeon, Nile tilapia, and hogchoker. Proc Roy Soc B (2012b) 279:4705–4714

Halvorsen, M.B., Zeddies, D.G., Ellison, W.T., Chicoine, D.R., Popper, A.N. Effects of midfrequency active sonar on fi sh hearing. J Acoust Soc Am (2012c) 131:599–607

Halvorsen, M.B., Zeddies, D.G., Chicoine, D., Popper, A.N. Effects of low-frequency naval sonar exposure on three species of fish. J. Acoust. Soc. Am. (2013) 134, EL205–EL210

Hamilton, W.D. Geometry for the selfish herd. J. Theor. Biol. (1971) 31, 295– 311. doi: 10.1016/0022-5193(71)90189-5

Hassel, A., Knutsen, T., Dalen, J., Skaar, K., Løkkeborg, S., Misund, O.A., Østensen, Ø., Fonn, M., Haugland, E.K. Influence of seismic shooting on the lesser sandeel (*Ammodytes marinus*). ICES J. Mar. Sci. (2004) 61, 1165–1173

Hastings, M.C., Popper, A.N., Finneran, J.J., Ladford, P.J. Effects of low-frequency underwater sound on hair cells of the inner ear and lateral line of the teleost fish *Astronotus ocellatus*. J. Acoust. Soc. Am. (1996) 99 (3), 0001-4966/96/99(3)/1759/8/\$6.00

Hastings, M.C., Popper, A.N. Effects of sound on fish. In: Stokes, S.t.J. (Ed.). California Department of Transportation California Department of Transportation Sacramento, CA. (2005) p. 82.

Hatch, L., Clark, C., Merrick, R., Van Parijs, S., Ponirakis, D., Schwehr, K., Thompson, M., Wiley, D. Characterizing the relative contributions of large vessels to total ocean noise fields: a case study using the Gerry E. Studds Stellwagen Bank National Marine Sanctuary. Environ. Manag. (2008) 42, 735–752.

Hawkins, A., Amorim, M. Spawning sounds of the male haddock, *Melanogrammus aeglefinus*. Environ. Biol. Fishes (2000) 59, 29e41.

- Hawkins, A.D., Pembroke, A.E., Popper, A.N. Information gaps in understanding the effects of noise on fishes and invertebrates. *Rev. Fish Biol. Fish.* (2015) 25, 39–64
- Hawkins, A.D., Popper, A.N. (2017). A sound approach to assessing the impact of underwater noise on marine fishes and invertebrates. *ICES J. Mar. Sci.* 74, 635e651. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsw205>.
- Herbert-Read, J.E., Kremer, L., Bruintjes, R., Radford, A.N., Ioannou, C.C. Anthropogenic noise pollution from pile-driving disrupts the structure and dynamics of fish shoals. *Proc. R. Soc. B* (2017) 284:1627. <http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2017.1627>
- Hildebrand, J. A. Anthropogenic and natural sources of ambient noise in the ocean. *Marine Ecology Progress Series.* (2009) 395, 5–20.
- Hirst, A.G., Rodhouse, P.G. Impacts of geophysical seismic surveying on fishing success. *Rev. Fish Biol. Fish.* (2000)10, 113–118.
- Holles, S., Simpson, S.D., Radford, A.N., Berten, L., Lecchini, D. Boat noise disrupts orientation behaviour in a coral reef fish. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* (2013) 485, 295– 300. doi: 10.3354/meps10346
- Holmes, J.L., McWilliam, J., Ferrari, M.C.O, McCormick, M.I. Juvenile damselfish are affect but desensitize to small motor boat noise. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* (2017) 494.63-68.
- Holt, D.E., Johnston, C.E. Traffic noise masks acoustic signals of freshwater stream fish. *Biol. Conserv.* (2015) 187, 27e33. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.04.004>.
- Hubert, J., Campbell, J., van der Beek, J.G., den Haan, M.F., Verhave, R., Verkade, L.S., Slabbekoorn, H. Effects of broadband sound exposure on the interaction between foraging crab and shrimp-A field study. *Environmental Pollution* (2018) 243 1923e1929
- Hughes, A.R., Mann, D.A., Kimbro, D.L. Predatory fish sounds can alter crab foraging behaviour and influence bivalve abundance. *Proc. R. Soc. B* (2014) 281: 20140715. <http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2014.0715>
- Ioannou, C.C. Swarm intelligence in fish? The difficulty in demonstrating distributed and selforganised collective intelligence in (some) animal groups. *Behav. Process.* (2017) 141, 141– 151. doi:10.1016/j.beproc.2016.10.005
- IUCN. Report of the interim independent scientists group (IISG) on mitigation measures to protect Western gray whales during Sakhalin II construction operations in 2006. Workshop convened by the IUCN, Vancouver, British Columbia. (2006) 3–5
- ISA, Consolidated Regulations and Recommendations on Prospecting and Exploration, Revised Edition, The International Seabed Authority, Kingston, Jamaica. (2015) p. 262.
- ISA, Design of IRZs and PRZs in Deep-Sea Mining Contract Areas, International Seabed Authority, Kingston, Jamaica (2018) pp. 1–8 Briefing Paper 02/2018.
- ISO/DIS 1683 Acoustics–Preferred reference values for acoustical and vibratory levels. http://www.iso.org/iso/home/store/catalogue_tc/catalogue_detail.htm?csnumber=64648. (2013) Accessed 1 Jan 2014
- Iwama, G.K. Stress in fish. *Stress Life* (1998)851, 304e310.
- Kaifu, K., Segawa, S., Tsuchiya, K. Behavioral responses to underwater sound in the small benthic *Octopus ocellatus*. *J. Marine Acoust.Soc. Jpn.* (2007) Vol.34 No.4.

- Kaikkonen, L., Venesjärvi, R., Nygård, H., Kuikka, S. Review: Assessing the impacts of seabed mineral extraction in the deep sea and coastal marine environments: Current methods and recommendations for environmental risk assessment. *Marine Pollution Bulletin* (2018) 135 1183–1197
- Kane, A. S., Song, J., Halvorsen, M. B., Miller, D. L., Salierno, J. D., Wysocki, L. E., Zeddies, D. G., and Popper, A. N. Exposure of fish to high-intensity sonar does not induce acute pathology. *J. Fish Biol.* (2010) 76, 1825–1840.
- Kastelein, R.A., van der Heul, S., Verboom, W.C., Jennings, N., van der Veen, J., de Haan, D. Startle response of captive North Sea fish species to underwater tones between 0.1 and 64 kHz. *Mar. Environ. Res.* (2008) 65, 369–377.
- Kastelein, R. A., Van Heerden, D., Gransier, R., Hoek, L. Behavioral responses of a harbour porpoise (*Phocena phocena*) to playbacks of broadband pile driving sounds. *Marine Environmental Research* (2013) 92 206e214
- Kight, C.R., Swaddle, J.P. (2011). How and why environmental noise impacts animals: an integrative, mechanistic review. *Ecol. Lett.* 14, 1052–1061. (doi:10.1111/j.1461-0248.2011.01664.x
- Kojima, T., Suga, T., Kusano, A., Shimizu, S., Matsumoto, H., Aoki, S., Takai, N., Taniuchi, T. Acoustic pressure sensitivities and effects of particle motion in red sea bream *Pagrus major*. *Fish Sci* (2010) 76:13–20 DOI 10.1007/s12562-009-0194-x
- Kok, A.C.M., Engelberts, J.P., Kastelein, R.A., Helder-Hoek, L., Van de Voorde, S., Visser, F., Slabbekoorn, H. Spatial avoidance to experimental increase of intermittent and continuous sound in two captive harbour porpoises. *Environmental Pollution* (2017) 1-13
- Kostyuchenko, L. Effects of elastic waves generated in marine seismic prospecting on fish eggs in the Black Sea. *Hydrobiol. J.* (1973) 9, 45–48.
- Krahforst, C.S. Impact of vessel noise on oyster toadfish (*Opsanus tau*) behavior and implications for underwater noise management. Ph.D. thesis, East Carolina University (2017).
- Kunc, H.P., McLaughlin, K.E., Schmidt, R. Aquatic noise pollution: implications for individuals, populations, and ecosystems. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* (2016). 283, 20160839. <https://doi.org/10.1098/rspb.2016.0839>
- Kuşku, H., Yiğit, M., Ergün, S., Yiğit, Ü., Taylor, N. Acoustic Noise Pollution from Marine Industrial Activities: Exposure and Impacts. *Aquatic Research*, 1(4), (2018) 148-161.DOI: 10.3153/AR18017
- Jaeckel, A., Gjerde, K.M., Ardron, J.A. Conserving the common heritage of humankind options for the deep seabed mining regime, *Mar. Policy* (2017) 78 150–157
- Jaeckel, A. Strategic environmental planning for deep seabed mining in the area. *Marine Policy*. (2019) <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2019.01.012>
- Jain-Schlaepfer, S., Fakan, E., Rummer, J.L., Simpson, S.D., McCormick, M.I. Impact of motorboats on fish embryos depends on engine type. *Conservation Physiology* (2018) Volume 6. 10.1093/conphys/coy014
- Jasny, M., Reynolds, J, Horowitz, C., Wetzler, A. Sounding the depths II: the rising toll of sonar, shipping and industrial ocean noise on marine life. *Natural Resources Defense Council*. (2005)
- Jeffs, A., Tolimieri, N., Montgomery, J.C. Crabs on cue for the coast: the use of underwater sound for orientation by pelagic crab stages. *Mar. Freshw. Res.* (2003) 54, 841–845

Jochens, A., Biggs, D., Benoit-Bird, K., Engelhaupt, D., Gordon, J., Hu, C., Jaquet, N., Johnson, M., Leben, R., Mate, B., Miller, P., Ortega-Ortiz, J., Thode, A., Tyack, P., Würsig, B. Sperm whale seismic study in the Gulf of Mexico: synthesis report. OCS Study MMS 2008–006. U.S. Department of the Interior, Minerals Management Service, Gulf of Mexico OCS Region, New Orleans, Louisiana, USA. (2008)

Joint Nature Conservation Committee. Guidelines for minimising acoustic disturbing. (2004)

Jones, D.O.B., Durden, J.M., Murphy, K., Gjerde, K.M., Gebicka, A., Colaco, A., Morato, T., Cuvelier, D., Billet, D.S.M. Existing environmental management approaches relevant to deep-sea mining. *Marine Policy* (2019).

Juanes, F., Cox, K., Brenna, L. The effect of anthropogenic and biological noise on fish behavior and physiology: A meta-analysis *The Journal of the Acoustical Society of America* (2017) 141, 3862 <https://doi.org/10.1121/1.4988626>

La Bella, G., Cannata, S., Frogliola, C., Ratti, S., Rivas, G. First assessment of effects of air-gun seismic shooting on marine resources in the central Adriatic Sea. *International Conference on Health, Safety and Environment in Oil and Gas Exploration and Production*, pp. (1996) 227–238.

Ladich, F., Fay, R. Auditory evoked potential audiometry in fish. *Rev. Fish Biol. Fish.* (2013a) 23, 317–364.

Ladich, F., Schulz-Mirbach, T. Hearing in Cichlid Fishes under Noise Conditions. *Plos One*. (2013b) Volume 8. Issue 2 -e57588.

Lagardère, J.-P. Effects of noise on growth and reproduction of *Crangon crangon* in rearing tanks. *Mar. Biol.* (1982) 71: 177-185.

La Manna, G., Manghi, M., Perretti, F., and Sarà, G. Behavioral response of brown meagre (*Sciaena umbra*) to boat noise. *Mar. Poll. Bull.* (2016) 110(1):324-334.

Lecchini, D., Bertucci, F., Gache, C., Khalife, A., Besson, M., Roux, N., Berthe, C., Singh, S., Parmentier, E., Nugues, M.M., Brooker, R.M., Dixon, D.L., & Hédouin, L. Boat noise prevents soundscapebased habitat selection by coral planulae. *Scientific Reports* (2018) 8:9283 doi: 10.1038/s41598-018-27674-w

Lee-Dadswell, G.R. Theoretical Examination of the Absorption of Energy by Snow Crabs Exposed to Seismic Air-gun Pulses: Stage 2-Improvements to Model and Examination of Resonances. Technical Report, OEER Association (2009).

Lewandowski, J.K. Transforming Conflict into Effective Action: A Case Study on the Effects of Anthropogenic Sound on Marine Mammals. PhD Thesis, George Mason University, Fairfax Virginia. (2015)

Lin, H., Wang, X., Sun, X. Effects of Noise Stress on the Pathological Sections of the *Epinephelus Coioides* and the Expression of Hsp70 Protein in the Liver. 2019 International Conference on Biomedical Sciences and Information Systems (ICBSIS 2019). (2019) doi: 10.25236/icbsis.2019.024

Liu, M., Wei, Q.W., Du, H., Fu, Z.Y., Chen, Q.C. Ship noise-induced temporary hearing threshold shift in the Chinese sucker *Myxocyprinus asiaticus* (Bleeker, 1864). *J. Appl. Ichthyol.* (2013) 29, 1416–1422 © 2013 Blackwell Verlag GmbH ISSN 0175–8659

Ljungblad, D.K., Würsig, B., Swartz, S.L. and Keene, J.M. Observations on the behavioral responses of bowhead whales (*Balacena mysticetus*) to active geophysical vessels in the Alaskan Beaufort Sea. (1988) *Artic* 41: 183-194.

- Lopes, C.L., Bastos, L., Caetano, M., Martins, I., Santos, M.M., Iglesias, I. Development of physical modelling tools in support of risk scenarios: A new framework focused on deep-sea mining. *Science of the total environment* (2019) 650 2294-2306
- Lossent, J., Lejarta, M., Folegotd, T., Clorennec, D., Di Iorio, L., Gervaisec, C. Underwater operational noise level emitted by a tidal current turbine and its potential impact on marine fauna. *Marine Pollution Bulletin* (2018) 131 323–334
- Lovell, J.M. The hearing abilities of the bass, *Dicentrarchus labrax*. Technical report commissioned by ARIA Marine Ltd. for the European Commission Fifth Framework Programme. Project Reference: Q5AW-CT-2001-01896. (2003).
- Lovell, J.M., Findlay, M.M., Moate, R.M., Yan, H.Y. The hearing abilities of the prawn *Palaemon serratus*. *Comp. Biochem. Physiol. A Mol. Integr. Physiol.* (2005) 140, 89–100.
- Løkkeborg, S. Effects of a geophysical survey on catching success in longline fishing. *ICES (CM) B*: 40. (1991).
- Løkkeborg, S., Ona, E., Vold, A., and Salthaug, A. Sounds from seismic air guns: gear-and species-specific effects on catch rates and fish distribution. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* (2012) 69 (8): 1278-1291.
- Lucke, K., & Siebert, U. Temporary shift in masked hearing thresholds in a harbor porpoise (*Phocoena phocoena*) after exposure to seismic airgun stimuli. *The Journal of the Acoustical Society of America* 125, 4060 (2009); <https://doi.org/10.1121/1.3117443>
- Ma, W., Echott, D., Van Rhee, C. Numerical calculations of environmental impacts for deep sea mining activities. *Science of the total environment* (2018) 652 996-1012.
- Madsen, P.T. & Mohl, B. Sperm whales (*Physeter catodon* L. 1758) do not react to sounds from detonators. *Journal of the Acoustical Society of America.* (2000) 107: 668-671.
- Madsen, P.T., Mohl, B., Nielsen, B.K., Wahlberg, M. Male sperm whale behaviour during exposures to distant seismic survey pulses. *Aquatic Mammals.* (2002) 28: 231-240.
- Magnhagen, C., Johansson, K., Sigray, P. Effects of motorboat noise on foraging behaviour in Eurasian perch and roach: a field experiment. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 564, 115e125. <https://doi.org/10.3354/meps11997>
- Malakoff, D. A push for quieter ships. *Science* (2017) 328, 1502–1503.
- Malme, C.I. Miles, P.R., Clark, C.W., Tyack, P., and Bird, J.W. Investigations of the potential effects of underwater noise from petroleum industry activities on migrating gray whale behaviour (BBN Report No. 5366; NTIS PB86-174174). Report from Bolt Beranek and Newman Inc. For U.S. Minerals Management Service, Anchorage, A.K. (1983)
- Mann, D.A., Lu, Z., Popper, A.N. A clupeid fish can detect ultrasound. *Nature* (1997) 389: 341
- Mann, D.A., Higgs, D.M., Tavolga, W.N., Souza, M.J., Popper, A.N. Ultrasound detection by clupeiform fishes. *J Acoust Soc Am* (2001) 109:3048–3054
- McCauley, R.D., Jenner, M.N., Jenner, C., McCabe, K.A. & Murdoch, J. The response of humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) to offshore seismic survey noise: preliminary results of observations about a working seismic vessel and experimental exposures. *APPEA Journal* (1998) 38, 692-707.
- McCauley, R.D., Fewtrell, J., Duncan, A.J., Jenner, C., Jenner, M.-N., Penrose, J.D., Prince, R.I.T., Adhitya, A., Murdoch, J., McCabe, K. Marine seismic surveys - a study of environmental implications. *APPEA J.* (2000) 40, 692–706.

- McCauley, R. D., Fewtrell, J., & Popper, A. N. High intensity anthropogenic sound damages fish ears. *The Journal of the Acoustical Society of America*. (2003) 113(1), 638–642. <https://doi.org/10.1121/1.1527962>
- McCauley, R.D., Kent, C.S. A lack of correlation between air gun signal pressure waveforms and fish hearing damage. *Adv. Exp. Med. Biol.* (2012) 730, 245–250.
- McCauley, R.D., Day, R.D., Swadlow, K.M., Fitzgibbon, Q.P., Watson, R.A., Semmens, J.M. Widely used marine seismic survey air gun operations negatively impact zooplankton. *Nat. Ecol. Evol.* (2017)1 <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0195-s41559e017-0195-017>.
- McCormick, M.I., Allan, B.J.M., Harding, H., Simpson, S.D. Human noise. Boat noise impacts risk assessment in a coral reef fish but effects depend on engine type. *SCIENTIFIC REPORTS* (2018) 8:3847 doi: 10.1038/s41598-018-22104-3
- McCormick, M.I., Fakan, E.P., Nedelec, S.L., Allan, B.J.M. Effects of boat noise on fish fast-start escape response depend on engine type. *Scientific Reports*. (2019) 9:6554 <https://doi.org/10.1038/s41598-019-43099-5>
- McDonald, M.A., Hildebrand, J.A., Wiggins, S.M. Increases in deep ocean ambient noise in the Northeast Pacific West of San Nicolas Island, California. *J. Acoustic. Soc. Amer.* (2006) 120, 711– 718. doi:10.1121/1.2216565
- McKenna, M.F., Ross, D., Wiggins, S.M., Hildebrand, J.A. Underwater radiated noise from modern commercial ships. *J. Acoust. Soc. Am.* (2012)131, 92–103.
- Melcón, M.L., Cummins, A.J., Kerosky, S.M., Roche, L.K., Wiggins, S.M., Hildebrand, J.A. Blue whales respond to anthropogenic noise. *PLoS One* (2012) 7, 1–6
- Mendl, M. Performing under pressure: stress and cognitive function. *Appl. Anim. Behav. Sci.* (1999) 65, 221–244.
- Mengerink, K.J., Van Dover, C.L., Ardron, J., Baker, M., Escobar-Briones, E., Gjerde, K., Koslow, J.A., Ramirez-Llodra, E., Lara-Lopez, A., Squires, D., Sutton, T., Sweetman, A.K., Levin, L.A. (2014). *A Call for Deep-Ocean Stewardship*. Vol.344. Science.
- Mickle, M.F., Harris, C.M., Love, O.P., Higgs, D.M. Behavioural and morphological changes in fish exposed to ecologically-relevant boat noises. *Megan Can. J. Fish. Aquat. Sci.* (2019) <https://doi.org/10.1139/cjfas-2018-0258>
- Myrberg, Jr., A.A., Gordon, C.R., Klimley, A.P. Rapid withdrawal from a sound source by open-ocean sharks. *J. Acoust. Soc. Am.* (1978) 64, 1289–1297.
- Monserat, F., Guilhon, M., Correa, P.V.F., Bergo, N.M., Signori, C.N., Tura, P.M., De los Santos Maly, M., Moura, D., Jovane, L., Pellizari, V., Sumida, P.Y.G., Brandini, F.P., Turra, A. Deep-sea mining on the Rio Grande Rise (Southwestern Atlantic): A review on environmental baseline, ecosystem services and potential impacts. *Deep-Sea Research Part I*. (2019)
- Monitoring Guidance for Underwater Noise in European Seas. Part II: Monitoring Guidance Specifications. JRC Scientific and policy reports (2014). Joint Research Centre.
- Montie, E.W., Hoover, M., Kehrer, C., Yost, J., Brenkert, K., O'Donnell, T., Denson, M.R. Acoustic monitoring indicates a correlation between calling and spawning in captive spotted seatrout (*Cynoscion nebulosus*) (2017) *PeerJ5*: e2944; doi:10.7717/peerj.2944

- Mooney, T.A., Hanlon, R.T., Christensen-Dalsgaard, J., Madsen, P.T., Ketten, D.R., Nachtigall, P.E. Sound detection by the longfin squid (*Loligo pealeii*) studied with auditory evoked potentials: sensitivity to low-frequency particle motion and not pressure. *J. Exp. Biol.* (2010) 213, 3748–3759
- Mooney, T.A., Samson, J.E., Schlunk, A.D., Zacarias, S. Loudness-dependent behavioral responses and habituation to sound by the longfin squid (*Doryteuthis pealeii*). *J. Comp. Physiol. A* (2016) 202, 489–501
- Moore, S.E., Clarke, J.T. Potential impact of offshore human activities on gray whales (*Eschrichtius robustus*). *J. Cetacean Res. Manage.* (2002) 4(1):19–25
- Morley, E.L., Jones, G., Radford, A.N. The importance of invertebrates when considering the impacts of anthropogenic noise. *Proc. R. Soc. B* (2014) 281, 20132683. doi:10.1098/rspb.2013.2683
- Mueller-Blenkle, C., McGregor, P.K., Gill, A.B., Andersson, M.H., Metcalfe, J., Bendall, V., Sigray, P., Wood, D.T., Thomsen, F. Effects of pile-driving noise on the behaviour of marine fish. COWRIE Ref: Fish 06-08, Technical Report (2010).
- Myrberg, Jr., A.A., Gordon, C.R., Klimley, A.P. Rapid withdrawal from a sound source by open-ocean sharks. *J. Acoust. Soc. Am.* (1978) 64, 1289–1297.
- Myrberg, A.J., Lugli, M. Reproductive behaviour and acoustical interactions. In: Ladich, F. (Ed.), *Communication in Fishes Vol. 1*. Science Publishers, Enfield, USA. (2006) pp. 149e176.
- Naguib, M. Living in a noisy world: Indirect effects of noise on animal communication. *Behaviour.* (2013). 150, 1069–1084
- Nedelec, S.L., Radford, A.N., Simpson, S.D., Nedelec, B., Lecchini, D., Mills, S.C. Anthropogenic noise playback impairs embryonic development and increases mortality in a marine invertebrate. *Sci. Rep.* (2014) 4, 5891
- Nedelec, S.L., Simpson, S.D., Morley, E.L., Nedelec, B., Radford, A.N. Impacts of regular and random noise on the behaviour, growth and development of larval Atlantic cod (*Gadus morhua*). *Proc. R. Soc. B* (2015) 282, 20151943.
- Nedelec, S.C., Mills, S.C., Lecchini, D., Nedelec, B., Simpson, S.D., Radford, A.N. Repeated exposure to noise increases tolerance in a coral reef fish. *Environmental Pollution* (2016) 216 428-436.
- Nedelec, S.L., Radford, A.N., Pearl, L., Nedelec, B., McCormick, M.I., Meekan, M.G., Simpson, S.D. Motorboat noise impacts parental behaviour and offspring survival in a reef fish. *Proc. R. Soc. B* (2017a) 284: 20170143. <http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2017.0143>
- Nedelec, S.L., Mills, S.C., Radford, A.N., Beldade, R., Simpson, S.D., Nedelec, B., Côté, I.M. Motorboat noise disrupts cooperative interspecific interactions. *Scientific RepoRtS.* (2017b) 7: 6987. doi: 10.1038/s41598-017-06515-2
- Neo, Y.Y., Seitz, J., Kastelein, R.A., Winter, H.V., ten Cate, C., Slabbekoorn, H. Temporal structure of sound affects behavioural recovery from noise impact in European seabass. *Biol. Conserv.* (2014) 178, 65–73.
- Neo, Y.Y., Ufkes, E., Kastelein, R.A., Winter, H.V., ten Cate, C., Slabbekoorn, H. Impulsive sounds change European seabass swimming patterns: influence of pulse repetition interval. *Mar. Pollut. Bull.* (2015) 97, 111–117.
- Neo, Y.Y., Seitz, J., Kastelein, R.A., Winter, H.V., Ten Cate, C., Slabbekoorn, H. Noise impact on European sea bass behavior: temporal structure matters. In: *The Effects of Noise on Aquatic Life II*. Springer. (2016). pp. 763–76

Neo, Y.Y., Hubert, J., Bolle, L.J., Winter, H.V., Slabbekoorn, H. European seabass respond more strongly to noise exposure at night and habituate over repeated trials of sound exposure. *Environmental Pollution* (2018) 239 367e374

Nichols, T.A., Anderson, T.W., Širović, A. Intermittent Noise Induces Physiological Stress in a Coastal Marine Fish. *PLoS ONE* (2015) 10(9): e0139157. doi: 10.1371/journal.pone.0139157

Normandeau Associates I. Effects of noise on fish, fisheries, and invertebrates in the U.S. Atlantic and Arctic from energy industry sound generating activities. A literature synthesis for the U.S. Dept. of the Interior, Bureau of Ocean Energy Management. Contract Number: M11PC00031. (2012) p. 153

Nøttestad, L., Axelsen, B. E. Herring school manoeuvres in response to killer whale attacks. *Can. J. Zool.* (1999) 77, 1540–1547

OGP/IAGC. Seismic Seurveys & Marine Mammals. Joint OGP/IAGC position paper.

Payne, J.F., Andrews, C.A., Fancey, L.L., Cook, A.L., Christian, J.R. (2007). Pilot study on the effects of seismic air gun noise on lobster (*Homarus americanus*). *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* (No. 2712).

Payne, J.F., Coady, J., White, D. Potential Effects of Seismic Air Gun Discharges on Monkfish Eggs (*Lophius americanus*) and Larvae. National Energy Board, Canada. (2009)

Parsons, E.C.M.; Clark, J.; Ross, A.; Simmonds, M.P. The Conservation of British Cetaceans: A Review of the Threats and Protection Afforded to Whales, Dolphins and Porpoises in UK Waters; Whale and Dolphin Conservation Society: Chippenham, Wiltshire, UK (2007) p. 123.

Parsons, E.C.M., Dolman, S.J., Jasny, M., Rose, N.A., Simmonds, M.P., Wright, A.J. A critique of the UK's JNCC seismic survey guidelines for minimising acoustic disturbance to marine mammals: best practise? *Mar. Pollut. Bull.* (2009) 58, 643–651.

Partridge, B.L., Pitcher, T.J. The sensory basis of fish schools: relative roles of lateral line and vision. *J. Comp. Physiol* (1980) 135, 315– 325. doi: 10.1007/ BF00657647

Paxton, A.B., Taylor, J.C., Nowacek, D.P., Dale, J., Cole, E., Voss, C.M., and Peterson, C.H. Seismic survey noise disrupted fish use of a temperate reef. *Marine Policy* (2017) 78: 68-73.

Pavlidis, M., Karantzali, E., Fanouraki, E., Barsakis, C., Kollias, S., Papandroulakis, N. Onset of the primary stress in European sea bass *Dicentrarchus labrax*, as indicated by whole body cortisol in relation to glucocorticoid receptor during early development. *Aquaculture* (2011) 315, 125e130

Peacock, T., Alford, M.H. Is deep-sea mining worth it? *Scientific American*. (2018) Vol. 318 Issue 5, p72-77. 6p. 2 Color Photographs, 2 Maps.

Pearson, W.H., Skalski, J.R., Malme, C.I. Effects of sounds from a geophysical survey device on behavior of captive rockfish (*Sebastes* spp.). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* (1992) 49, 1343–1356.

Pearson, W.H., Skalski, J.R., Sulkin, S.d., Malme, C.I. Effects of seismic energy releases on the survival and development of zoeal larvae of Dungeness crab (*Cancer magister*). *Marine Environmental Research* 38(1994)93-113.

Peng, C., Zhao, X., Liu, G. Review: Noise in the Sea and Its Impacts on Marine Organisms (2015). *Int. J. Environ. Res. Public Health* 2015, 12, 12304-12323; doi: 10.3390/ijerph121012304

- Peng, C., Zhao, X., Liu, S., Shi, W., Han, Y., Guo, C., Jiang, J., Wan, H., Shen, T., Liu, G. Effects of anthropogenic sound on digging behaviour, metabolism, Ca²⁺/Mg²⁺ATPase activity, and metabolism-related gene expression of the bivalve *Sinonovacula constricta*. Scientific reports.6:24266. (2016). doi: 10.1038/srep24266.
- Peña, H., Handegard, N.O., Ona, E. Feeding herring schools do not react to seismic air gun surveys. ICES J. Mar. Sci. (2013) 70, 1174–1180.
- Petersen, S., Krätschell, A., Augustin, N., Jamieson, J., Hein, J.R., Hannington, M.D. News from the seabed- Geological characteristics and resource potential of deep-sea mineral resources. Marine Policy (2016)
- Peukert, A., Schoening, T., Alevizos, E., Köser, K., Kwasnitschka, T., Greinert, J. Understanding Mn-nodule distribution and evaluation of related deep-sea mining impacts using AUV-based hydroacoustic and optical data. Biogeosciences. (2018)15, 2525–2549. <https://doi.org/10.5194/bg-15-2525-2018>
- Picciulin, M., Sebastianutto, L., Codarin, A., Farina, A., Ferrero, E.A. In situ behavioural responses to boat noise exposure of *Gobius cruentatus* (Gmelin, 1789; fam. Gobiidae) and *Chromis chromis* (Linnaeus, 1758; fam. Pomacentridae) living in a Marine Protected Area. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. (2010) 386, 125e132.
- Picciulin, M., Sebastianutto, L., Codarin, A., Calcagno, G., Ferrero, E.A. Brown meagre vocalization rate increases during repetitive boat noise exposures: a possible case of vocal compensation. J. Acoust. Soc. Am. (2012) 132, 3118e3124.
- Pickering, A.D. Stress and Fish. Academic, London. (1981)
- Pinea, M.K., Hannay, D.E., Insleya, S.J., Hallidaya, W.D., Juanesa, F. Assessing vessel slowdown for reducing auditory masking for marine mammals and fish of the western Canadian Arctic. Marine Pollution Bulletin 135 (2018) 290–302
- Pine, M. K., Jeffs, A. G., and Radford, C. A. Turbine sound may influence the metamorphosis behaviour of estuarine crab megalopae. PLOS ONE (2012) 7: e51790
- Pitcher, T. J., Misund, O. A., Ferno, A., Totland, B., and Melle, V. Adaptive behaviour of herring schools in the Norwegian Sea as revealed by high-resolution sonar. ICES J. Mar. Sci. (1996) 53, 449–452
- Pollack, I. Auditory informational masking. J. Acoust. Soc. Am. (1975) 57, S5.
- Popper, A. N., Fay, R. R. Evolution of the ear and hearing: issues and questions. Brain, Behaviour, and Evolution. (1997) 50: 213–221.
- Popper, A.N. Effects of anthropogenic sound on fishes. Fisheries (2003a)28, 24–31.
- Popper, A.N., Fewtrell, J., Smith, M.E., McCauley, R.D. Anthropogenic sound: effects on the behavior and physiology of fishes. Mar. Technol. Soc. J. (2003b) 37, 35–40.
- Popper, A.N., Smith, M.E., Cott, P.A., Hanna, B.W., MacGillivray, A.O., Austin, M.E., Mann, D.A. Effects of exposure to seismic airgun use on hearing of three fish species. J. Acoust. Soc. Am. (2005) 117, 3958–3971. doi:10.1121/1.1904386
- Popper, A.N., Halvorsen, M.B., Kane, A., Miller, D.L., Smith, M.E., Song, J., Stein, P., and Wysocki, L.E. The effects of highintensity, low-frequency active sonar on rainbow trout. J. Acoust. Soc. Am. (2007) 122: 623–635. doi: 10.1121/1.2735115.PMID:17614519.
- Popper, A.N., Hastings, M.C. The effects of human-generated sound on fish. Integrative Zoology (2009a) 4: 43-52

- Popper, A.N., Hastings, M.C. Effects of anthropogenic sources of sound on fishes. *J Fish Biol.* (2009b) 75:455–498
- Popper, A.N., Fay, R.R. Rethinking sound detection by fishes. *Hear. Res.* (2011) 273, 25–36.
- Popper, A. N., Hawkins, A. D., Fay, R. R., Mann, D. A., Bartol, S., Carlson, T. J., Coombs, S., Ellison, W. T., Gentry, R. L., Halvorsen, M. B., Lokkeborg, S., Rogers, P. H., Southall, B., Zeddies, D., Tavolga, W. A. (2014). ASA S3 s–1C1. 4 TR-2014 Sound Exposure Guidelines for Fishes and Sea Turtles: A Technical Report prepared by ANSI-Accredited Standards Committee S3 s–1C1 and registered with ANSI. New York: Springer
- Popper, A.N., Gross, J.A., Carlson, T.J., Skalski, J., Young, J.V., Hawkins, A.D., Zeddies, D. Effects of exposure to the sound from seismic airguns on pallid sturgeon and paddlefish. *PLoS One* (2016) 11, e0159486.
- Popper, A.N., Hawkins, A.D. The importance of particle motion to fishes and invertebrates. *J. Acoust. Soc.* (2018). Am. 143 (1). 0001-4966/2018/143(1)/470/19/\$30.00
- Popper, A.N., Hawkins, A.D. An overview of fish bioacoustics and the impacts of anthropogenic sounds on fishes. *Journal of Fish Biology.* (2019) doi: 10.1111/jfb.13948
- Prideaux, G., Prideaux, M. Environmental impact assessment guidelines for offshore petroleum exploration seismic surveys. *Impact Assess. Proj. Apprais.* (2016) 34, 33–43
- Purser, J., Radford, A.N. Acoustic noise induces attention shifts and reduces foraging performance in three-spined sticklebacks (*Gasterosteus aculeatus*). *PLoS ONE* (2011) 6, e17478. doi: 10.1371/journal.pone.0017478
- Putland. R.L., Merchant. N.D., Farcas. A., Radford. C.A. Vessel noise cuts down communication space for vocalizing fish and marine mammals. *Glob Change Biol.* (2017) 1–14. wileyonlinelibrary.com/journal/gcb © 2017 John Wiley & Sons Ltd. doi: 10.1111/gcb.13996
- Radford, A. N., Kerridge, E., Simpson, S.D. Review. Acoustic communication in a noisy world: can fish compete with anthropogenic noise? *Behavioral Ecology* (2014), 25(5), 1022–1030. doi:10.1093/beheco/aru029
- Radford, A.N., Lèbre, L., Lecaillon, G., Nedelec, S.L., Simpson, S.D. Repeated exposure reduces the response to impulsive noise in European seabass. *Glob Change Biol* (2016) 22, 3349–3360
- Rakhyun, E.K. Should deep seabed mining be allowed? *Marine Policy* 82(2017)134-137.
- Régnauld, M.R., and Lagardère, J.-P. Effects of ambient noise on the metabolic level of *Crangon crangon* (Decapoda, Nanantia). *Mar. Ecol. Prog. Ser.* (1983) 11: 71-78.
- Richardson, W. J., Greene, C. R. Jr., Malme, C. J., Thomson, D. H. *Marine mammals and noise*. San Diego, CA: Academic Press. (1995).
- Roberts, L., Cheesman, S., Breithaupt, T., Elliott, M. Sensitivity of the mussel *Mytilus edulis* to substrate-borne vibration in relation to anthropogenically generated noise. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* (2015) 538: 185-195.
- Roberts, L., Cheesman, S., Elliott, M., Breithaupt, T. Sensitivity of *Pagurus bernhardus* (L.) to substrate-borne vibration and anthropogenic noise. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* (2016a) 474, 185–194
- Roberts, L., Harding, H.R., Voellmy, I., Brintjes, R., Simpson, S.D., Radford, A.N., Breithaupt, T., Elliott, M. Exposure of benthic invertebrates to sediment vibration: from laboratory experiments to outdoor

- simulated pile-driving. Acoustical Society of America. Proceedings of Meeting on Acoustics. (2016b) Vol.27
- Roberts, L., Elliott, M. Good or bad vibrations? Impacts of anthropogenic vibration on the marine epibenthos. *Science of Total Environment* (2017) 595 255-268.
- Robert J. Urick. Principles of Underwater Sound. Mc Graw-Hill. Third Edition. (1983).
- Robinson, S. P., Lepper, P.A., Ablitt, J. The measurement of the underwater-radiated noise from marine piling including characterisation of a "soft start" period. (2007). 061215-074
- Robinson, S.P., Theobald, P.D., Hayman, G., Wang, L.-S., Lepper, P.A., Humphrey, V.F., Mumford, S., Measurement of Underwater Noise Arising from Marine Aggregate Dredging Operations. (2011)
- Rogers, P. H., Cox, M. Underwater sound as a biological stimulus. In sensory biology of aquatic animals. Ed. by J. Atema, R. R. Fay, A. N. Popper, and W. N. Tavolga. Springer-Verlag, New York. (1988) pp. 131–149.
- Roman, J., Estes, J. A., Morissette, L., Smith, C., Costa, D., McCarthy, D., Smetacek, V. Whales as marine ecosystem engineers. *Frontiers in Ecology and the Environment*. (2014) 12(7), 377– 385.
- Romano, T.A., Keogh, M.J., Kelly, C., Feng, P., Berk, L., Schlundt, C. E., Carder, D.A., Finneran, J.J. Anthropogenic sound and marine mammal health: Measures of the nervous and immune systems before and after intense sound exposure. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. (2004) 61: 1124–1134.
- Rowe, S., Hutchings, J.A. Sound production by atlantic cod during spawning. *Trans. Am. Fish. Soc.* (2006)135, 529e538. <https://doi.org/10.1577/T04-061.1>.
- Rowe, S., Hutchings, J. A., Skjæraasen, J. E., & Bezanson, L. Morphological and behavioural correlates of reproductive success in Atlantic cod *Gadus morhua*. *Marine Ecology Progress Series*. (2008) 354, 257– 265. <https://doi.org/10.3354/meps07175>
- Rotllant, J., Tort, L. Cortisol and glucose responses after acute stress by net handling in the sparid red porgy previously subjected to crowding stress. *J. Fish Biol.* (1997) 51, 21e28
- Rzeznik, S.J., Flierl, G.R., Peacock, T. Model investigations of discharge plumes generated by deep-sea nodule mining operations. *Ocean Engineering* (2019) 172 684-696.
- Sabet, S.S., Neo, Y.Y., Slabbekoorn, H. The effect of temporal variation in sound exposure on swimming and foraging behaviour of captive zebrafish. *Animal Behaviour* (2015) 107 49e60
- Sabet, S.S., Wesdorp, K., Campbell, J., Snelderwaard, P., Slabbekoorn, H. Behavioural responses to sound exposure in captivity by two fish species with different hearing ability. *Animal Behaviour* (2016) 116 1-11.
- Samson, J.E., Mooney, T.A., Gussekloo, S.W.S., Hanlon, R.T. Graded behavioral responses and habituation to sound in the common cuttlefish *Sepia officinalis*. *J. Exp. Biol.* (2014) 217, 4347–4355.
- Santulli, A., Modica, A., Messina, C., Ceffa, L., Curatolo, A., Rivas, G., Fabi, G., D'Amelio, V. Biochemical responses of European sea bass (*Dicentrarchus labrax* L.) to the stress induced by off shore experimental seismic prospecting. *Mar. Pollut. Bull.* (1999) 38, 1105–1114.
- Sarà, G., Dean, J.M., D'Amato, D., Buscaino, D., Oliveri, A., Genovese, S., Ferro, S., Buffa, G., Lo Martire, M., Mazzola, S. Effect of boat noise on the behaviour of bluefin tuna *Thunnus thynnus* in the rsph.royalsocietypublishing.org Proc. R. Soc. B 284: 20171627 7 mediterranean sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* (2007) 331, 243– 253. (DOI: 10.3354/meps331243)

- Schwarz, A.L., Greer, G.L. Responses of Pacific herring, *Clupea harengus pallasii*, to some underwater sounds. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* (1984) 41(8): 1183-1192
- Scholik, A.R., Yan, H.Y. Effects of underwater noise on auditory sensitivity of a cyprinid fish. *Hearing Research* (2001) 152: 17-24.
- Scholik, A.R., Yan, H.Y. Effects of boat engine noise on the auditory sensitivity of the fathead minnow, *Pimephales promelas*. *Environ. Biol. Fish.* (2002) 63: 203-209
- Schulte, P.M. What is environmental stress? Insights from fish living in a variable environment. *J. Exp. Biol.* (2014) 217, 23e34.
- Sebastianutto, L., Picciulin, M., Costantini, M., Ferrero, E.A. How boat noise affects an ecologically crucial behaviour: the case of territoriality in *Gobius cruentatus* (Gobiidae). *Environ. Biol. Fishes.* (2011) 92: 207–215. <http://doi:10.1007/s10641-011-9834-y>.
- Sempere, J.T.B., Juanes, F., Rountree, R.A., Soriano, J.R. Recreational boat traffic effects on fish assemblages: first evidence of detrimental consequences at regulated mooring zones in sensitive marine areas. (2018) <https://www.researchgate.net/publication/323316657>
- Shannon, G., McKenna, M.F., Angeloni, L.M., Crooks, K.R., Fristrup, K.M., Brown, E., Warner, K.A., Nelson, M.D., White, C., Briggs, J., McFarland, S., Wittemyer, G. A synthesis of two decades of research documenting the effects of noise on wildlife. *Biol. Rev.* (2016) 91, 982e1005.
- Shi, W., Han, Y., Guan, X., Rong, J., Du, X., Zha, S., Tang, Y., Liu, G. Anthropogenic Noise Aggravates the Toxicity of Cadmium on Some Physiological Characteristics of the Blood Clam *Tegillarca granosa*. *Front. Physiol.* (2019) 10:377. doi: 10.3389/fphys.2019.00377
- Simontacchi, C., Poltronieri, C., Carraro, C., Bertotto, D., Xiccato, G., Trocino, A., Radaelli, G. Alternative stress indicators in sea bass *Dicentrarchus labrax*, L. *J. Fish Biol.* (2008) 72, 747e752
- Simpson, S.D., Meekan, M.G., Larsen, N.J., McCauley, R.D., and Jeffs, A. Behavioral plasticity in larval reef fish: orientation is influenced by recent acoustic experiences. *Behavioral Ecology* (2010) 21(5): 1098–1105. <https://doi.org/10.1093/beheco/arq117>
- Simpson, S.D., Purser, J., Radford, A.N. Anthropogenic noise compromises antipredator behaviour in European eels. *Glob. Change Biol.* (2015) 21, 586– 593. doi:10.1111/gcb.12685
- Simpson, S.D., Radford, A.N., Nedelec, S.L., Ferrari, M.C., Chivers, D.P., McCormick, M.I., Meekan, M.G. Anthropogenic noise increases fish mortality by predation. *Nat. Commun.* (2016) 7, 10544. <https://doi.org/10.1038/ncomms10544>.
- Sivle, L.D., Kvadsheim, P.H., Ainslie, M.A., Solow, A., Handegard, N.O., Nordlund, N., Lam, F.P.A. Impact of naval sonar signals on Atlantic herring (*Clupea harengus*) during summer feeding. *ICES J. Mar. Sci.* (2012) 69(6): 1078-1085.
- Skalski, J.R., Pearson, W.H., Malme, C.I. Effects of sounds from a geophysical survey device on catch-per-unit-effort in a hook-and-line fishery for rockfish (*Sebastes* spp.). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* (1992) 49(7): 1357-1365.
- Slabbekoorn, H., Ripmeester, E.A. Birdsong and anthropogenic noise: implications and applications for conservation. *Mol. Ecol.* (2008) 17, 72 – 83. doi: 10.1111/j.1365-294X.2007.03487.x
- Slabbekoorn, H., Bouton, N., van Opzeeland, I., Coers, A., ten Cate, C., Popper, A.N. A noisy spring: the impact of globally rising underwater sound levels on fish. *Trends Ecol. Evol.* (2010) 25, 419e427. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2010.04.005>.

Slotte, A., Hansen, K., Dalen, J., Ona, E. Acoustic mapping of pelagic fish distribution and abundance in relation to a seismic shooting area off the Norwegian west coast. *Fish. Res.* (2004) 67, 143–150.

Smith, M.E., Kane, A.S., Popper, A.N. Noise-induced stress response and hearing loss in goldfish (*Carassius auratus*). *The Journal of Experimental Biology* (2004) 207, 427-435 Published by The Company of Biologists 2004 doi:10.1242/jeb.00755

Solan, M., Hauton, C., Godbold, J.A., Wood, C.L., Leighton, T.G., and White, P. Anthropogenic sources of underwater sound can modify how sediment-dwelling invertebrates mediate ecosystem properties. (2016) *Sci. Rpt.* 6: 20540.

Solé, M., Lenoir, M., Durfort, M., López-Bejar, M., Lombarte, A., André, M. Ultrastructural Damage of *Loligo vulgaris* and *Illex coindetii* statocysts after Low Frequency Sound Exposure. *PLoS ONE* (2013a) 8(10): e78825. doi: 10.1371/journal.pone.0078825

Solé, M., Lenoir, M., Durfort, M., López-Bejar, M., Lombarte, A., van der Schaar, M., André, M. Does exposure to noise from human activities compromise sensory information from cephalopod statocysts? *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography* (2013b) 95: 160-181

Solé, M., Lenoir, M., Fortuño, J.M., Durfort M, Van der Schaar, M., Andreé, M. Evidence of cnidarians sensitivity to sound after exposure to low frequency underwater sources. *Scientific Reports* (2016) 6:37979 doi: 10.1038/srep37979

Song, J., Mann, D.A., Cott, P.A., Hanna, B.W., Popper, A.N. The inner ears of northern Canadian freshwater fishes following exposure to seismic air gun sounds. *J. Acoust. Soc. Am.* (2008) 124, 1360–1366

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. & P.L. Tyack Marine Mammal Noise Exposure Criteria: Initial Scientific Recommendations. *Aquatic Mammals*. (2007) Vol 33(4) 121pp.

Spiga, I., Caldwell, G.S., and Brintjes, R. Influence of pile driving on the clearance rate of the blue mussel, *Mytilus edulis* (L.). *Proc. Mtgs. Acoust.* (2016) 27(1): 040005. DOI: 10.1121/2.

Spiga, I., Aldred, N., Caldwell, G.S. Anthropogenic noise compromises the anti-predator behaviour of the European seabass, *Dicentrarchus labrax* (L.). *Marine Pollution Bulletin* (2017) 122 297-305

Stadler, J.H., Woodbury, D.P. Assessing the effects to fishes from pile driving: application of new hydroacoustic guidelines. *Inter-Noise* (2009)

Stanley, J. A., Van Parijs, S. M., Hatch, L. T. Underwater sound from vessel traffic reduces the effective communication range in Atlantic cod and haddock. *Scientific Reports*. (2017) 7(1), 14633. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-14743-9>

Sverdrup, A., Kjellsby, E., Krüger, P., Fløysand, R., Knudsen, F., Enger, P., Serck-Hanssen, G., Helle, K. Effects of experimental seismic shock on vasoactivity of arteries, integrity of the vascular endothelium and on primary stress hormones of the Atlantic salmon. *J. Fish Biol.* (1994) 5, 973–995

Swaddle, J.P., Francis, C.D., Barber, J.R., Kyba, C.C.M., Dominoni, D.M., Shannon, G., Aschehoug, E., Goodwin, S.E., Kawahara, A.Y., Luther, D., Spoelstra, K., Voss, M., Longcore, T. A framework to assess evolutionary responses to anthropogenic light and sound. *Trends Ecol. Evol.* (2015) 30, 550– 560. (doi: 10.1016/j.tree.2015.06.009)

Tasker, M.L., Amundin, M., Andre, M., Hawkins, A., Lang, W., Merck, T., Scholik-Schlomer, A., Teilmann, J., Thomsen, F., Werner S., Zakharia, M. Marine Strategy Framework Directive Task Group 11 Report Underwater noise and other forms of energy. Joint Report Prepared under the Administrative Arrangement

between JRC and DG ENV (no 31210–2009/2010), the Memorandum of Understanding between the European Commission and ICES managed by DG MARE, and JRC's own institutional funding. JRC Scientific and Technical Reports (2010).

Terhune, J.M., Friars, G.W., Bailey, J.K., O'Flynn, F.M. Noise levels may influence Atlantic salmon smolting rates in tanks. *Journal of Fish Biology* (1990) 37, 185–197.

Thomsen, F., Lüdemann, K., Kafemann, R., Piper, W. Effects of offshore wind farm noise on marine mammals and fish, biola, Hamburg, Germany on behalf of COWRIE Ltd. Available from: <http://offshorewind.co.uk/Downloads/BIOLARep06072006FINAL.pdf>. (2006).

Thomsen, F., McCully, S.R., Wood, D., White, P., Page, F. A Generic Investigation Into Noise Profiles of Marine Dredging in Relation to the Acoustic Sensitivity of the Marine Fauna in UK Waters: PHASE 1 Scoping and Review of Key Issues. Aggregates Levy Sustainability Fund/Marine Environmental Protection Fund (ALSF/MEPF), Lowestoft, UK (61 pp., Aggreg. Levy Sustain. Fund Marine Environ. Prot. Fund ALSFMEPF Lowestoft UK) (2009).

Thomson, R., Sporicic, M., Foster, S., Haddon, M., Potter, A., Carroll, A., Przeslawski, R., Knuckey, I., Koopman, M., Hartog, J. Examining Fisheries Catches and Catch Rates for Potential Effects of Bass Strait Seismic Surveys. Hobart and Canberra, CSIRO and Geoscience Australia (2014) p. 84

Tidau, S., Briffa, M. Anthropogenic noise pollution reverses grouping behaviour in hermit crabs. *Animal Behaviour* (2019) 151 113e120

Todd, S., Stevick, P., Lien, J., Marques, F., Ketten, D. Behavioural effects of exposure to underwater explosions in humpback whales (*Megaptera novaeangliae*). *Can. J. Zool.* (1996) 74, 1661–1672.

Tsuji, K., Akamatsu, T., Okamoto, R., Mori, K., Mitani, Y., Umeda, N. Change in singing behavior of humpback whales caused by shipping noise. *PLoS ONE* (2018) 13(10): e0204112. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0204112>

Tyack, P.L. Implications for marine mammals of large-scale changes in the marine acoustic environment. *Journal of Mammalogy* (2008) 89(3):549–558

UNCLOS, United Nations Convention on the Law of the Sea. Opened for signature 10 Dec 1982 and entered into force 16 Nov 1994; 1833 UNTS 397(1982)

Urick, R. J. Principles of underwater sound, McGraw-Hill, New York. Xiii. (1983). 423 p

Van Dover, C.L., Arnaud-Haond, S., Gianni, M., Helmreich, S., Huber, J.A., Jaekel, A.L., Metaxas, A., Pendleton, L.H., Petersen, S., Ramirez-Llodra, E., Steinberg, P.E., Tunnicliffe, V., Yamamoto, H. Scientific rationale and international obligations for protection of active hydrothermal vent ecosystems from deep-sea mining. *Marine Policy* (2018) 90 20-28.

Vasconcelos, R.O., Amorim, M.C.P., and Ladich, F. Effects of ship noise on the detectability of communication signals in the Lusitanian toadfish. *J. Exper. Biol.* (2007) 210(12): 2104-2112.

Vazzana, M., Celi, M., Genovese, L., Corrias, V., Quinci, E.M., De Vincenzi, G., Maccarrone, V., Cammilleri, G., Mazzola, S., Buscaino, G., Filiciotto, F. Are mussels able to distinguish underwater sounds? Assessment of the reactions of *Mytilus galloprovincialis* after exposure to lab-generated acoustic signals. *Comparative Biochemistry and Physiology. Part A* (2016) 201 61-70.

Vazzana, M., Celi, M., Arizza, V., Calandra, G., Buscaino, G., Ferrantelli, V., Bracciali, C., Sará, G. Noise elicits hematological stress parameters in Mediterranean damselfish (*Chromis chromis*, perciformes): A mesocosm study. *Fish & Shellfish Immunology* (2017) 62 147e152

- Vermeij, M.J.A., Marhaver, K.L., Huijbers, C.M., Nagelkerken, I., Simpson, S.D. Coral larvae move toward reef sounds. *PLoS One* (2010) 5, e10660
- Vetter, B.J., Murchy, K.A., Cupp, A.R., Amberg, J.J., Gaikowski, M.P., Mensinger, M.P. Acoustic deterrence of bighead carp (*Hypophthalmichthys nobilis*) to a broadband sound stimulus. *Journal of Great Lakes Research* (2017) 43 163-171.
- Voellmy, I.K., Purser, J., Flynn, D., Kennedy, P., Simpson, S.D., Radford, A.N. Acoustic noise reduces foraging success in two sympatric fish species via different mechanisms. *Anim. Behav.* (2014a) 89, 191–198. doi: 10.1016/j.anbehav.2013.12.029
- Voellmy, I.K., Purser, J., Simpson, S.D., Radford, A.N. Increased noise levels have different impacts on the anti-predator behaviour of two sympatric fish species. *PLoS One* (2014b) 9, e102946
- Wale, M.A., Simpson, S.D., Radford, A. N. Noise negatively affects foraging and antipredator behaviour in shore crabs. *Anim. Behav.* (2013) 86, 111 – 118. doi: 10.1016/j.anbehav.2013. 05.001.
- Wale, M.A., Briers, R.A., Bryson, D., Hartl, M.G.J., Diele, K. The effects of anthropogenic noise playbacks on the blue mussel *Mytilus edulis*. Marine Alliance for Science & Technology for Scotland (MASTS) Annual Science Meeting, 19-21 October. (2016) <http://www.masts.ac.uk/media/36069/2016-abstracts-gen-sci-session-3.pdf>
- Walsh, E.P., Arnott, G., Kunc, H.P. Noise affects resource assessment in an invertebrate. *Biol. Lett.* (2017) 13: 20170098. <http://dx.doi.org/10.1098/rsbl.2017.0098>
- Wardle, C.S., Carter, T.J., Urquhart, G.G., Johnstone, A.D.F., Ziolkowski, A.M., Hampson, G., Mackie, D. Effects of seismic air guns on marine fish. *Cont. Shelf Res.* (2001) 21, 1005–1027
- Wartzok, D., Ketten, D.R. Marine mammal sensory systems. In *Biology of Marine Mammals* (Eds J Reynolds, S Rommel). (1999) pp. 17 – 175. Washington, DC: Smithsonian Institution Press.
- Webb, P. Effect of body form and response threshold on the vulnerability of four species of teleost prey attacked by largemouth bass (*Micropterus salmoides*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* (1986) 43, 763–771.
- Webster, F.J., Wise, B.S., Fletcher, W.J., Kemps, H. Risk Assessment of the potential impacts of seismic air gun surveys on marine finfish and invertebrates in Western Australia. Fisheries Research Report No. 288 Department of Primary Industries and Regional Development, Western Australia. (2018) 42pp
- Wedemeyer, G.A., Barton, A.B., McLeay, D.J. Stress and acclimation. In: Schreck, C.B., Moyle, P.B. (Eds.), *Methods for Fish Biology*. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland. (1990). pp. 451e489.
- Wei, C.A., Lin, T.H., Chen, R.D., Tseng, Y., Shao, Y.T. The effects of continuously acoustical stress on cortisol in milkfish (*Chanos chanos*). *General and Comparative Endocrinology* (2018) 257 227–234
- Weilgart, L. S. The impacts of anthropogenic ocean noise on cetaceans and implications for management. *Canadian Journal of Zoology* (2007) 85(11), 1091–1116. <https://doi.org/10.1139/z07-101>
- Weilgart, L. The impact of ocean noise pollution on fish and invertebrates. (2017).
- Weir, C.R., Dolman, and S.J. Comparative Review of the Regional Marine Mammal Mitigation Guidelines Implemented During Industrial Seismic Surveys, and Guidance Towards a Worldwide Standard, *Journal of International Wildlife Law & Policy.* (2007) 10:1, 1-27
- Weir, C.R. Overt responses of humpback whales (*Megaptera novaeangliae*), sperm whales (*Physeter macrocephalus*), and Atlantic spotted dolphins (*Stenella frontalis*) to seismic exploration off Angola. *Aquat Mamm.* (2008a) 34:71–83

- Weir, C.R. Short-finned pilot whales (*Globicephala macrorhynchus*) respond to an airgun ramp-up procedure off Gabon. *Aquat Mamm.* (2008b) 34:349–354
- Whitlow, W.L. Au, Mardi C. Hastings. *Principles of Marine Bioacoustics*. Springer (2008).
- Wilkins, S.L., Stanley, J.A., Jeffs, A.G. Induction of settlement in mussel (*Perna canaliculus*) larvae by vessel noise, *Biofouling: The Journal of Bioadhesion and Biofilm Research.* (2012) 28:1, 65-72
- Wilson, J.C., Elliot, M., Cutts, N.D., Mander, L., Mendao, V., Perez-Dominguez, R., Phelps, A. Review. Coastal and offshore wind energy generation: is it environmentally benign? *Energies* (2010) 3, 1383-1422; doi: 10.3390/en3071383
- Wilson, B., Dill, L. M. “Pacific herring respond to simulated odontocete echolocation sounds,” *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* (2002) 59, 542–553.
- Williams, R., Clark, C. W., Ponirakis, D., Ashe, E. Acoustic quality of critical habitats for three threatened whale populations. *Animal Conservation.* (2013) 17(2), 174–185.
- Williams, R., Wright, A.J., Ashe, E., Blight, L.K., Bruintjes, R., Canessa, R., Clark, C.W., Cullis-Suzuki, S., Dakin, D.T., Erbe, C., Hammond, P.S., Merchant, N.D., O’Hara, P.D., Purser, J., Radford, A.N., Simpson, S.D., Thomas, L., Wale, M.A. Impacts of anthropogenic noise on marine life: publication patterns, new discoveries, and future directions in research and management. *Ocean Coast. Manag.* (2015)115, 17– 24. doi: 10.1016/j.ocecoaman.2015.05.021
- Wong, B.B.M., Candolin, U. Behavioral responses to changing environments. *Behav. Ecol.* (2015) 26, 665–673. doi:10.1093/beheco/aru183
- World Health Organization. *Burden of disease from environmental noise: quantification of healthy life years lost in Europe*. Geneva, Switzerland: World Health Organization (2011)
- Woodbury, D., Stadler, J. A proposed method to assess physical injury to fishes from underwater sound produced during pile driving. *Bioacoustics* (2008) 17:289–291
- Wysocki, L.E., Dittami, J.P., Ladich, F. Ship noise and cortisol secretion in European freshwater fishes. *Bio. Conserv.* (2006) 128: 501-508.
- Wysocki, L.E., Davidson, J.W. III, Smith M.E., Frankel A.S., Ellison T.E., Mazik P.M., Popper A.N., Bebak J. The effects of aquaculture production noise on hearing, growth, and disease resistance of rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss*. *Aquaculture* (2007)272, 687– 697.
- Wysocki, L.E., Codarin, A., Ladich, F., Picciulin, M. Sound pressure and particle acceleration audiograms in three marine fish species from the Adriatic Sea. *J. Acoust. Soc. Am.* (2009)126, 2100–2107.
- Xinhai, Z., Xiaomei, X.U., Xinbing, TU., Wenpeng, W., Yougan, C. Preliminary Exploration of Underwater Noise Impact on Japanese Eel (*Anguilla Japonica*) Elvers. IEE/OES China Ocean Acoustics symposium. (2016)
- Zhou, W., Huang, X., Xu, X. Changes of movement behavior and HSP70 gene expression in the hemocytes of the mud crab (*Scylla paramamosain*) in response to acoustic stimulation, *Marine and Freshwater Behaviour and Physiology*, (2018) doi: 10.1080/10236244.2018.1439337