

Darstellung und Bewertung der Auswirkungen von Schallemissionen durch Offshore-Rammarbeiten auf Meeressäuger



Georg Nehls & Klaus Betke

Dezember 2011

Im Auftrag des Offshore Forum Windenergie

Inhalt

1.	Veranlassung und Aufgabenstellung	3
2.	Schalltechnische Grundlagen.....	4
2.1	Was ist Schall?	4
2.2	Pegel	4
2.2.1	Äquivalenter Dauerschallpegel, L_{eq}	5
2.2.2	Einzelereignispegel, SEL.....	5
2.2.3	Spitzenpegel, L_{peak}	7
2.3	Frequenzabhängige Darstellung	7
2.4	Schallausbreitung im Meer	8
2.5	Quellpegel.....	10
3.	Schallemissionen bei Offshore-Rammarbeiten	11
3.1	Beispiele.....	11
3.2	Abhängigkeit des Schallpegels von der Ramme	13
3.3	Abhängigkeit des Schallpegels von der Rammenergie	13
3.4	Abhängigkeit des Schallpegels vom Pfahldurchmesser	14
3.5	Abhängigkeit des Schallpegels von der Wassertiefe	15
4.	Vorkommen von Meeressäugtieren in Nord- und Ostsee.....	16
5.	Auswirkungen von Schallemissionen auf Meeressäugtiere	17
5.1	Hörempfindlichkeit	17
5.2	Hörschäden.....	19
5.3	Störung	22
5.4	Vorliegende Untersuchungen bei Offshore-Rammarbeiten.....	22
5.4.1	Offshore-Windpark Horns Rev 1.....	22
5.4.2	Offshore-Windpark Nysted 1.....	22
5.4.3	Offshore-Windpark Horns Rev 2.....	23
5.4.4	Forschungsplattform FINO 3.....	23
5.4.5	Umspannwerk alpha ventus	23
5.4.6	Offshore-Windpark alpha ventus	23
5.4.7	Offshore-Windpark Beatrice.....	24
5.5	Zusammenfassende Bewertung	24
6.	Darstellung und Bewertung kumulativer Wirkungen	26
7.	Bewertungsverfahren und Regulierungen.....	29
7.1	UBA-Vorsorgewert.....	30
7.2	Bewertungsverfahren in anderen Ländern.....	31
8.	Mitigationsverfahren.....	33
8.1	Vergrämung	33
8.2	Soft-Start.....	34
8.3	Schallminderungsmaßnahmen	35
8.4	Zeitliche und räumliche Steuerung von Rammarbeiten	38
8.5	Ausblick und offene Fragen	38
9.	Schlussfolgerungen.....	41
10.	Literatur	42

1. Veranlassung und Aufgabenstellung

Schallemissionen von Offshore-Rammarbeiten werden zunehmend als ein wichtiges Problem für den Schutz von Marinen Säugetieren wahrgenommen. Im Zuge des sich europaweit entwickelnden Ausbaus der Offshore-Windenergienutzung werden daher Regularien gefordert, mit denen eine Schädigung oder Störung von Kleinwalen und Robben vermieden werden kann. Für die Gründung von Offshore-Windenergieanlagen werden bislang zumeist Stahlfundamente eingesetzt, bei denen große Pfähle mit einem hydraulischen Hammer in den Meeresboden getrieben werden. Bei bisherigen Projekten wurden Pfähle mit bis zu 5 m Durchmesser eingesetzt, die Einbindetiefen in den Meeresboden betragen bis über 50 m. Vorliegende Untersuchungen zeigen, dass die bei diesen Rammarbeiten entstehenden Schallemissionen im Nahbereich eine Schädigung von Marinen Säugetieren bewirken können und dass von ihnen großräumige Störungen ausgehen.

Über die Wirkung von Unterwasserschall auf Meeressäugetiere sind in den vergangenen Jahren mehrere Übersichtsarbeiten erstellt worden (Hildebrand 2006, Madsen et al. 2006, Parvin et al. 2006, Thomsen et al. 2006, Nowacek et al. 2007, Southall et al. 2007, Weilgart 2007, Nehls et al. 2009, André et al. 2009, Ainslie et al. 2009), so dass hier auf eine detaillierte Darstellung genereller Aspekte verzichtet werden kann. Der vorliegende Bericht gibt eine kurze Übersicht über die Schallemissionen bei Offshore-Rammarbeiten und die beobachteten Reaktionen von Meeressäugetieren, insbesondere Schweinswale. Auf dieser Grundlage werden darüber hinaus ein kurzer Ausblick und eine Bewertung der Wirkung zeitgleich aktiver Rammverfahren in der Deutschen Bucht gegeben.

2. Schalltechnische Grundlagen

2.1 Was ist Schall?

Von Schall spricht man, wenn in einem Medium wie Luft oder Wasser kleine Druckschwankungen auftreten und wenn sich diese Druckschwankungen als *Schallwelle* im Raum ausbreiten. Der *Schalldruck* addiert sich also zum hydrostatischen Druck, wie in Abb. 1 schematisch dargestellt. Der hydrostatische Druck, er beträgt in Luft und in Wasser nahe der Oberfläche etwa 10^5 Pa, in 10 m Wassertiefe 2×10^5 Pa usw., wird in der Akustik normalerweise nicht betrachtet.

Das zweite genannte Kriterium, die Ausbreitung, ist insofern von Belang, als es auch schnelle Druckfluktuationen ohne Schall gibt, manchmal "Pseudoschall" genannt. Beispiele sind Strömungs"geräusche" von einem Mikrofon im Wind oder Signale von einem Hydrofon (Unterwasser-Mikrofon), das von einem schwankenden Boot ins Wasser hängt und dadurch Schwankungen des hydrostatischen Drucks ausgesetzt ist. Diese können sehr viel größer sein als der Schalldruck, der eigentlich gemessen werden soll.

Wie bei elektromagnetischen Wellen, die durch zwei Größen, die elektrische und die magnetische Feldstärke, charakterisiert sind, gibt es auch bei der Schallwelle neben dem Schalldruck eine zweite Feldgröße: Die *Schallschnelle* (engl. *particle velocity*), das ist die "Schwinggeschwindigkeit" der Wasserteilchen. Sie ist nicht mit der *Schallgeschwindigkeit*, also der Ausbreitungsgeschwindigkeit des Schalls zu verwechseln, die in Wasser etwa 1500 m/s (in Luft 343 m/s) beträgt, sondern sehr viel kleiner, in der Größenordnung $\mu\text{m/s}$ bis mm/s . Für die weiteren Betrachtungen ist die Schallschnelle ohne Belang.

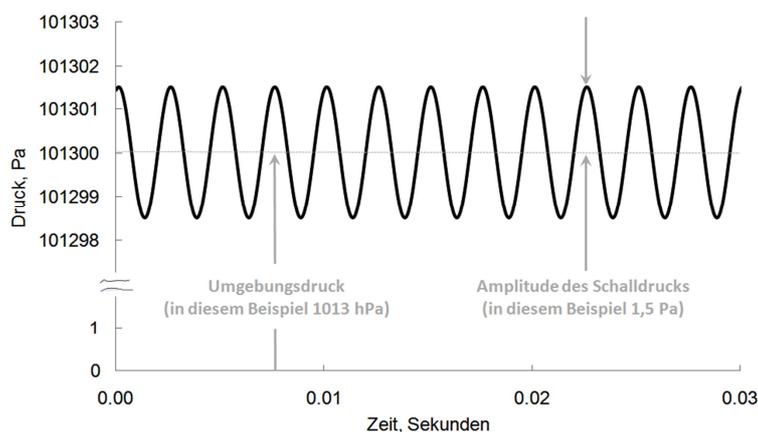


Abb. 1: Der Schalldruck ist dem statischen Luft- oder Wasserdruck als kleine Störung überlagert.

2.2 Pegel

In der Schalltechnik wird die Intensität von Geräuschen meistens nicht direkt durch die Größe Schalldruck (oder die Schallschnelle) beschrieben, sondern durch den aus der Nachrichtentechnik bekannten *Pegel* in dB (Dezibel). Der Schallpegel gibt auf einer logarithmischen Skala an, um welchen Faktor der Schalldruck größer als der Referenzschalldruck $p_0 = 1 \mu\text{Pa}$ ist. Ein Vorteil von Pegeln ist,

dass man stets "handliche" Zahlen hat, obwohl der der Schalldruck über einen sehr großen Bereich variieren kann.

Es gibt verschieden definierte Schallpegel; für die vorliegende Fragestellung sind folgende von Bedeutung:

- Äquivalenter Dauerschallpegel L_{eq}
- Einzelereignispegel (single event sound pressure level, sound exposure level, SEL) L_E
- Spitzenpegel L_{peak}

2.2.1 Äquivalenter Dauerschallpegel, L_{eq}

Der L_{eq} ist eine der am häufigsten benutzten Messgrößen in der Schalltechnik und ist definiert als

$$L_{eq} = 10 \log \left(\frac{1}{T} \int_0^T \frac{p(t)^2}{p_0^2} dt \right) \text{ dB} \quad (2.1)$$

Hierin sind $p(t)$ der Schalldruck, p_0 der Bezugsschalldruck $1 \mu\text{Pa}$ und T die Mittelungszeit. In Worten bedeutet Gleichung 2.1: Quadriere die beobachteten Schalldrücke p , bilde den Mittelwert über die Zeit T und teile durch p_0^2 . Der mit 10 multiplizierte Zehnerlogarithmus von diesem Wert ist das Ergebnis in dB.

Der Bezugswert p_0 wird bei dB-Werten normalerweise mit angegeben. Im Beispiel in Abb. 1, einem Sinuston mit einer Amplitude von 1.5 Pa , beträgt der L_{eq} etwa $120.5 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}$.

2.2.2 Einzelereignispegel, SEL

Diese Größe dient dazu, den Schall zu charakterisieren, der von einem "Schallereignis" ausgeht. Was unter einem "Ereignis" zu verstehen ist, hängt von der Fragestellung ab. Das kann ein Entladevorgang eines LKWs sein, der Überflug eines Flugzeugs, ein einzelner Rammschlag, aber auch der ganze Einbringvorgang eines Pfahls mit einer größeren Anzahl von Rammschlägen.

Der SEL wird in der Schalltechnik nicht sehr häufig benutzt, hat aber im Zusammenhang mit Unterwasser-Rammgeräuschen einige Verbreitung gefunden. Wenn solche Geräusche verglichen werden sollen ist der L_{eq} allein kein ausreichendes Maß, denn er hängt nicht nur von der Stärke der Rammschläge ab, sondern auch von der Mittelungszeit und von den Pausen zwischen den Impulsen. Der Einzelereignispegel SEL, hier mit L_E abgekürzt, ist etwas anders definiert als der L_{eq} . Nach der DIN 1320 (Akustik, Begriffe) ist der Einzelereignispegel "der auf 1 s bezogene äquivalente Dauerschallpegel eines isolierten Einzelschallereignisses". D.h. es wird wie beim L_{eq} gerechnet, aber "so getan", als ob das Schallereignis unabhängig von seiner tatsächlichen Dauer genau 1 s lang ist. Mathematisch ausgedrückt:

$$L_E = 10 \log \left(\frac{1}{T_0} \int_{T_1}^{T_2} \frac{p(t)^2}{p_0^2} dt \right) \text{ dB} \quad (2.2)$$

Anfangszeit T_1 und Endzeit T_2 der Messung sind so zu wählen, dass das Schallereignis zwischen T_1 und T_2 liegt. In Worten bedeutet Gleichung 2.2: Quadriere die zwischen den Zeitpunkten T_1 und T_2 beobachteten Schalldrücke p , summiere sie alle auf und teile durch p_0^2 und durch 1 s (letzteres, damit der logarithmierte Wert dimensionslos ist). Der mit 10 multiplizierte Zehnerlogarithmus von diesem Wert ist das Ergebnis in dB.

Da bei der Berechnung nicht durch die Beobachtungszeit $T = T_2 - T_1$ geteilt wird, nimmt der SEL bei einem anhaltenden Geräusch mit der Beobachtungszeit zu, wenn also z.B. als "Ereignis" nicht ein einzelner Rammschlag, sondern eine längere Folge betrachtet wird (für derartige Fälle wird manchmal die Bezeichnung "kumulativer SEL" verwendet). Der SEL ist deshalb ein Maß für die Schallenergie oder die "Lärmdosis", die ein Lebewesen empfängt, und wird in diesem Sinn auch von Biologen verwendet (z.B. Southall et al. 2007, siehe auch Abschnitt 5.2). Unklar ist allerdings, bis zu welchen Zeiträumen solche Dosisbetrachtungen biologisch sinnvoll sind. Vergleichbare schalltechnische Größen für den Lärmschutz an Land (z.B. L_{eq} über den Zeitraum 06 Uhr bis 22 Uhr oder über die lauteste Nachtstunde gemittelt) oder beim Arbeitsschutz (L_{eq} über 8 Stunden) orientieren sich am Lebensrhythmus des Menschen und sind nicht übertragbar. Auch ist zu berücksichtigen, dass sich die Tiere im Meer bei Lärmeinwirkung mit einiger Wahrscheinlichkeit von der Geräuschquelle entfernen und sich der Immissionspegel auch dadurch ändert.

Eine etwas andere, häufig angegebene Definition des SEL lautet:

$$L_E = 10 \log \left(\frac{1}{E_0} \int_{T_1}^{T_2} p(t)^2 dt \right) \text{ dB} \quad (2.3)$$

E_0 hat den Wert $1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$. Das Ergebnis in dB ist dasselbe wie mit Gleichung 2.2 berechnet.

Die unterschiedlichen – aber mathematisch äquivalenten – Definitionen sind der Grund für eine manchmal festzustellende Verwirrung hinsichtlich der Einheit des SEL. Gleichung 2.2 führt wie beim L_{eq} auf dB re $1 \mu\text{Pa}$, während Gleichung 2.3 auf dB re $1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$ führt (strenggenommen müsste man schreiben dB re $(1 \mu\text{Pa})^2$, also Klammern setzen). Die Angabe einer Bezugsgröße ist bei dB-Werten aber ohnehin eine Frage der Konvention und beide Definitionen des SEL liefern denselben dB-Zahlenwert, so dass in der Praxis keine Schwierigkeiten entstehen.

Der L_E ist schwieriger direkt zu messen als der L_{eq} , die beiden Größen können jedoch einfach ineinander umgerechnet werden:

$$L_E \approx L_{eq} - 10 \log \frac{nT_0}{T} \quad (2.4)$$

Hierin ist n die Anzahl der Schallereignisse innerhalb der Zeit T . Wie vor ist $T_0 = 1$ s. Die Anwendung von Gleichung 2.4 auf den gemessenen L_{eq} liefert somit den mittleren SEL von n Schallereignissen.

Bei regelmäßigen Schallereignissen, beispielsweise Rammschlägen, sind SEL und L_{eq} also zahlenmäßig gleich, wenn die Ramme 60 mal je Minute schlägt. Bei 30 Schlägen/Minute ist der SEL 3 dB höher als der L_{eq} , bei 20 Schlägen/Minute ist die Differenz zwischen SEL und L_{eq} etwa 5 dB. Die genannten Schlagzahlen sind recht typisch für Offshore-Rammarbeiten.

2.2.3 Spitzenpegel, L_{peak}

Diese Größe ist ein Maß für Schalldruckspitzen. Im Gegensatz zu L_{eq} und L_E gibt es keine Mittelwertbildung:

$$L_{peak} = 20 \log \frac{|P_{peak}|}{p_0} \quad (2.5)$$

Hierin ist p_{peak} der maximal festgestellte positive oder negative Schalldruck.

Der Spitzenpegel L_{peak} ist stets höher als der L_{eq} und der Einzelereignispegel L_E . Bei Rammgeräuschen beträgt dieser Unterschied 20 bis 25 dB, bei einem kontinuierlichen Sinuston wie in Abb. 1 ist der Unterschied genau 3 dB. Einige Autoren bevorzugen die Angabe eines Peak-to-Peak-Pegels, bei dem die Differenz zwischen maximal positivem und maximal negativem Schalldruck in dB ausgedrückt wird. Der $L_{peak-to-peak}$ ist deshalb 5 dB bis maximal 6 dB höher als der L_{peak} .

2.3 Frequenzabhängige Darstellung

Bis hierher wurde nur der *breitbandige* oder *Summenpegel* betrachtet, d.h. der gesamte Schall ohne Einschränkung des Frequenzbereichs. Die Wirkung von Schall auf Lebewesen hängt aber von der Frequenz ab, unter anderem deshalb, weil das Hörvermögen der verschiedenen Arten nicht bei allen Frequenzen gleich ist. Auch die Ausbreitung des Schalls im Meer ist frequenzabhängig, siehe Abschnitt 2.4. Hinzu kommt, dass gemessene breitbandige Werte manchmal durch Störungen dominiert werden, die außerhalb des interessierenden Frequenzbereichs liegen, z.B. tieffrequenter "Pseudoschall" (siehe Abschnitt 2.1) infolge von Wellenbewegungen. Daher werden neben dem Breitbandpegel, einem Einzahl-Wert, auch *Spektren*, also frequenz aufgelöste Darstellungen benutzt. Abb. 2 zeigt als Beispiel den SEL von Rammgeräuschen mit einer Frequenzauflösung von 1/3 Oktave (das bedeutet bei 100 Hz rund 25 Hz, bei 1000 Hz rund 250 Hz, usw.).

Die einzelnen Werte im Spektrum sind natürlich niedriger als der Summenpegel, da dieser sich aus den einzelnen Spektralwerten zusammensetzt. Wegen der logarithmischen dB-Arithmetik wird der Summenpegel aber stark durch das Maximum im Spektrum bestimmt: Aus Abb. 2 errechnet sich beispielsweise ein Wert von 170.9 dB re 1 μ Pa, wenn man alle dargestellten Werte berücksichtigt. Wird dagegen nur der Bereich um das Maximum herum von 100 Hz bis 500 Hz berücksichtigt, ergibt sich mit 170.3 dB re 1 μ Pa bereits fast der gleiche Wert.

Zu unterscheiden ist zwischen Darstellungen mit a) konstanter absoluter Bandbreite und b) konstanter relativer Bandbreite. Im Fall a ist die Frequenzachse in gleich große Intervalle von z.B. 1 Hz Breite eingeteilt, im Fall b ist die Breite der Frequenzschritte proportional zur Frequenz. Das gezeigte 1/3-Oktav-Spektrum fällt in diese Kategorie, die zur Beurteilung biologischer Effekte meist besser geeignet ist. Werte aus Spektren mit unterschiedlicher Darstellung a und b können in der Regel nicht ohne Umrechnung miteinander verglichen werden.

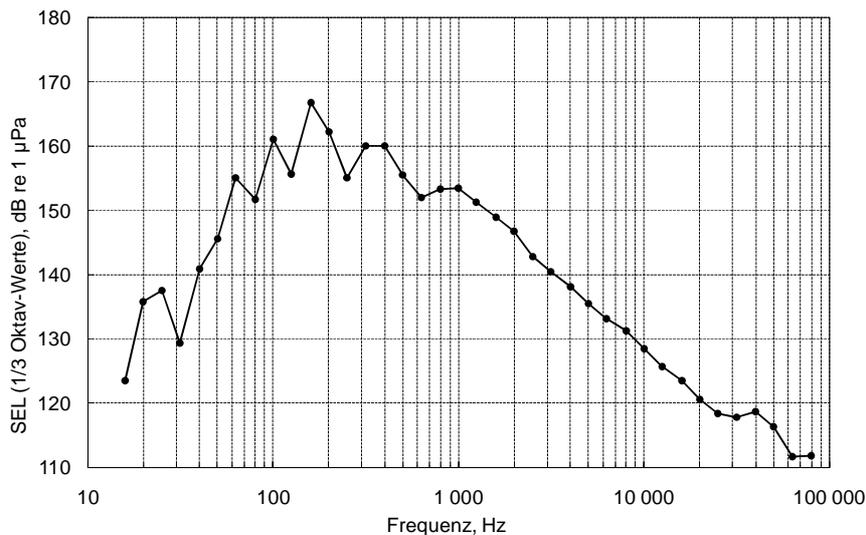


Abb. 2: Beispiel eines Frequenzspektrums von Unterwasser-Rammgeräuschen, aufgenommen in 500 m Entfernung von der Ramme. Der Summenpegel errechnet sich zu etwa 171 dB re 1 µPa.

2.4 Schallausbreitung im Meer

Die Intensität des Schalls nimmt mit der Entfernung von der Schallquelle ab und hängt dabei von mehreren Parametern ab:

- Frequenz
- Tiefe des Gewässers
- Meeresboden und Meeresoberfläche
- Schallgeschwindigkeitsprofil

Frequenz. Der Schall breitet sich im Meer nicht bei allen Frequenzen gleich gut aus. Zu tiefen Frequenzen wird die Schallausbreitung durch eine geringe Wassertiefe und die Beschaffenheit des Meeresbodens und der Oberfläche beeinträchtigt. Das hängt damit zusammen, dass der Schall auf dem Weg von der Schallquelle zum Empfänger mehrfach an Boden und Oberfläche reflektiert wird. Bei hohen Frequenzen macht sich zusätzlich zur geometrischen Ausbreitungsdämpfung die Schallabsorption im Wasser bemerkbar. (Man kann sich diese Begriffe analog zur Ausbreitung von Licht veranschaulichen: Die geometrische Ausbreitungsdämpfung bewirkt, dass eine Lichtquelle auch bei klarer Luft mit zunehmender Entfernung immer schwächer erscheint. Dunst oder Nebel bewirkt zusätzlich eine Absorption.) Die Schallabsorption des Wassers macht sich praktisch nur bei Frequenzen oberhalb von 10 kHz bemerkbar (sehr grober Richtwert), so dass der breitbandige Schallpegel von Rammgeräuschen, der durch Anteile unterhalb von 1 kHz bestimmt wird (siehe Abschnitt 2.4), davon kaum beeinflusst wird.

Wassertiefe. Unterhalb einer bestimmten Grenzfrequenz ist keine Schallausbreitung möglich und entsprechende Schallanteile werden sehr stark gedämpft. Je flacher das Gewässer, umso höher ist diese Frequenz (Jensen et al. 2000, Chapter 1.4.3). In 10 m tiefem Wasser liegt die Grenzfrequenz je nach Sediment in der Größenordnung von 100 Hz. In sehr flachen Zonen, etwa in Ufernähe, werden Rammgeräusche, Schiffsgeräusche etc. dadurch stärker abgeschwächt als in tiefem Wasser.

Meeresboden und Meeresoberfläche. Schlammige Böden verursachen eine erheblich stärkere Abschwächung des Schalls mit der Entfernung als feste Sandböden. Schlammige Bereiche sind in Ostsee stellenweise häufig, in der Deutschen Bucht überwiegend nur im Wattenmeer und in einem Gebiet südöstlich von Helgoland zu finden. Dies ist einer der Gründe, warum überschlägige Abschätzungen der Schallausbreitung in der Nordsee einfacher sind als in der Ostsee. Eine raue Meeresoberfläche bewirkt eine stärkere Abschwächung des Schalls als eine glatte. Seegang und Wind ab etwa 6 bft führen außerdem zu einem Eintrag von Luftblasen bis in einige Meter Tiefe, was zu einer zusätzlichen Dämpfung führt. Für Baugeräusche spielt dieser Effekt aber möglicherweise keine große Rolle, weil z.B. Offshore-Rammarbeiten ruhiges Wetter erfordern.

Schallgeschwindigkeitsprofil. Bei Vorhandensein von Temperaturschichtungen, aber auch durch Schichtungen des Salzgehaltes, ist die Schallgeschwindigkeit nicht in jeder Tiefe gleich. Als Folge können "Schallstrahlen gekrümmt" werden und der Schall hat auf seinem Ausbreitungsweg mehr Kontakt mit dem Meeresboden (oder der Oberfläche), mit der im vorigen Absatz genannten Folge einer stärkeren Dämpfung des Schalls. Solche Schichten bilden sich wegen der geringeren Durchmischung des Wassers eher im Sommer aus und in der Ostsee tendenziell stärker als in der Nordsee. Als Beispiel für den Einfluss von saisonbedingten Schichtungen findet man bei Thiele & Schellstede (1980) bei Schallausbreitung in der Nordsee über eine Strecke von 10 km und Frequenzen von 100 Hz bis 4 kHz, dass des Schallpegel im Verlauf eines Jahres um 6 bis 9 dB variiert.

Zur Berechnung der Abnahme des Schallpegels werden mathematische Methoden wie das Normalmodenverfahren, die Methode der parabolischen Gleichung oder des Fast Field Program (FFP) benutzt. Für diese Verfahren existiert auch leistungsfähige Software. Allerdings sind diese Programme nicht standardisiert und die Anwendung setzt physikalische und mathematische Kenntnisse über die Verfahren selbst voraus, so dass ein Einsatz z.B. im Rahmen von Gutachten zu Genehmigungsverfahren wenig praktikabel erscheint.

Verbreitet ist das Abschätzen der Schallausbreitung mit halbempirischen Näherungsformeln. Von Thiele & Schellstede (1980) wurden Näherungsformeln für verschiedene Gebiete der Nordsee, für zwei Entfernungsbereiche (unter und über 10 km Abstand von der Schallquelle) sowie für "raue" und für "glatte" See angegeben. Die üblicherweise benutzte "Thiele-Formel"

$$TL = (16.07 + 0.185 F) (\log(R) + 3) + (0.174 + 0.046 F + 0.005 F^2) R, \quad (2.6)$$

darin ist $F = 10 \log(f / \text{kHz})$ und R die Entfernung in km, stellt eine Vereinfachung dar, welche die beiden Entfernungsbereiche in einer Gleichung zusammenfasst. Sie gilt in der Nordsee für Entfernungen von 1 m bis 80 km, Sandboden, Frequenzen von mindestens 100 Hz bis 10 kHz, glatte See und ohne ausgeprägte Temperaturschichtungen, also gute Durchmischung, was eher auf die Wintermonate zutrifft. Im Sommer kann die Ausbreitungsdämpfung bei hohen Frequenzen etwas größer sein als von Gleichung 2.6 geliefert.

Bei den bisher vorliegenden Messungen bei Rammarbeiten in Nord- und Ostsee in größeren Entfernungen von der Ramme (oberhalb etwa 10 km) waren die Schallpegel etwas niedriger als mit der Thiele-Formel vorhergesagt. Die Ursache hierfür ist noch nicht klar. Mögliche Gründe sind, dass die Thiele-Formel auf Messungen mit Sprengladungen, also punktförmigen Schallquellen beruht, sowie die relativ geringe Anzahl von Messungen von Thiele und Schellstede in Bereich der deutschen Bucht, so dass die Formel für die Anwendung auf Rammschall in großen Entfernungen angepasst werden sollte.

2.5 Quellpegel

Wünschenswert ist es, eine Geräuschquelle durch einen von der Entfernung unabhängigen Zahlenwert zu charakterisieren. In der Unterwasserakustik wird dazu oft der sog. Quellpegel angegeben. Dazu denkt man sich die Schallquelle modellhaft auf einen Punkt konzentriert. Der Quellpegel ist der Schallpegel in 1 m Abstand von diesem Punkt. Im Idealfall kann nun aus diesem Wert der Schallpegel in beliebigen Entfernungen ausgerechnet werden.

Zu beachten ist, dass es sich beim Quellpegel um einen fiktiven Wert handelt, der zumeist aus einer Messung in größerer Entfernung und anschließender Extrapolation auf 1 m mit einem bestimmten Algorithmus zur Berechnung der Schallausbreitung. *Die Angabe eines Quellpegels ist nur sinnvoll, wenn diese zugehörige Rechenvorschrift mit angegeben wird.*

3. Schallemissionen bei Offshore-Rammarbeiten

Fundamente für Offshore-Bauwerke wie Windenergieanlagen werden überwiegend als Monopiles oder als Tripod- oder Jacket-Konstruktionen ausgeführt. Bei dieser bewährten Bauweise werden Stahlrohre mit mehreren Metern Durchmesser mit Schlagrammen bis über 50 m in den Meeresboden getrieben. Dabei entstehen im Wasser relativ starke, impulsartige Geräusche.

3.1 Beispiele

Abb. 3 zeigt den charakteristischen Verlauf des Schalldrucks bei Rammarbeiten. In diesem Fall schlägt die Ramme etwa 40mal je Minute. Typisch sind bei Offshore-Bauarbeiten 15 bis 60 Schläge je Minute. Ein Frequenzspektrum wurde bereits mit Abb. 2 vorgestellt. Das Maximum liegt gewöhnlich zwischen 80 Hz und wenigen 100 Hz, zu höheren Frequenzen nimmt der Pegel im 1/3-Oktav-Spektrum mit (grober Richtwert) 20 dB je Dekade ab.

Zum Einbringen eines Pfahls sind meistens mehrere Tausend Schläge erforderlich. In Abb. 4 ist der Verlauf des Schallpegels für ein Fundament aus drei Pfählen dargestellt. Die Ramme wurde dabei mehrfach von einem Pfahl zum anderen umgesetzt.

In Abb. 5 sind Einzelereignispegel SEL aufgetragen, die beim Bau des Windparks Alpha Ventus in unterschiedlichen Entfernungen von der Baustelle gemessen wurden. Die Grafik vermittelt auch einen Eindruck von der Streuung der Pegelwerte. Dargestellt ist auch eine Prognose, wobei die Entfernungsabhängigkeit des Schalls mit der Thiele-Formel berechnet wurde (bzw. mit einer sehr ähnlichen Formel; Betke & Schultz-von Glahn 2008). Danach scheint die häufig benutzte Thiele-Formel in Entfernungen ab einigen km zu hohe Pegel zu liefern. Bestätigt wird dies durch die eingezeichneten Werte von einigen Messungen von anderen Baustellen in über 30 km bis 120 km Entfernung zur Ramme.

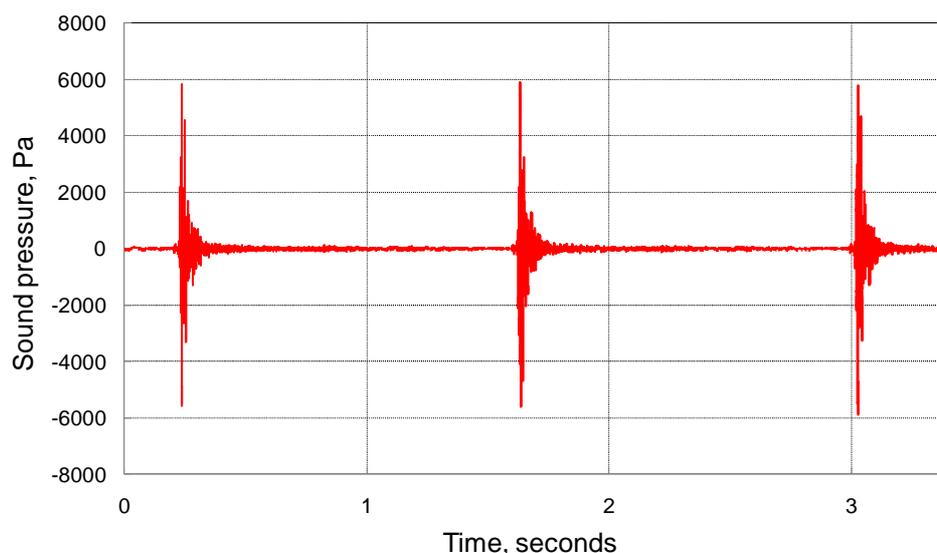


Abb. 3: Schalldruckverlauf einer typischen Folge von Rammschlägen. Messentfernung = 600 m

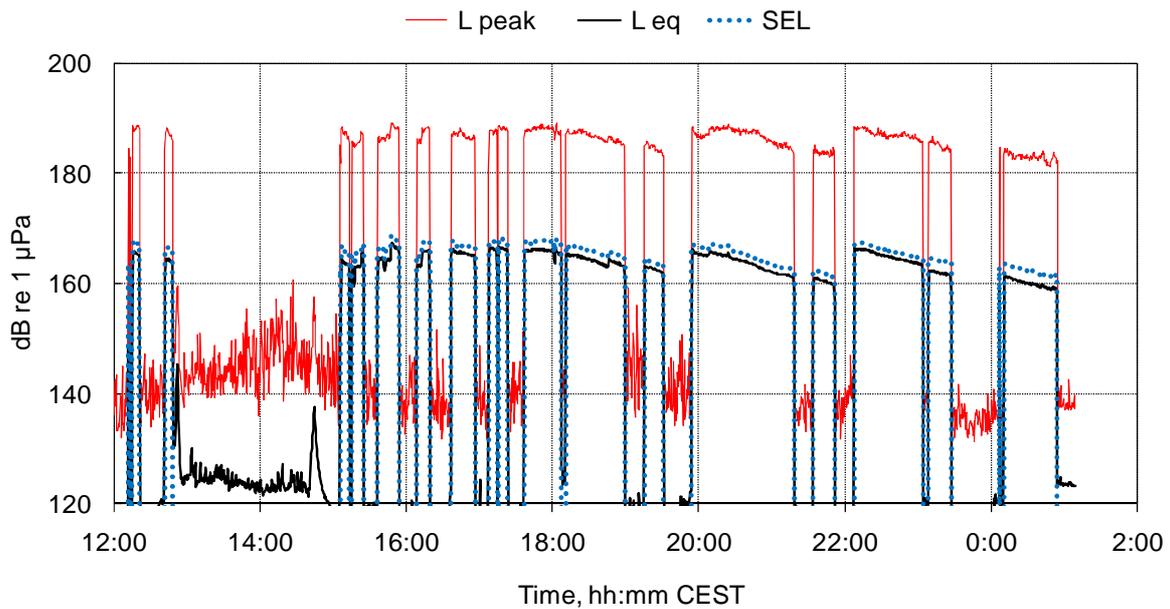


Abb. 4: Verlauf des Schallpegels beim Rammen von drei Pfählen eines Tripod-Fundaments für den Windpark ‚alpha ventus‘ mit insgesamt 16900 Rammschlägen. Die Messentfernung betrug 1600 m (Betke & Matuschek 2010).

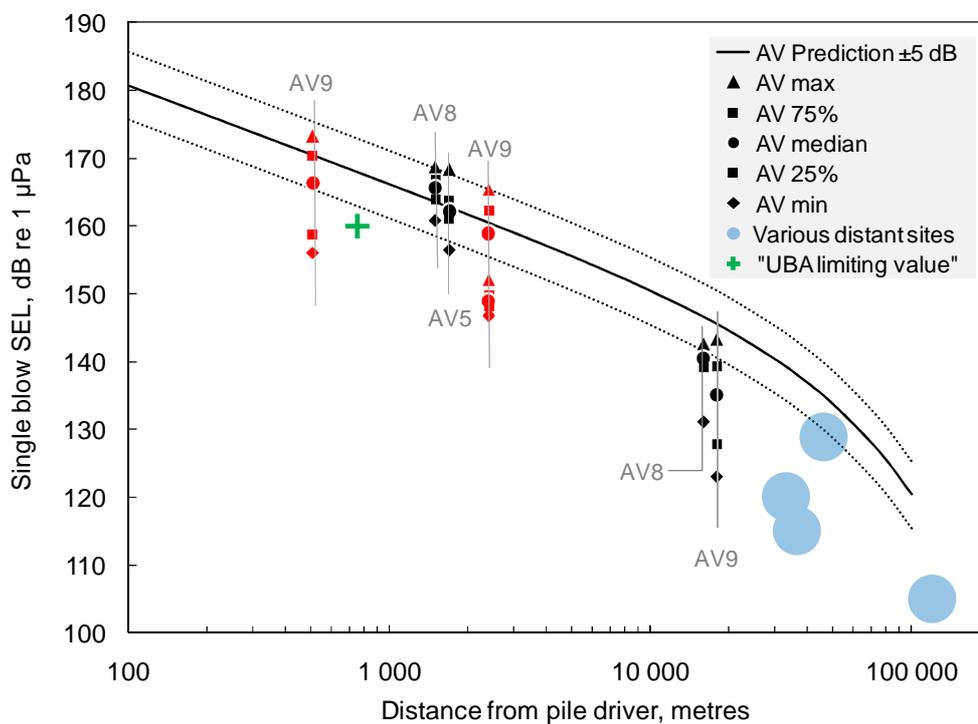


Abb. 5: Bei der Errichtung des Windparks alpha ventus gemessene Werte für den SEL (Betke & Matuschek 2010) sowie einige Messungen in größerer Entfernung von Offshore-Baustellen (Messpfähle Amrumbank West und FINO2 (ISD/DEWI/ITAP 2007), Netzübergabestation BorWin1 und WEA im Windpark BARD Offshore 1 (Messungen des ITAP 2009 und 2010, nicht veröffentlicht)). Bei großen Entfernungen sind die Messwerte niedriger als bei einer Prognose der Schallausbreitung mit der Thiele-Formel.

3.2 Abhängigkeit des Schallpegels von der Ramme

Der Einfluss der Ramme besteht im Wesentlichen darin, dass der abgestrahlte Schall von der Schlagenergie abhängt, also eine stärkere Ramme tendenziell mehr Schall erzeugt. Dieser Zusammenhang wird im folgenden Abschnitt behandelt. Ob Unterschiede in Konstruktionsdetails der üblicherweise benutzten Hydraulikrammen zu unterschiedlichen Schallpegeln führt, ist nicht belegt oder untersucht. Hinweise gibt es lediglich dafür, dass bei so genannten Freifall-Rammen etwas weniger Schall entsteht (Schultz von Glahn et al. 2006). Solche Rammen werden aber beim Bau von Offshore-Windenergieanlagen nicht eingesetzt.

3.3 Abhängigkeit des Schallpegels von der Rammenergie

Eine physikalisch sinnvolle Annahme ist, dass die abgestrahlte Schallenergie proportional zur eingesetzten mechanischen Energie ist. Bei Verdopplung der Schlagenergie würde der Schallpegel also um 3 dB zunehmen, oder allgemein um

$$\Delta L = 10 \log (E_2/E_1) \text{ dB} \quad (3.1)$$

wenn die Schlagenergie von E_1 auf E_2 erhöht wird. Wie aus den gemessenen Beispielen in Abb. 6 und Abb. 7 zu erkennen ist, steigt die Schallintensität wie erwartet mit der Schlagenergie, aber eine Proportionalität, d.h. ein Anstieg des Pegels mit $10 \log E$, ist nur grob gegeben. In Abb. 6 ist der Anstieg über den ganzen gemessenen Energiebereich schwächer, in Abb. 7 bei Energien oberhalb von 700 kJ ebenfalls. Andererseits gibt es in beiden Beispielen Bereiche, wo die Zunahme des Pegels etwas stärker ist als nach Gleichung 3.1). Die Gründe für die Verläufe im Detail sind nicht bekannt.

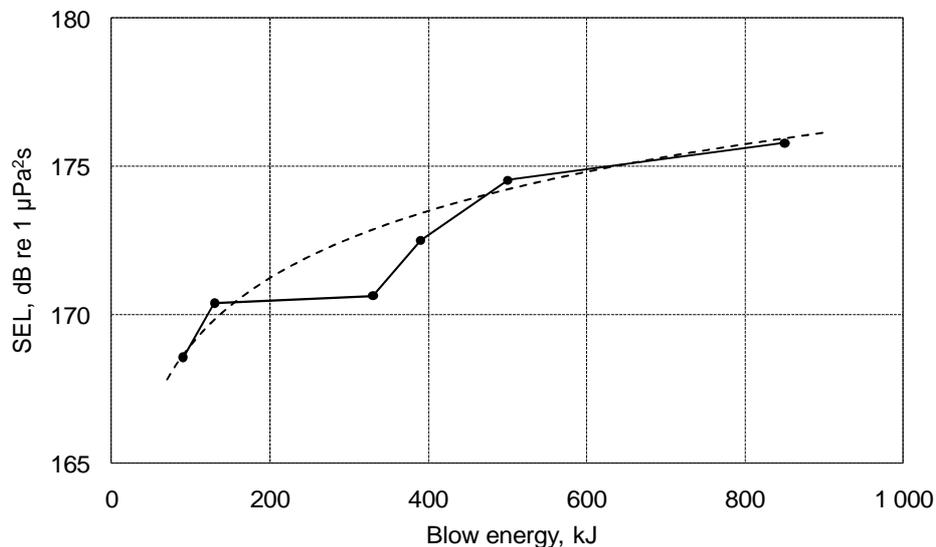


Abb. 6: Gemessene Zunahme des SEL bei Erhöhung der Rammenergie beim Offshore Windpark Horns Rev 2 (Brandt et al. 2011). Die gestrichelte Näherungskurve hat die Gleichung $SEL = 7 \log(E) + 155$.

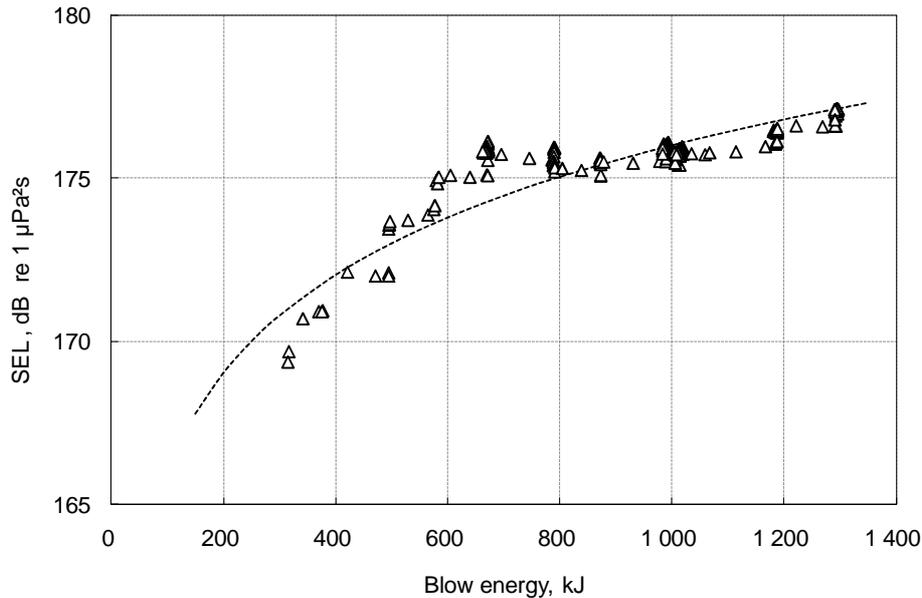


Abb. 7: Gemessene Zunahme des SEL bei Erhöhung der Rammenergie (Messung des ITAP bei einem Bauvorhaben in der Nordsee im Jahr 2010, nicht veröffentlicht). Die gestrichelte Kurve hat die Gleichung $SEL = 10 \log(E) + 146$.

Die Entwicklung der Schallpegel im Verlauf eines Rammverfahrens sind von hoher Bedeutung für die Bewertung der ökologischen Auswirkungen, insbesondere für die Frage, ob es zu einer physischen Schädigung kommen kann, denn Schweinswale und andere Meeressäuger reagieren auf die Rammgeräusche und entfernen sich von der Baustelle. Es ist somit von hoher Bedeutung festzustellen, zu welchem Zeitpunkt im Verlauf eines Rammvorgangs kritische Werte überschritten werden.

3.4 Abhängigkeit des Schallpegels vom Pfahldurchmesser

Mit zunehmendem Durchmesser der Rammfähle vergrößert sich die schallabstrahlende Fläche. Dies führt aber nicht dazu, dass – bei gedachter gleich starker Ramme – die abgestrahlte Schallleistung oder Schallenergie im gleichen Maß ansteigt, da ja die zugeführte mechanische Leistung, von der ein kleiner Bruchteil in Schall umgesetzt wird, gleich bleibt. Bislang finden sich keine theoretischen oder praktischen Untersuchungen zu dieser Frage.

Die vorhandenen Messungen reichen zur Klärung nicht aus, zumal der zu erwartende Anstieg des Schallpegels mit dem Pfahldurchmesser nicht groß ist; bei Verdopplung des Durchmessers ist ein Anstieg von unter 3 dB erwarten. Wegen Unsicherheiten beim "Herausrechnen" der Rammenergie und Schwankungen des Pegels aus unbekanntem Gründen ist der isolierte Einfluss des Pfahldurchmessers in den vorliegenden Messdaten nicht sicher zu identifizieren.

Aufschlussreich ist es aber, gemessene Schallpegel über dem Pfahldurchmesser aufzutragen ohne den Versuch, auf gleiche Rammenergie zu normieren. Da mit zunehmendem Durchmesser auch größere Rammen eingesetzt werden, enthält der Parameter "Pfahldurchmesser" in Abb. 8 somit implizit den Parameter "Schlagenergie". Aus Darstellungen wie Abb. 8 kann man die zu erwartenden Schallpegel bei Offshore-Ramarbeiten in erster Näherung abschätzen.

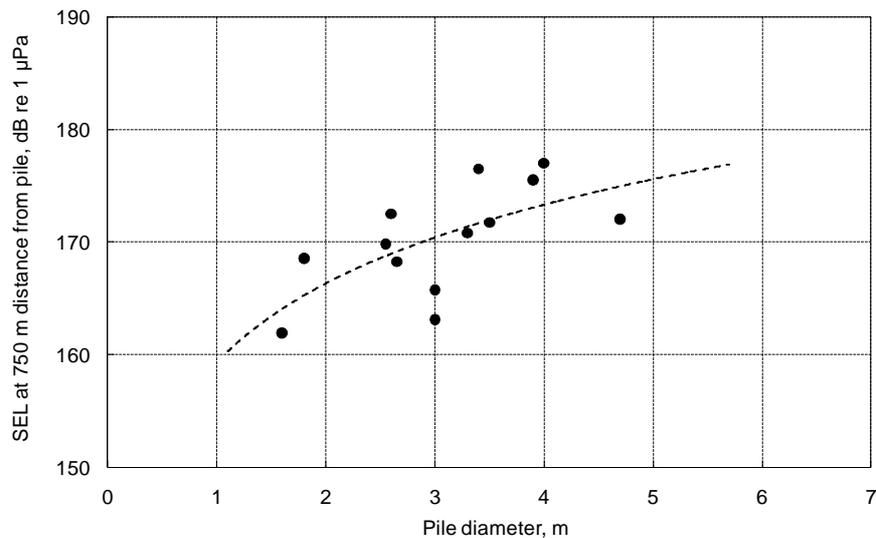


Abb. 8: Schallpegel über dem Pfahldurchmesser, aus Literaturdaten und eigenen Messungen (Betke & Matuschek 2010, ergänzt durch eigene unveröffentlichte Messdaten aus 2009 und 2010)

3.5 Abhängigkeit des Schallpegels von der Wassertiefe

Hierzu liegen bislang kaum Erkenntnisse vor. Hinsichtlich der Wassertiefe kann man eine ähnliche physikalische Überlegung anstellen wie zum Pfahldurchmesser: In tieferem Wasser vergrößert sich die schallabstrahlende Fläche. Würde jedes Flächenelement die gleiche Leistung abstrahlen, wäre die insgesamt abgestrahlte Leistung proportional zur Tiefe, d.h. der Schallpegel würde um 3 dB ansteigen, wenn die Wassertiefe verdoppelt wird. Da aber die zugeführte mechanische Leistung (bei gleichem Pfahl, gleicher Ramme, usw.), gleich bleibt, ist der Zuwachs des Pegels mit der Wassertiefe kleiner.

Wichtiger als die Zunahme der schallabstrahlenden Fläche dürfte die Bedeutung der Wassertiefe auf die Dimensionierung der Fundamente sein, die mit zunehmender Wassertiefe größer werden müssen, um den Belastungen standzuhalten, und zugleich größere Einbindetiefe der Pfähle erfordert. Eine enge Beziehung zwischen Wassertiefe und Schallemissionen lässt sich bislang nicht absichern, da diese Beziehung von weiteren Variablen wie Fundamenttyp und Pfahldurchmesser, Sedimenteigenschaften und Spezifikationen des Rammvorgangs überlagert wird. Grundsätzlich ist jedoch davon auszugehen, dass es bei Windparks in größeren Wassertiefen aufgrund der größeren Dimensionierung der Fundamente zu höheren Schallemissionen als bei Windparks in geringeren Wassertiefen führen wird.

4. Vorkommen von Meeressäugtieren in Nord- und Ostsee

In der Deutschen Nord- und Ostsee kommen drei Arten Meeressäugtiere regelmäßig und in bedeutenden Anzahlen vor: Der Schweinswal, sowie die Arten Seehund und Kegelrobbe. Die Vorkommen in der Ostsee sind bei allen Arten deutlich geringer als in der Nordsee. In Bezug auf die Offshore-Windenergienutzung in der AWZ ist insbesondere der Schweinswal zu berücksichtigen, da die beiden Robbenarten küstennäher verbreitet sind und weniger in Kontakt mit den weit vor Küste geplanten Vorhaben kommen.

In der Deutschen AWZ der Nordsee sind zwei Natura 2000 Gebiete mit Schutzziele in Bezug auf Schweinswale ausgewiesen, das Schutzgebiete ‚Borkum Riffgrund‘ und das Schutzgebiet ‚Sylter Außenriff‘. Schweinswale sind die häufigsten Meeressäugtiere der Nordsee und in der Deutschen AWZ weit verbreitet mit einem Gesamtbestand im Sommer von über 50.000 Exemplaren. Die höchsten Dichten betragen 4-5 Individuen/km². Die beiden Schutzgebiete liegen in Bereichen mit hohen Sommer- (Sylt) bzw. hohen Winter- und Frühjahrsvorkommen (Borkum). Die Bestände in der Deutschen Ostsee sind sehr viel geringer und die Dichten erreichen nur 10-20% der Werte der Nordsee. Die Vorkommen in der Ostsee unterscheiden sich genetisch von denen der Nordsee, auch wenn ein Austausch besteht. Innerhalb der Ostsee lassen sich die Vorkommen im Skagerrak von denen der Beltsee ebenfalls genetisch trennen. Ob die Vorkommen in der östlichen Deutschen Ostsee (Pommersche Bucht) genetisch von den anderen Vorkommen zu trennen sind, ist nicht sicher nachzuweisen, Wieman et al. (2010) empfehlen jedoch, die östlichen Vorkommen aus Vorsorgegründen als eigene Managementeinheit zu betrachten.

Schweinswale kalben ab Juni. Eine spezielle Funktion bestimmter Bereiche als Aufzuchtgebiete ist nicht klar dokumentiert, da die Unterschiede in den Kälberanteilen verschiedener Gebiete nicht deutlich ausgeprägt sind. Es liegt jedoch auf der Hand, dass in den Bereichen mit hohen Sommervorkommen auch mehr Kälber aufgezogen werden als in Bereichen mit niedrigen Sommervorkommen.

Die vorliegenden Daten weisen für verschiedene Bereiche auf beträchtliche saisonale Bestandsverschiebungen und Wanderungen hin, die bislang jedoch unzureichend dokumentiert sind. Für die Meeresgebiete westlich Schleswig-Holsteins sind hohe Sommer- und relativ niedrige Winterbestände beschrieben, wogegen der Bereich vor der niederländischen und Niedersächsischen Küste im Winter und Frühjahr die höchsten Bestände aufweist. Die Begleituntersuchungen zu *alpha ventus* weisen erstmalig auf eine enge Regelmäßigkeit und damit auf feste Muster im saisonalen Verlauf der Bestände hin (Diederichs et al. 2010). Die deutschen Ostseegewässer dienen vor allem als Sommerlebensraum, wobei die östlichen Bereiche in den Wintermonaten weitgehend von Schweinswalen verlassen werden (Verfuß et al. 2007).

Die Vorkommen der beiden Robbenarten in der Nordsee sind geprägt durch die Verteilung der Liegeplätze im Wattenmeer und auf Helgoland. Die Vorkommen in der AWZ sind gering.

5. Auswirkungen von Schallemissionen auf Meeressäugetiere

Schallemissionen wirken auf verschiedene Weise auf Meeressäugetiere und es bestehen deutliche Unterschiede der Wirkung zwischen verschiedenen Arten und Artengruppen. Für die Bewertung von Offshore-Rammarbeiten sind aufgrund der kurzen Dauer der einzelnen Emissionen und der tiefen Frequenzen vor allem die Möglichkeiten der Schädigung und der Störung von Belang, wogegen andere Effekte, wie die Maskierung der Echolokation, von geringerer Bedeutung sind und hier nicht weiter behandelt werden.

5.1 Hörempfindlichkeit

Das heutige Wissen über die Hörfähigkeit von Walen ist relativ begrenzt und bezieht sich im Wesentlichen auf Zahnwale, die in Gefangenschaft gehalten und trainiert werden können (Richardson et al. 1995, Nedwell et al. 2004). Daten von Bartenwalen sind äußerst spärlich und basieren überwiegend auf Verhalten, Anatomie und Kommunikationsfrequenzen und nicht auf direkt gemessene Hörgrenzen an lebenden Tieren (Erbe 2002). Wale werden in Bezug auf ihre Hörfähigkeit in 3 Kategorien eingeordnet. Dabei beziehen sich die Einstufungen tief- (7 Hz bis 22 kHz), mittel- (150 Hz bis 160 kHz) und hochfrequent (200 Hz bis 180 kHz) auf den Frequenzbereich, den die Tiere wahrnehmen können (Southall et al. 2007). Nach dieser Einordnung gehören Schweinswale, die Frequenzen zwischen 250 Hz und 180 kHz wahrnehmen können (Kastelein et al. 2002) in die Gruppe der hochfrequenten Zahnwale. Die beste Hörfähigkeit (definiert als der Bereich bis zu 10 dB oberhalb der höchsten Sensitivität) liegt im Bereich zwischen 16 und 140 kHz, wobei die niedrigste Hörschwelle von 33 dB re 1 μ Pa bei Frequenzen zwischen 100 und 140 kHz bestimmt wurde (Kastelein et al. 2002). In diesen Frequenzbereich fallen auch die von Schweinswalen produzierten Ultraschalllaute. Abb. 2 zeigt verschiedene Audiogramme von Schweinswalen. Die Ergebnisse weisen sehr hohe Unterschiede von über 40 dB im besten Hörbereich zwischen den einzelnen Messungen auf, die methodisch bedingt sein können oder aber unterschiedliche Hörvermögen der jeweiligen Versuchstiere wiedergeben.

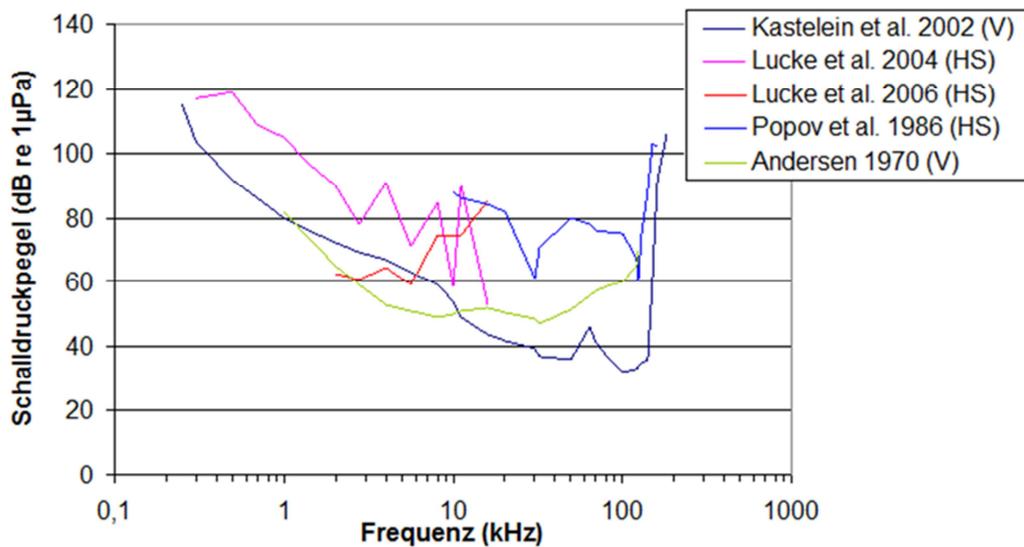


Abb. 9: Audiogramme von Schweinswalen ermittelt durch Verhaltensstudien (V) (Andersen 1970, Kastelein et al. 2002) und Hirnstammaudiometrie (HS) (Lucke et al. 2004, Lucke et al. 2006, Popov et al. 2006).

Robben haben angepasst an ihre amphibische Lebensweise sowohl in Luft als auch unter Wasser ein gut ausgeprägtes Hörvermögen. Die meisten Robben haben ihre beste Hörfähigkeit im Bereich zwischen 1 und 20 kHz (National Research Council 2003). Bei Seehunden wurden die niedrigsten Hörschwellen zwischen etwa 1 kHz und 50 kHz bestimmt (Møhl 1968, Kastak & Schusterman 1998, Kastelein et al. 2008, Kastelein et al. 2009). Die Audiogramme zweier Seehunde sind in Abb. 3 dargestellt. Im Vergleich zu Schweinswalen haben Seehunde einen weiteren Frequenzbereich, in dem sie ein gutes Hörvermögen besitzen, aber die Hörschwellen liegen deutlich höher. Der Frequenzbereich von etwa 1 bis 5 kHz in dem die Hörschwellen am niedrigsten sind deckt sich dabei mit den wesentlichen Kommunikationsfrequenzen von Seehunden (Kastelein et al. 2009).

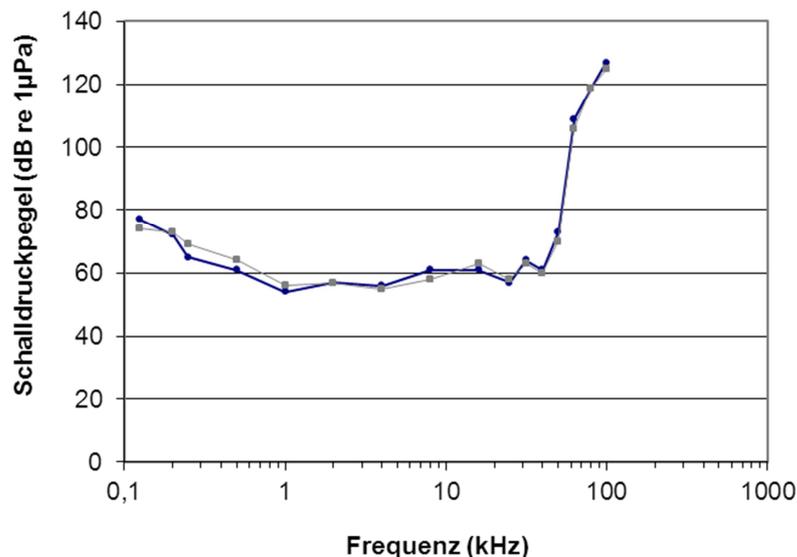


Abb. 10: Audiogramme zweier Seehunde nach Kastelein et al. (2008)

5.2 Hörschäden

Bei Marinen Säugetieren wird in Zusammenhang mit Offshore-Rammarbeiten von einer physischen Schädigung vor allem in Zusammenhang mit einer Änderung des Hörvermögens gesprochen. Druckwellen, wie sie bei Explosionen entstehen und zu einer Schädigung von anderen Geweben und Organen und zum Tod von Marinen Säugetieren führen können, sind durch die Übertragung von Rammenergie auf das Wasser nicht zu erwarten. Bei anderen Artengruppen wie Fischen und Marinen Wirbellosen kann es im Nahbereich jedoch zu derartigen Schädigungen kommen.

Von besonderer Bedeutung bei der Einschätzung von Schallauswirkungen auf Meeressäuger sind Hörschwellenverschiebungen, die sich in Verhaltensstudien, aber auch durch akustisch evozierte Potentiale (AEP) nachweisen lassen. Bei den Hörschäden wird zwischen bleibenden (PTS=permanent threshold shift) und vorübergehenden (TTS = temporary threshold shift) Hörschwellenverschiebungen unterschieden. Während sich bei einer vorübergehenden Hörschwellenverschiebung die ursprüngliche Hörfähigkeit nach einem von Dauer und Art der Beschallung abhängigen Zeitraum wieder einstellt, weist ein Tier mit permanenter Hörschwellenverschiebung dauerhaft ein schlechteres Hörvermögen auf, da Haarzellen oder Nerven im Innenohr oder andere Strukturen im Ohr geschädigt sind (Southall et al. 2007). Auch reversible Hörschwellenverschiebungen bedeuten für das Individuum für einen gewissen Zeitraum eine Beeinträchtigung in der Wahrnehmung der akustischen Umwelt und können u.a. zu einer Verminderung des Jagderfolges und zu einem höheren Risiko, einem Räuber zum Opfer zu fallen, führen (MMC 2007).

Schädigungsschwellen sind bei marinen Säugetieren experimentell nicht einfach zu testen, bereits die sehr breite Streuung der Hörkurven (s. Abb. 9) weist auf unvermeidliche Ungenauigkeiten hin. Experimentell wird nur der Beginn einer reversiblen Schädigung ermittelt, Versuche über unterschiedliche Intensitäten von TTS oder PTS sind aus Tierschutzgründen nicht möglich. In einer jüngsten Übersicht über die Wirkung von Unterwasserschall auf Meeressäugetiere geben Southall et al. (2007) Schädigungsschwellen für verschiedene Artengruppen von Meeressäugetieren an, die außerdem für das spezifische Hörvermögen frequenzgewichtet sind (Tab. 1). Für Kleinwale z.B. wirkt diese M-Gewichtung so, dass Schallanteile unterhalb von etwa 200 Hz weniger stark in die Berechnung des Einzahlwertes "Gesamtpegel" eingehen. Die von Southall et al. (2007) angegebenen Schädigungsschwellen sind noch Gegenstand wissenschaftlicher Diskussionen, stellen aber den derzeitigen Stand der Wissenschaft dar.

Tab. 1: Schädigungsschwellen für Unterwasserschall bei Marinen Säugetieren (Southall et al. 2007).

	Kleinwale ("High-frequency" cetaceans)		Robben	
	peak pressure (unweighted) dB re 1µPa	total energy (SEL) ("M-weighted") dB re 1µPa ² s	peak pressure (unweighted) dB re 1µPa	total energy (SEL) ("M-weighted") dB re 1µPa ² s
PTS	230	198	218	186
TTS	224	183	212	171

In Bezug auf die Offshore-Planungen in Nord- und Ostsee ist zu beachten, dass Southall et al. (2007) von den hier vor allem zu berücksichtigenden Schweinswalen keine Messungen vorlagen. Parvin et al. (2007) gehen von einer physischen Schädigung von Meeressäugern bei Spitzenpegeln von über 220 dB aus. Eine Untersuchung über den Eintritt von TTS an einem Schweinswal gab einen Hinweis darauf, dass TTS bei dieser Art bei niedrigeren Schallpegeln einsetzen könnte als nach den Angaben von Southall et al. (Lucke et al. 2007, 2009). Darauf weisen auch jüngste Untersuchungen von Kastelein (2011) hin. Angesichts der hohen Streuung von Werten bioakustischer Untersuchungen (vgl. Abb. 9) sind Einzelmessungen wenig belastbar, müssen jedoch bei Entscheidungen vor dem Hintergrund bestehender Wissensunsicherheiten mit berücksichtigt werden. Derzeit laufen weitere Forschungsvorhaben in Deutschland und den Niederlanden zur Bestimmung von Schädigungsschwellen bei Schweinswalen und anderen Meeressäugetieren.

Für Meeressäugetiere, wie auch für Fische, ist bei Rammarbeiten zu berücksichtigen, dass sich die Schadwirkung impulshaften Schalls mit der Anzahl der Impulse erhöht und die oben genannten Schwellenwerte für eine Schädigung gelten für Einzelwerte wie auch für kumulativ erzielte Schallwerte. Für die Rammung von Offshore-Gründungen wird eine hohe Anzahl von Schlägen des Hammers benötigt. Hastings & Popper (2005) sowie Stadler & Woodbury (2007) schlagen für Fische eine auf der „Equal Energy Hypothesis“ (EEH) basierenden Formel zur Berechnung kumulativer SEL-Werte vor (siehe auch Abschnitt 2.2.2). Demzufolge gilt folgender physikalischer Zusammenhang:

$$SEL_{cum} = SEL_{ss} + 10 \log (\text{Anzahl der Impulse})$$

wobei SEL_{ss} der Einzelimpuls-SEL ("single strike") ist. Das Verfahren addiert die Energie der einzelnen Schallimpulse und entspricht damit dem Konzept des Sound Exposure Level (SEL), nur, dass hier die Energie über einen längeren Zeitraum addiert wird. Der Annahme einer Kumulation der Energie der Einzelimpulse folgend vergrößert sich der Radius der Effektzone bei intensiven, impulshaften Schallemissionen graduell mit der Anzahl der Schallimpulse. Umgekehrt verringert sich durch steigende Amplitude bei den Einzelimpulsen die Anzahl der Impulse, bis ein Grenzwert erreicht ist.

Bei der Verwendung der angeführten Formel wird angenommen, dass

- sich das Gewebe im Innenohr zwischen den Schallimpulsen nicht erholt und
- dass die Tiere bei jedem Schallimpuls denselben SEL Werten ausgesetzt sind.

Für Meeressäugetiere benutzen Southall et al. (2007) im Prinzip das gleiche Modell. Auch bei dieser Artengruppe ist unklar, wie sich das Hörvermögen nach einem TTS in Form einer Erholungsfunktion erholt. Die vorliegenden Untersuchungen an Schweinswalen weisen darauf hin, dass die Erholungszeiten sehr unterschiedlich sein können. Kumulative Effekte werden angenommen, wenn zwischen Schallimpulsen weniger als 24 Stunden vergehen. Das oben genannte Modell überschätzt damit wahrscheinlich teilweise den kumulativen Effekt, da es keine graduelle Erholung annimmt.

Bei der rechnerischen Ermittlung von Effektzonen unter Berücksichtigung der Schallabnahme über die Entfernung sowie bei der Kumulation von Einzelimpulsen muss ein Wert angenommen werden, bei dem keine Verletzungen durch singuläre Ereignisse und keine Verletzung durch Kumulation von Einzelimpulsen mehr auftritt („effektiver Ruhewert“). Dass ein solcher Wert existiert ist plausibel, da sich sonst jede Art von Hintergrundschall (auch natürlicher) zu schädlichen Werten akkumulieren

könnte. Ob jedoch ein fester Wert anzunehmen ist oder die Akkumulation von Schallenergie im Ohr mit abnehmender Amplitude von Einzelimpulsen graduell abnimmt, ist derzeit noch unklar.

Stadler & Woodbury (2007) schlagen für Fische einen effektiven Ruhewert von $SEL_{ss} \leq 150$ dB re $1 \mu Pa^2s$ vor. Bei diesem wird angenommen, dass einzelne Impulse geringer Energie nicht schädlich sind und sich auch nicht akkumulieren. Dieser Wert stellt damit die Untergrenze des Modells dar, was bedeutet, dass in der Entfernung, in der der effektive Ruhewert unterschritten wird, keine kumulative Betrachtung der Schallenergie mit Anzahl der Impulse nötig ist.

Abbildung 11 verdeutlicht anhand von Messwerten der Rammung eines Monopiles beim Windpark Horns Rev 2 die Entwicklung der kumulativen Schallpegel im Verlaufe einer Rammung. Die Schallpegel eines Einzelschlags erreichen in den beiden Messentfernungen 720 m und 2300 m mit einem Einzelschlag weder das PTS-, noch das TTS-Kriterium nach Southall et al. (2007). In 720 m Entfernung wird jedoch das TTS-Kriterium in wenigen Minuten überschritten. In 2300 m Entfernung wird auch bis zum Abschluss der Rammung das TTS-Kriterium nicht erreicht, das PTS-Kriterium wird auch im Bereich von 720 m bis zum Abschluss der Rammung nicht erreicht. Die Entwicklung der kumulativen Schallpegel wird wesentlich durch die jeweilige Charakteristik eines Projektes (Pfahldurchmesser, Rammenergie, Schallausbreitung) bestimmt. Die Entfernungen, in denen PTS zu befürchten ist, betragen dabei wenige hundert Meter. Dies ist ein Bereich, der von Schweinswalen in wenigen Minuten verlassen werden kann. Der Bereich, in dem durch kumulative Schallpegel TTS erreicht werden könnte, kann dabei mehrere Kilometer betragen.

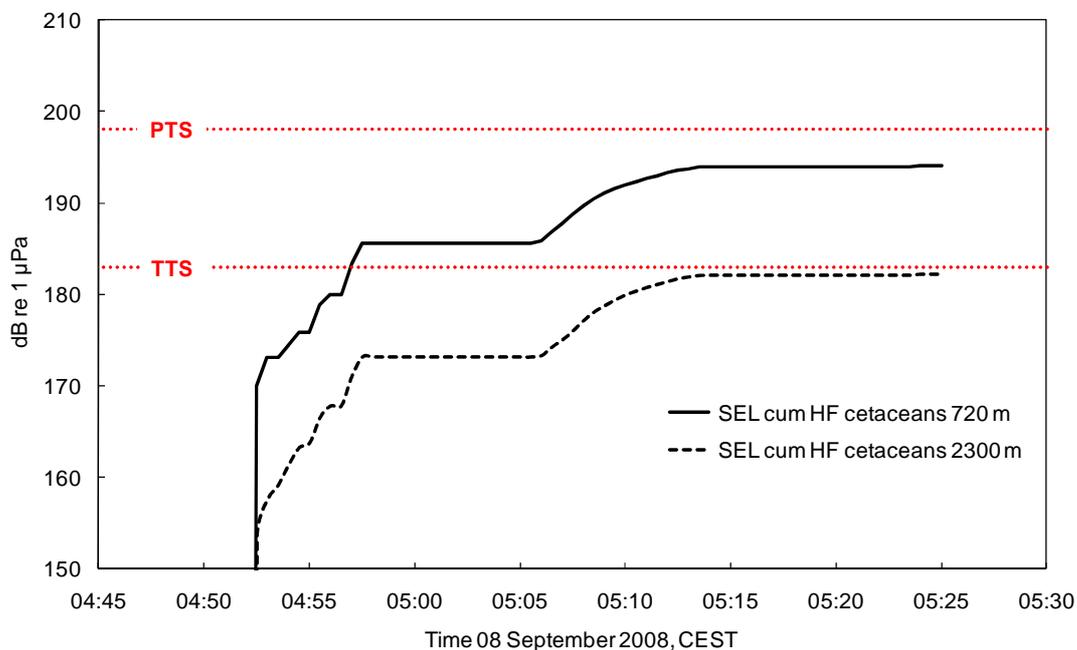


Abb. 11: Entwicklung der kumulativen Schallempfangspegel in zwei Entfernungen bei der Rammung eines Monopiles im Windparks Horns Rev 2. Eingezeichnet sind außerdem die von Southall et al (2007) für Kleinwale genannten Grenzwerte für TTS und PTS aus Tab. 1.

5.3 Störung

Für die Abschätzung von Störeffekten liegen weniger scharfe Kriterien vor als für die physische Schädigung. Dies kommt daher, dass zum einen die Reaktionen von Meeressäugetieren auf Störreize sehr unterschiedlich sein können und von verschiedenen Umweltbedingungen und der Disposition der Tiere abhängig sind. Zum anderen ist eine Störwirkung von verschiedenen Charakteristika einer Schallquelle abhängig, die nicht allein durch die Stärke von Tönen oder Geräuschen beschrieben werden kann. In der Literatur werden erste Reaktionen von Meeressäugern bei Werten ab 120 dB, eine generelle Störwirkung im Sinne einer Meidereaktion bei dauerhafter Einwirkung ab 140 dB beschrieben (Richardson et al. 1997). Bei der Genehmigung von Sonar-Untersuchungen und anderen starken Schallemissionen im Meer geht die zuständige amerikanische Genehmigungsbehörde von relevanten Störungen bei Werten oberhalb von 173 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ (SEL) aus, Southall et al. (2007) legen den Beginn von TTS, also 183 dB (SEL), als Grenzwert für den Beginn von Störungen zugrunde. Dies heißt jedoch nicht, dass unterhalb dieses Werts keine Reaktion erfolgt. So zeigten Kastelein et al. (2008) und Brandt et al. (2011) experimentell Reaktionen auf Schallsignale bei sehr viel geringeren Schallpegeln von unter 120 dB.

Bei einigen der ersten bereits realisierten Offshore-Windparks wurden die Reaktionen von Schweinswale in der Konstruktionsphase untersucht. Die Ergebnisse werden in den folgenden Abschnitten kurz zusammengefasst.

5.4 Vorliegende Untersuchungen bei Offshore-Rammarbeiten

5.4.1 Offshore-Windpark Horns Rev 1

Bei der Errichtung des Offshore-Windparks Horns Rev 1 wurden 2002 erstmals die Reaktionen von Schweinswalen auf die Rammarbeiten untersucht (Tougaard et al. 2006, 2009). Bei dem Projekt wurden 80 Monopiles in den Meeresboden gerammt. Bei den Untersuchungen wurden Reaktionen mithilfe von PODs (Porpoise Detectors) untersucht, welche die Ortungslaute von Schweinswalen aufzeichnen. Die Geräte wurden bis zu einer Entfernung von 21 km zur Grenze des Windparks ausgebracht. Die Untersuchung ergab mehrstündige Reaktionen von Schweinswalen auch bei den PODs mit der größten Entfernung zu den Arbeiten. Daher wurde auf eine Störwirkung bis über die untersuchte Entfernung hinaus geschlossen. Da in der Reaktion der Schweinswale kein Gradient mit zunehmender Entfernung zur Schallquelle festgestellt wurde, blieb die Art der Reaktion unklar und ein Bezug zur Schallintensität konnte in dieser Untersuchung noch nicht hergestellt werden.

5.4.2 Offshore-Windpark Nysted 1

Der Offshore-Windpark Nysted wurde 2003 in der Dänischen Ostsee mit Schwerkraftfundamenten errichtet. Während der Errichtung wurden einzelne Fundamente mit Spundwänden stabilisiert, bei denen die Bleche in den Meeresboden gerammt wurden. Bei den Rammarbeiten wurden zum einen kurzzeitige Reaktionen wie bei Horns Rev festgestellt, die akustischen Aufzeichnungen mittels PODs wiesen jedoch auf einen anhaltenden Abfall der Bestände hin, die dann auch in den folgenden Jahren nicht wieder die Ausgangswerte erreichten (Carstensen et al. 2006). Die Untersuchung von Nysted wird daher teilweise als Beleg für eine lang anhaltende Störwirkung von Rammarbeiten bewertet.

5.4.3 Offshore-Windpark Horns Rev 2

Brandt et al. (2009, 2011) untersuchten wiederum mit PODs die Reaktion von Schweinswalen beim Bau der 92 Fundamente des Offshore-Windparks Horns Rev 2 in 2008. Die Pfähle hatten einen Durchmesser von 3,9 m. Die Untersuchung zeigt, dass Schweinswale den Nahbereich (2,6 km) während der Rammung komplett verließen und dieser Effekt 24 – 70 Std. messbar war. In Entfernungen von mehr als 10 km dauerte der Effekt noch 1-2 Std. nach Ende einer Rammung an. Reaktionen waren bis 18 km Entfernung nachweisbar. Die Untersuchung weist darauf hin, dass die Aktivität und damit vermutlich die Abundanz von Schweinswalen im Windparkbereich während der gesamten Konstruktionsphase erniedrigt war, da die Störwirkung hier länger war als das Intervall zwischen zwei Rammungen. Bezogen auf die Schallpegel zeigten die Untersuchung eine anhaltende Störung (> 1 Tag) bei Schallpegeln von 160 dB_{SEL} und eine auf die Rammzeit begrenzte Störung bei Schallpegeln bis 140 dB_{SEL}.

5.4.4 Forschungsplattform FINO 3

Die Errichtung der Forschungsplattform FINO III erfolgte in einem Bereich mit hohem Schweinswalvorkommen und in direkter Nähe zum Meeresschutzgebiet „Sylter Außenriff“, welches den Schutz dieser Art zum Ziel hat. Hier wurde am 31.7.2008 ein Monopile mit 4,7 m Durchmesser gerammt. Die Schallemissionen wurden mit einem großen Blasenschleiers gedämpft und betragen bis 174 dB_{SEL} in 245 m Entfernung (Grießmann et al. 2010). Die Erfassung mittels C-PODs ergab einen deutlichen Vertreibungseffekt im Nahbereich bis in 1 km Entfernung, der insgesamt 18-45 Stunden anhielt und 5-11 Stunden nach Ende der Rammung nachweisbar war. Ein deutlicher temporärer Vertreibungseffekt war mit abnehmender Dauer auch noch in 7 km Entfernung zur Baustelle zu beobachten, er könnte jedoch auch weiter gereicht haben. In größeren Distanzen reicht die Datenlage mit einem einzigen Rammereignis aufgrund kürzerer Effekte und starker natürlicher Schwankungen in der Schweinswalaktivität für belastbare Aussagen nicht aus (Brandt et al. 2009).

5.4.5 Umspannwerk alpha ventus

September 2008 wurde im Seegebiet nördlich Borkum die Umspannstation für den Offshore-Windpark alpha ventus installiert. Das Jacket-Fundament wurde mit vier Pfählen mit je 2,6 m Durchmesser fixiert. Die Analyse der Schweinswalaufzeichnungen im Zusammenhang mit den Rammarbeiten zur Installation des Umspannwerks bei „alpha ventus“ zeigt einen sehr deutlichen Effekt der Rammarbeiten, obwohl nur vier Pfähle gerammt wurden und die Gesamttrammzeit nur knapp zehn Stunden betrug. Die akustischen Aufzeichnungen zeigten eine signifikante Abnahme der gemessenen Schweinswalaktivität bis in eine Entfernung von 18 km (Diederichs et al. 2009).

5.4.6 Offshore-Windpark alpha ventus

Zwischen dem 24. April und dem 26. August 2009 wurden 12 Windenergieanlagenfundamente mit insgesamt 42 Pfählen am Meeresboden fixiert. Die Rammdauer, bis zur Fertigstellung eines Fundamentes einer Windkraftanlage lag im Mittel bei 9,5 Stunden und damit mehr als 12fach länger als bei der Gründung des Offshore-Windparks Horns Rev II. Die Dauer des nachgewiesenen Vertreibungs-Effektes für die gesamte Rammperiode liegt je nach Analysemethode im Nahbereich der Baustelle (0,7 bis 4 km) zwischen 13 und 34 Stunden nach dem Ende der Rammung. Zwischen 7 und 10 km Entfernung zur Baustelle ist der Effekt zwischen 6 und 12 Stunden lang und in einer Entfernung von 14 bis 23 km ist ein Effekt zwischen 0 und 0,4 Stunden nach dem Stopp der

Rammarbeiten nachweisbar. Eine Auftrennung der gesamten Rammperiode in die beiden Rammphasen Multibrid und Repower zeigt, dass die wenigen im Mittel über 5 Stunden andauernden Rammungen der ersten Rammphase einen signifikant längeren Störeffekt sowohl zeitlich als auch räumlich aufwiesen, als die meisten im Mittel nur eine Stunde andauernden Rammungen der zweiten Rammphase. Der Störeffekt dauerte während der ersten Rammphase im Nahbereich 3 bis 9 Stunden länger als während der zweiten Rammphase. Für die Entfernung 14-23 km zeigte sich während der ersten Rammphase immer noch ein 1,4 bis 18 Stunden dauernder Effekt, während in der zweiten Rammphase kein Effekt mehr nachweisbar war. Die Untersuchung belegt damit erstmalig einen Zusammenhang zwischen der zeitlichen Dauer einer Rammung und der Störwirkung. Dies ist für die Bewertung deswegen von Belang, da die Dauer der Rammungen und die Anzahl der angebrachten Rammschläge zwischen den verschiedenen Vorhaben sehr unterschiedlich waren. In allen Analysen war kein Effekt mehr an der am weitesten entfernten Position T9 in 23 km feststellbar. Es kann daher angenommen werden, dass diese über der maximalen Entfernung liegt, an der noch eine Reaktion festzustellen war. Weitere Untersuchungen im Rahmen der STUK-Plus Forschungsvorhaben bestätigten die ermittelten Wirkradien (BSH 2010). Die Daten lassen insgesamt darauf schließen, dass bei „alpha ventus“ eine über die Rammdauer hinausgehende Störwirkung bei Schallpegeln von mehr als 150 dB_{SEL} einsetzte. Eine Reaktion von Schweinswalen wurde aber bis in eine Entfernung bis ca. 17 km festgestellt bei (Empfangs-)Schallpegeln, die bei etwa 140 dB_{SEL} lagen. Die Reaktionszeit war hier jedoch auf die Dauer der Rammung beschränkt, so dass nur von einer kurzzeitigen Störung auszugehen ist. Der Vergleich des Basisjahrs 2008 mit dem Baujahr 2009 zeigte, dass der Bestandsverlauf der Schweinswale in beiden Jahren gut übereinstimmte und nicht über eine Verringerung der Häufigkeit im Nahbereich hinaus von den Rammarbeiten beeinflusst wurde. Die Schweinswale wanderten in beiden Jahren im Frühjahr überwiegend aus dem Bereich ab. In beiden Jahren – 2009 noch während der Bautätigkeiten – stiegen die Bestände im Sommer wieder an. Für das Gesamtgebiet ließ sich kein Unterschied in der Dichte der Schweinswale in beiden Jahren absichern. Die Ergebnisse des Begleitmonitorings lassen den Schluss zu, dass die Errichtung des Offshore-Windparks alpha ventus zu keinem anhaltenden Habitatverlust geführt hat.

5.4.7 Offshore-Windpark Beatrice

Beim Bau des Beatrice Offshore-Windparks mit zwei Anlagen in Schottland konnten Thompson et al. (2010) nur geringe Effekte nachweisen. In Bezug auf die Schallemissionen schließen Bailey et al. (2010), dass eine Gefahr physischer Schädigung für Delphine in diesem Projekt nur im Nahbereich (100 m) zu erwarten wären, Störreaktionen jedoch bis zu 50 km Entfernung.

5.5 Zusammenfassende Bewertung

Die vorliegenden Begleituntersuchungen zu Offshore-Rammarbeiten erlauben eine erste zusammenfassende Bewertung. Reaktionen von Schweinswalen wurden in mehreren Untersuchungen übereinstimmend in Entfernungen von bis zu 20 km nachgewiesen. Die Dauer der Reaktion nahm dabei mit der Entfernung zur Schallquelle stark ab. Im Nahbereich (2 - 4 km) erfolgte eine weitgehende Vertreibung und die Störwirkung war hier über verringerte Häufigkeiten für 1- 3 Tage nachweisbar. In Entfernungen von mehr als 10 km war der Störeffekt nur wenig länger als die Dauer der Störung selbst. In den Bereichen, in denen die Störwirkung länger anhält als das Intervall zwischen zwei Rammungen, kann es zu einer während der gesamten Konstruktionsphase eines Windparks anhaltenden Störung und Reduzierung der Schweinswalhäufigkeit kommen.

Die Reaktion der Schweinswale ist abhängig von der Höhe der empfangenen Schallpegel, wird aber auch von der Dauer der Störung bzw. der Anzahl der Schallimpulse beeinflusst. Nach den vorliegenden Messungen deckt sich der Bereich mit einer deutlich über die Dauer der Rammungen hinausgehenden Störung mit Schallpegeln von 150 – 160 dB_{SEL}. In diesem Bereich ist eine Reduzierung der Schweinswalhäufigkeit über die gesamte Bauphase eines Windparks zu erwarten, da damit zu rechnen ist, dass das Intervall zwischen zwei Rammungen kürzer als die Erholungszeit nach einem Rammereignis ist. Eine Störwirkung lässt sich bis zu Schallpegeln von etwa 140 dB_{SEL} nachweisen, wobei anzumerken ist, dass der Nachweis einer Störwirkung mit abnehmender Intensität auch ungenauer wird. Je nach Charakteristik und Dauer von Rammarbeiten ist auch eine Reaktion bei niedrigeren Schallpegeln nicht völlig auszuschließen, zumal die Wahrnehmbarkeit der Schallimpulse auch bei deutlich niedrigeren Werten noch gegeben ist. Zu betonen ist, dass die Angaben über den Zusammenhang der Schallstärke und der Reaktion der Schweinswale nur für vergleichbare Rammarbeiten gültig sind. Andere Lärmquellen, mit anderen Charakteristika der Schallemissionen, können zu anderen Reaktionen führen.

6. Darstellung und Bewertung kumulativer Wirkungen

Eingriffe in die Umwelt sind dann kumulativ, wenn sie in einem räumlichen und zeitlichen Zusammenhang auf dasselbe Schutzgut einwirken und sich in ihrer Wirkung überlagern bzw. verstärken (s.a. Schomerus et al. 2006). Im rechtlichen Sinne werden kumulative Wirkungen von Projekten bewertet, wohingegen bestehende Wirkungen durch Schadstoffeinträge, Schiffsverkehr, Fischerei oder Lebensraumveränderungen als Vorbelastung in die Bewertung im Rahmen von Umweltverträglichkeitsstudien einbezogen werden.

Für die Vorkommen von Schweinswalen und Robben innerhalb der AWZ der Deutschen Nord- und Ostsee sind keine räumlich trennbaren Teilpopulationen beschrieben. Die Vorkommen in der Ostsee und der Nordsee sind dabei jedoch getrennten Populationen zuzuordnen (Wiemann et al. 2010). Die Vorkommen in der Deutschen Ostsee werden der Population der Beltsee zugeordnet, die von der Skagerrak-Population unterschieden wird. Eine eigene Population in der östlichen Ostsee konnte nach neueren genetischen Untersuchungen nicht abgesichert werden (Wiemann et al. 2010). Im Hinblick auf die hohe Mobilität der Tiere und die räumliche Ausdehnung der beschriebenen Wirkung von Schallemissionen ist daher davon auszugehen ist, dass die Wirkung von Offshore-Rammarbeiten von im gleichen Zeitraum durchgeführten Projekten in der Nord- und Ostsee jeweils zu kumulativen Wirkungen für eine Population führen, also sich addieren oder gegenseitig verstärken.

Für die Bewertung kumulativer Effekte ist zunächst zu berücksichtigen, dass eine direkte Verstärkung der Schallemissionen durch parallel erfolgende Rammarbeiten aufgrund der sehr kurzen Dauer einzelner Rammschläge selbst bei einer sehr genauen Synchronisation zweier Vorhaben kaum zu erreichen wäre und daher nicht weiter betrachtet wird. Von Belang ist die Kumulation der Wirkung. Diese ist additiv bei Vorhaben, deren Wirkradien sich nicht überlagern, also jeweils eigene Störbereiche haben. Bei sich überlagernden Störbereichen ist die kumulative Wirkung dagegen geringer, da die Störungen zu einem Teil bereits durch ein anderes Vorhaben gestörte Bereiche betreffen, ohne diese jedoch deutlich zu verstärken. Eine gewisse Verstärkung tritt in den überlappenden Bereichen jedoch ein, da die Dauer der Reaktion nicht allein von der Stärke, sondern auch von der Anzahl der Schallimpulse abhängt.

Abbildung 12 zeigt prognostizierte Schallradien für vier Projekte in der Nordsee, die gleichzeitig Rammarbeiten durchführen. Es wird angenommen, dass jedes Projekt Pfähle von 4 m Durchmesser rammt. Die Annahmen sind für die Projekte hypothetisch und dienen nur beispielhaft der Illustration möglicher Auswirkungen. Für die Berechnung der Wirkradien wurde ausgehend von den Messungen bei Rammarbeiten eine stärkere Ausbreitungsdämpfung als nach der Thiele-Formel angenommen (Tab. 2).

Es werden die folgenden Radien betrachtet:

160 dB_{SEL}: UBA-Grenzwert

150dB_{SEL}: Über die Dauer einer Rammung hinausgehende Störung mit Kumulation der Wirkung

140dB_{SEL}: Störung, auf die Dauer einer Rammung begrenzt und keine Kumulation der Wirkung.

Tab. 2: Schallradien für Offshore-Rammarbeiten. Mittlere prognostizierte Radien für die Rammung von Pfählen mit 4 m Durchmesser und 30 m Wassertiefe.

Breitbandiger SEL, dB re 1 µPa	Entfernung bei Rechnung nach Thiele, km	Entfernung nach modifizierter Formel, km
160	6.5	5
150	23	13
140	60	30
130	100	50
120		75

Die getroffenen Annahmen ergeben eine flächenhafte Störwirkung je Projekt von 78,5 km² für 160 dB_{SEL}, 530 km² für 150 dB_{SEL} und 2800 km² für 140 dB_{SEL}. Bei 4 Projekten wäre zeitgleich für bis zu 11.000 km² (ca. 25% der Fläche der Deutschen Nordsee) eine kurzfristige Störwirkung, jeweils über die Dauer einzelner Rammungen, und für 2100 km² (ca. 5%) eine sich über die Bauphase des jeweiligen Jahres erstreckende Störwirkung zu erwarten. In den Bereichen mit einer anhaltenden Störwirkung ist mit einer verringerten Schweinswaldichte während der gesamten Bauphase zu rechnen.

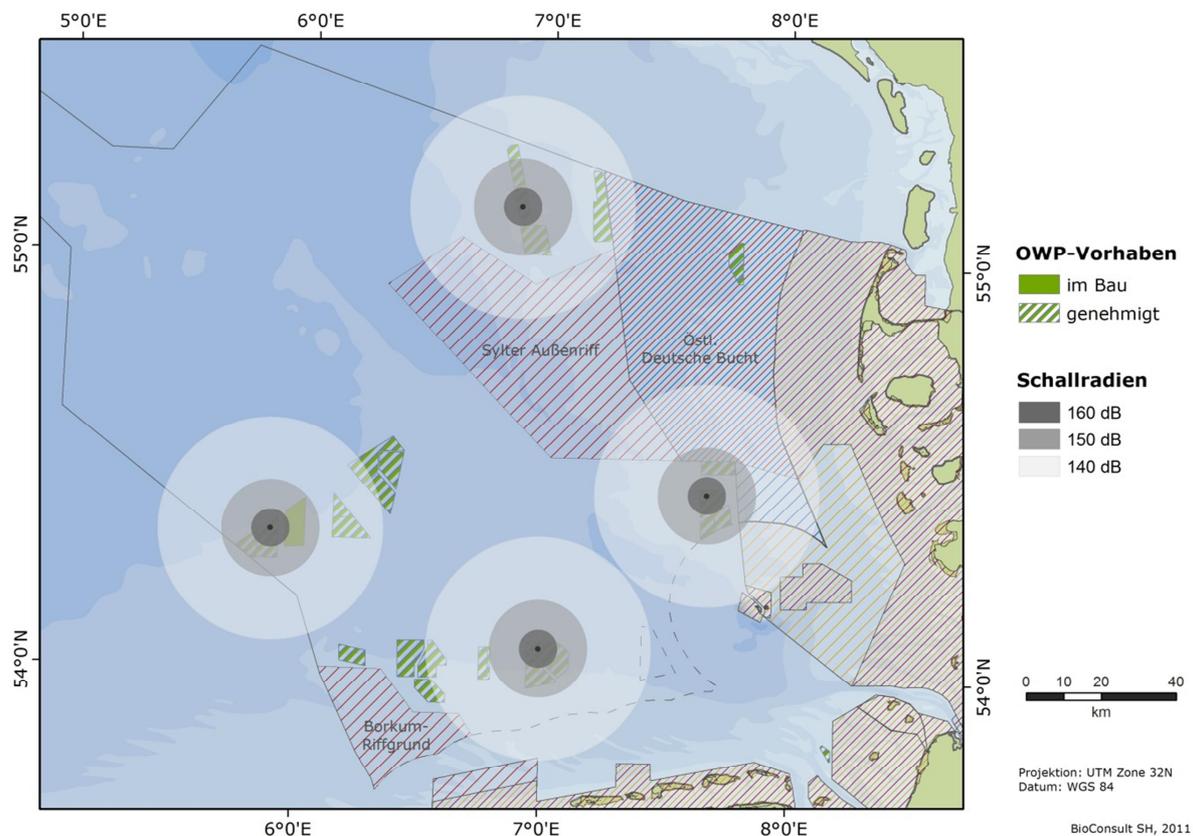


Abb. 12: Ausdehnung prognostizierter Wirkradien für vier Projekte (fiktiv, s. Text).

Da nach derzeitigem Kenntnisstand nicht anzunehmen ist, dass sich die Störwirkung bei überlagernden Wirkradien deutlich erhöht, würde die Gesamtstörwirkung geringer ausfallen, wenn Projekte in direkter Nachbarschaft zeitgleich durchgeführt werden, bzw. wenn in einzelnen Windparks mehr als ein Fundament zur Zeit errichtet wird. Zu beachten ist jedoch, dass für den Radius von 160 dB mit 6,5 km eine derartige Vorgehensweise nur bei Projekten in direkter Nachbarschaft möglich ist und eine Kumulation der Auswirkungen auf lokaler Ebene, etwa für ein einzelnes Meeresschutzgebiet, dadurch nicht immer vermieden werden können.

7. Bewertungsverfahren und Regulierungen

Schweinswale gelten als bedrohte Tierart und sind in den Anhängen II und IV der FFH-Richtlinie geführt, so dass für diese Art gemäß Artikel 6 spezielle Schutzgebiete (Natura 2000) auszuweisen sind und die Art zu den besonders geschützten Arten zählt und den Schutzbestimmungen des Artikel 12 unterliegt. Die Bestimmungen sind im Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) umgesetzt und die Ausweisung der Natura 2000 Gebiete in der AWZ ist abgeschlossen und von der EU-Kommission akzeptiert.

Aus den rechtlichen Vorgaben der FFH-Richtlinie und des BNatSchG ergeben sich in Bezug auf Schweinswale folgende Bestimmungen, die für die Regulierung des Unterwasserschalls durch Rammarbeiten von Belang sind:

1. Gemäß Art. 6 FFH-Richtlinie sind erhebliche Auswirkungen auf die Schutzziele der Natura 2000 Gebiete zu vermeiden.
2. Gemäß Artikel 12 FFH-Richtlinie ist es verboten, die besonders geschützten Arten zu töten. Diese Vorschrift ist im § 44 BNatSchG formuliert als Verbot, die besonders geschützten Arten „zu verletzen oder zu töten“.
3. § 44 BNatSchG spricht weiterhin das Verbot aus, „wild lebende Tiere der streng geschützten Arten und der europäischen Vogelarten während der Fortpflanzungs-, Aufzucht-, Mauser-, Überwinterungs- und Wanderungszeiten erheblich zu stören; eine erhebliche Störung liegt vor, wenn sich durch die Störung der Erhaltungszustand der lokalen Population einer Art verschlechtert“.
4. Schließlich formuliert § 44 BNatSchG das Verbot, die Fortpflanzungs- und Ruhestätten besonders geschützter Arten zu beschädigen oder zu zerstören.

Die rechtlichen Bestimmungen regeln somit das Verbot der Verletzung und Tötung von Individuen geschützter Arten, sowie von Störungen von Populationen bestimmter geschützter Arten zu bestimmten Zeiten bzw. der Beschädigung oder Zerstörung von Orten, die den genannten Zwecken dienen, innerhalb und außerhalb besonderer Schutzgebiete. Bedeutsam ist hierbei, dass für besonders geschützte Arten außerhalb von Schutzgebieten durchaus vergleichbare Maßstäbe wie innerhalb von Schutzgebieten anzusetzen sind, auch wenn der Bezug zur lokalen Population bzw. die notwendige Erheblichkeit der Einwirkung zu Unterschieden in der Bewertung führt.

Grundsätzlich stehen zwei unterschiedliche Effekte im Vordergrund:

1. Verletzung und Tötung: Über die Frage, ab wann eine Beeinträchtigung des Hörvermögens als Verletzung zu werten ist, gibt es keine einheitliche Auffassung. Zu unterscheiden wären hier temporäre (TTS) oder permanente (PTS) Hörschwellenverschiebungen. Bei einer permanenten Hörschwellenverschiebung kann sicher von einer Verletzung ausgegangen werden. TTS ist demgegenüber eine physiologische Ermüdung und pathologisch nicht nachweisbar. International üblich ist es daher, PTS als Verletzung zu akzeptieren.
2. Störung: Wie oben dargelegt, bewirken die Rammarbeiten zum Bau von Offshore-Windparks Störungen bei Schweinswalen, die großräumig sind, aber eine kurze Dauer haben. Es gibt keine einheitlichen Kriterien für die Bewertung von Störungen, da sie in Bezug zur

räumlichen und zeitlichen Ausdehnung der Störwirkung und der Bedeutung der betroffenen Gebiete vorzunehmen ist. Wichtigstes Merkmal bei der Bewertung von Störungen ist ob sie Auswirkungen auf den Erhaltungszustand der Population haben. In Bezug auf Schweinswale ist insbesondere die Betroffenheit von den Meeresschutzgebieten, in denen diese Art in den Erhaltungszielen aufgeführt ist, von Belang.

Mit der Novellierung des BNatschG 2010 wurde zudem die Eingriffsregelung auf die AWZ ausgedehnt. Das BSH erklärt dazu in den Leitsätzen für die Anwendung der Eingriffsregelung in der AWZ, dass diesbezüglich das Vermeidungsgebot im Vordergrund steht und in Bezug auf Rammarbeiten Schallschutzmaßnahmen nach dem Stand der Technik anzuwenden sind, um dadurch die Emissionen unterhalb eines Werts von 160 dB_{SEL} in 750 m Entfernung zur Baustelle zu gewährleisten. Im Sinne des Vermeidungsgebots wären diese Maßnahmen also auch dann anzuwenden, wenn keine erhebliche Störung vorliegt oder eine Tötung oder Verletzung geschützter Arten zu besorgen wäre – sofern entsprechende Maßnahmen nach dem Stand der Technik verfügbar sind. Allerdings ist die Eingriffsregelung auf Windparks, die bis zum 31. Dezember 2016 genehmigt werden, nicht anwendbar.

Zur Vermeidung von physischen Schädigungen und zur Verminderung von Störungen wird in Deutschland generell der sog. UBA- Grenzwert von 160 dB_{SEL} in 750 m zur Baustelle angewendet.

7.1 UBA-Vorsorgewert

Vom Umweltbundesamt (UBA 2011) wurde für Rammgeräusche ein Vorsorgewert vorgeschlagen, der auch Eingang in Genehmigungstexte von Offshore-Windenergieanlagen gefunden hat. Danach soll bei Offshore-Bauarbeiten der SEL eines einzelnen Rammschlages in 750 m Abstand von der Ramme den Wert von 160 dB re 1 µPa nicht überschreiten. Der Wert dient sowohl der Vermeidung von physischen Schäden – als solche sind sowohl temporäre wie auch dauerhafte Verminderungen des Hörvermögens gemeint - wie auch der Vermeidung und Minderung von Störungen.

Der Wert ist aus frühen Diskussionen im Rahmen von Forschungsvorhaben als ‚best-guess‘ entstanden. Er ist im Licht der Ergebnisse der seither erfolgten Forschungsvorhaben bislang weder wissenschaftlich hinsichtlich der durchaus unterschiedlichen Zielsetzungen (Schädigung, Störung) untermauert noch „entwertet“ worden. Er wird derzeit als Vorsorgewert beibehalten und ist Grundlage der Nebenbestimmung 14 der erteilten Genehmigungen zur Errichtung von Offshore-Windparks in der Deutschen AWZ der Nord- und Ostsee.

Der UBA-Vorsorgewert ist insofern noch "unvollständig", als er nur einen momentanen Schallpegel nennt. Anders als das Regelwerk für den Immissionsschutz beim Luftschall berücksichtigt er nicht die Dauer der Geräuscheinwirkung, die durch eine größere Anzahl von Schlägen entsteht. Unklar ist bislang auch, wie schalltechnisch die Störwirkung auf Schweinswale zu beschreiben ist. Der Wert bezieht sich allein auf Geräuschemissionen von Rammarbeiten. Für kontinuierliche Geräusche wie Schiffs- oder Baggergeräusche ist der Wert nicht geeignet, ein Vergleich von gemessenen Pegeln solcher Geräusche hinsichtlich der Schad- oder Störwirkung mit dem UBA-Wert ist nicht sinnvoll.

Bislang wird auch der Parameter "Frequenz" noch nicht berücksichtigt. Für einen Wert, der wie der UBA-Vorsorgewert zunächst vor physischer Schädigung schützen soll, ist das angemessen, da man

davon ausgeht, dass hier die gesamte einwirkende Schallenergie maßgeblich ist. Vorteilhaft ist, dass man mit einem "Einzahl-Wert" auskommt. Zumindest bei der Beurteilung der Störwirkung ist aber der Tatsache Rechnung zu tragen, dass das Gehör nicht bei allen Frequenzen gleich gut arbeitet, der Störeffekt bei bestimmten Frequenzen also geringer oder höher sein kann. Beispielsweise können bei entfernten Rammgeräuschen tieffrequente Anteile von wenigen 100 Hz für einen Schweinswal schon unterhalb der Hörschwelle liegen, also unhörbar und damit unschädlich sein.

Zwar kann man Frequenzspektren von gemessenen Geräuschen angeben, es ist aber schwierig, mit einem solchen Satz von Zahlen die Über- oder Unterschreitung eines Grenzwertes zu spezifizieren. Praktischer wäre auch hier eine Einzahl-Angabe. Beim Luftschall wird dies mit Frequenzgewichtungen bewerkstelligt; am bekanntesten ist die A-Bewertung für das menschliche Hörvermögen, die bei praktisch allen Fragen des Schallimmissionsschutzes benutzt wird. Dabei wird der Schallpegel breitbandig, also ohne Frequenzauflösung dargestellt, aber am Eingang des Messgerätes befindet sich ein "Klangfilter", der hochfrequente und tieffrequente Anteile, die weniger gut wahrgenommen werden, abschwächt. Ansätze gibt es dafür auch beim Wasserschall, z.B. die "M-Gewichtung" (Southall et al. 2007), doch wird dies bislang nicht praktiziert.

7.2 Bewertungsverfahren in anderen Ländern

Es besteht derzeit kein übergreifender Konsens über Bewertungsverfahren zur Wirkung von Unterwasserschall auf marine Säugetiere (ICES 2010), weder hinsichtlich der zu vermeidenden Effekte noch über die Festsetzung von Grenzwerten (Exposure criteria). Die Vorgehensweise in anderen Ländern ist auch innerhalb der EU durchaus unterschiedlich.

Dänemark

Dänemark hat bislang keine eigenen Bewertungsverfahren für Rammschall entwickelt. Beim Bau von Offshore-Windparks werden gängige Vergrämungsmaßnahmen eingesetzt. Dies wird als ausreichend zur Vermeidung physischer Schäden eingestuft, die Störwirkung wird als wenig bedeutend angesehen, da die Wirkung zeitlich eng begrenzt ist. Kumulative Wirkungen waren in dem schrittweisen Ausbau der Offshore-Windenergienutzung bislang nicht zu berücksichtigen, da noch keine Projekte in einem räumlichen und zeitlichen Zusammenhang errichtet wurden, so dass Kumulation anzunehmen wäre.

Großbritannien

Offizielle Grenzwerte für die Bewertung von Unterwasserschall liegen nicht vor. Generell wird die Bedeutung von Schallemissionen von Unterwasser-Rammarbeiten von den Umwelt- und Genehmigungsbehörden deutlich geringer eingestuft, als dies in Deutschland der Fall ist. Die englische Naturschutzbehörde hat sich deutlich gegen den Einsatz von Schallminderungsmaßnahmen ausgesprochen (JNCC 2009), da die Beeinträchtigung von Schweinswalen und anderen Arten als zu gering im Verhältnis zu dem Aufwand der Schallminderung angesehen wird. Zur Vermeidung von Schädigungen im Nahbereich wird Vergrämung und der Einsatz von Beobachtern im Baustellenbereich angeordnet.

Die Bewertungen der Auswirkungen von Unterwasserschall beruhen zumeist auf dem von Nedwell et al. (2003) vorgeschlagenen Verfahren, die Schallemissionen direkt in Beziehung zum frequenzabhängigen Hörvermögen von marinen Säugetieren zu setzen, wobei angenommen wird, dass eine Überschreitung der Hörschwelle um 70 dB milde und eine Überschreitung der Hörschwelle

um 90 dB eine starke Reaktion von marinen Säugetieren hervorrufen. Das Bewertungsverfahren kommt zu relativ geringen Gefährdungs- und Störbereichen, ist aber Gegenstand von Diskussionen (SMRU 2007, Nehls et al. 2009).

Niederlande

In den Niederlanden wird ausgehend von einer Empfehlung zur Durchführung von Natura 2000 Verträglichkeitsprüfungen (Prins et al. 2008) von sehr geringen Schädigungsradien für Schweinswale und Robben ausgegangen. Es werden Beeinträchtigungsradien bei Offshore-Rammarbeiten für die dortigen Projekte von 12 km für Schweinswale und 80 km für Robben angenommen. Die größeren Radien für Robben ergeben sich aus dem besseren Hörvermögen dieser Arten bei tiefen Frequenzen. Für die bislang genehmigten Windparks gilt die Regelung, dass Rammarbeiten nicht in der Zeit von 1. Januar bis 1. Juli eines Jahres durchgeführt werden dürfen. Die Regelung dient dem Schutz von Fischlarven und der Vermeidung negativer Auswirkungen auf marine Nahrungsketten, insbesondere zum Schutz von Vögeln, aber auch dem Schutz von marinen Säugetieren. Beim Offshore-Windpark Bard Offshore NL wird die Maßnahme zum Schutz des FFH-Gebietes Borkum Riffgrund in der Deutschen AWZ angeordnet. Die Niederlande sind das bislang einzige Land, das eine zeitliche Regulierung der Bautätigkeit von Offshore-Windparks anordnet. Einen Grenzwert für die Höhe der Schallemissionen gibt es nicht.

USA

In den USA müssen für schallintensive Unterwasserarbeiten, die zu Störung oder Schädigung von marinen Säugetieren führen können, besondere Erlaubnisse eingeholt werden. Anträge, Verträglichkeitsstudien und behördliche Entscheidungen dazu werden laufend im Internet veröffentlicht (<http://www.nmfs.noaa.gov/pr/permits/incidental.htm>). Die derzeitige Genehmigungspraxis legt folgende Kriterien zugrunde: Bei Schallwerten von mehr als 180 dB_{rms} besteht die Gefahr einer Verletzung (Level A harassment), bei 160 dB_{rms} impulshaften Schalls wird von Störungen (Level B harassment) ausgegangen. Die Werte wurden in der Vergangenheit mehrfach überarbeitet und die zulässigen Werte von 120 dB auf 180 dB_{rms} angehoben. Die Entscheidungskriterien werden derzeit vor dem Hintergrund neuer Erkenntnisse überarbeitet, insbesondere in Bezug auf die Arbeit von Southall et al. (2007), deren Empfehlungen aber noch nicht umgesetzt worden sind.

Anmerkung: Die Pegel mit der Angabe "dB_{rms}" entsprechen mathematisch dem im angelsächsischen Sprachraum weniger gebräuchlichen L_{eq} (siehe Abschnitt 2.2). Die Mittelungszeit soll bei Impulsgeräuschen so gewählt werden, dass sie 90% der Schallenergie einschließt. Für typische Rammschläge, etwa in einem Abstand von 2 km zur Ramme, ergeben sich dadurch Mittelungszeiten von unter 0.1 s und der SEL ist in dem Fall 10 dB niedriger als der dB_{rms}-Wert. Bei kleinen Entfernungen (unter 1 km) ist der Rammimpuls bedingt durch die Schallausbreitung aber kürzer, bei Entfernungen von z.B. 10 km erheblich länger als 0.1 s, so dass die Mittelungszeit entfernungsabhängig angepasst werden muss. Damit wird auch der Umrechnungsfaktor in den in Europa gebräuchlichen SEL-Wert entfernungsabhängig und die genannten 10 dB stellen nur eine Faustregel dar.

8. Mitigationsverfahren

Zur Vermeidung erheblicher oder schlicht unnötiger Beeinträchtigungen von Marinen Säugetieren und anderen Meereslebewesen werden unterschiedliche Maßnahmen angewendet um Schallemissionen der deren Ausbreitung im Wasser zu reduzieren. International gebräuchlich sind insbesondere Mitigationsverfahren zur Vermeidung physischer Schädigungen im Nahbereich der Rammungen, indem zum einen marine Säugetiere an der Baustelle mit akustischen Geräten vergrämt werden und zum anderen die Rammenergie im Rahmen des sog. Soft-starts langsam gesteigert werden, so dass nicht zu Beginn der Rammung maximale Schallemissionen verursacht werden. In den Niederlanden wurde beispielsweise in der Genehmigung für den Windpark Bard Offshore NL 1 bestimmt, dass die Pfähle die ersten 20 m eingerüttelt werden sollen, um so die Rammungen insgesamt zu reduzieren. In den Niederlanden wird weiterhin verfügt, dass Rammarbeiten nicht in der Zeit vom 1. Januar bis zum 1. Juli durchgeführt werden dürfen. Dies wird u.a. mit dem Schutz von marinen Säugetieren begründet.

In Deutschland wird als Mitigationsverfahren verlangt, dass Maßnahmen nach dem Stand der Technik zur Minderung der Schallemissionen eingesetzt werden, so dass der UBA-Grenzwert erreicht bzw. unterschritten wird (BSH).

Grundsätzlich sind zwei Typen von Maßnahmen zu unterscheiden. Zum einen Maßnahmen, die darauf abzielen, physische Schädigungen zu vermeiden, indem marine Säugetiere aus einem Gefährdungsbereich vergrämt werden. Zum anderen Maßnahmen zur Reduktion von Höhe oder Ausbreitung der Schallemissionen um eine generelle Reduzierung negativer Auswirkungen auf marine Säugetiere zu erreichen. Im Folgenden wird ein kurzer Überblick über den derzeitigen Stand verfügbarer Mitigationsverfahren gegeben.

8.1 Vergrämung

Zur Vergrämung von marinen Säugetieren stehen zwei Typen von Geräten zur Verfügung: 1. Sogenannte Pinger die dazu entwickelt worden sind, um Schweinswale von Stellnetzen fernzuhalten und eine kleinräumige Vergrämungswirkung haben (100 – 200 m). 2. Sealscarer, die dazu entwickelt worden sind um Robben von Fischfarmen fernzuhalten und eine großräumige Vergrämungswirkung (> 1km) haben. Bedeutsam sind in erster Linie die sealscarer, von denen verschiedenen Typen mit unterschiedlichen Charakteristika verfügbar sind (s. Nedwell et al. 2010, Brandt et al. 2011). Generell betrachtet emittieren die Geräte recht starke Geräusche mit Quellpegeln von mehr als 190 dB_{SEL} in hohen Frequenzen, in den Schweinswale und andere marine Säugetiere ein gutes Hörvermögen haben. In einer Untersuchung über den Lofitech Sealscarer, der mit einem Quellpegel von 190 dB arbeitet, zeigte sich eine sehr gute Wirkung der Vergrämung. In einem Bereich bis 700 m bewirkt der Einsatz des Vergrämers eine nahezu vollständige Vertreibung und bis in eine Entfernung von 2,7 km ist eine signifikante Vergrämungswirkung nachweisbar (Brandt et al. 2011). Es ist dabei bemerkenswert, dass eine deutliche Meide-Reaktionen der Schweinswale ab Schallpegeln von 117 dB re 1µPa_{rms} gefunden wurde. Dies ist ein deutlich niedrigerer Wert im Vergleich zu Schallpegeln von Rammarbeiten, bei denen Reaktionen nachweisbar sind und zeigt in Übereinstimmung mit anderen Studien, dass die Störwirkung von Unterwasserschall stark frequenzabhängig ist.

8.2 Soft-Start

Unter dem Soft-Start wird der langsame Anstieg der Rammenergie und damit der Schallemissionen im Laufe einer Rammung verstanden. Eine Rammung verläuft üblicherweise so, dass der Pfahl nach der Aufrichtung mit einigen leichten Schlägen fixiert und danach so ausgerichtet wird, dass er exakt in der gewünschten Position bleibt. Die Rammung beginnt dann mit weiteren leichten Schlägen und weiteren Unterbrechungen, in denen die Ausrichtung des Pfahls geprüft wird. Die eigentliche Rammung erfolgt danach so, dass dem Pfahl immer die notwendige Energie zugeführt wird, damit sich dieser konstant in den Meeresboden bewegt („der Pfahl läuft“) und mit zunehmender Eindringtiefe wird die Schlagenergie erhöht.

Abbildung 6 verdeutlicht den Bezug zwischen Rammenergie und Rammschall bei der Errichtung eines Monopiles am Windpark Horns Rev 2. Es ergibt sich ein Anstieg von etwa 7-9 dB zwischen der niedrigsten und der höchsten Energiegabe bei der Rammung. Bei der Rammung im Windpark ‚alpha ventus‘ lagen die Unterschiede zwischen dem leisesten Viertel und dem lautesten Viertel der Schläge bei etwa 12 -14 dB. Das leiseste Viertel der Schläge unterschritt dabei den 160 dB Grenzwert.

Die Bedeutung des Soft-Starts liegt darin, dass ein langsamer Anstieg der Schallemissionen gewährleisten soll, dass sich Meeressäuger aus dem Nahbereich der Bauarbeiten entfernen können, bevor diese eine Stärke erreichen, dass eine Schädigung zu befürchten wäre. Zu diesem Zweck werden weiterhin Vergrämungsmaßnahmen durchgeführt

8.3 Schallminderungsmaßnahmen

Schallminderungsmaßnahmen bei Unterwasser-Rammarbeiten zielen in erster Linie darauf ab, die Ausbreitung der bei einer Rammung entstehenden Schallemissionen zu reduzieren, wogegen auf die Entstehung der Schallemissionen im allgemeinen kein Einfluss genommen wird. Die Ausbreitung von Unterwasserschall lässt sich dadurch verringern, dass zwischen Schallquelle und Umgebung ein Material mit hohem Dichteunterschied zum umgebenden Wasser eingebracht wird, wozu in erster Linie Luft in Form von Blasenschleiern oder durch lufthaltige Materialien wie Schaumstoff dienen können (Schultz von Glahn et al. 2006, ISD et al. 2007, Nehls et al. 2007, Nehls et al. 2009, Griebmann et al. 2010, Stoke et al. 2010, Koschinski & Lüdemann 2011).

Blasenschleier, bei denen Luft über einen Schlauch oder Rohr am Meeresboden in das Wasser gepumpt wird, stellen die bislang gebräuchlichste Form von Schallminderungsmaßnahmen dar. Sie sind die einzige Schallminderungsmaßnahme, die bereits in größerem Umfang eingesetzt worden ist, wenn auch zumeist in Hafenbecken. Schallminderungsmaßnahmen mit einer fixierten Luftschicht in Form von Schaumstoff oder ähnlichen Materialien sind im Experiment getestet worden und versprechen eine höhere Schalldämmung als Blasenschleier. Für alle Verfahren gilt jedoch, dass die Einsatzmöglichkeiten unter Offshore-Bedingungen besonders schwierig sind und ein ausgewähltes Verfahren sich in die Arbeitsabläufe auf See einfügen muss, um Verzögerungen im Bauablauf zu vermeiden. Letzteres ist nicht allein eine Vorgabe aus Kosten- und Planungsgründen, sondern dient auch dazu, den Zeitraum von Beeinträchtigungen von Meeressäugetieren so kurz wie möglich zu gestalten und Überlagerungen mit anderen Bauvorhaben (kumulative Wirkungen) zu reduzieren.

Ein geschlossener Blasenschleier bei Offshore-Rammarbeiten wurde erstmals beim Bau der Forschungsplattform FINO 3 eingesetzt (Griebmann et al. 2010). Die erzielte Schallminderung betrug etwa 7-12 dB. Die Schallminderung war sehr frequenzabhängig, gut in den hohen und sehr gering in den tiefen Frequenzen (Abb. 13). Dies ist durchaus typisch für Blasenschleier, aber auch für andere Schallminderungsmaßnahmen.

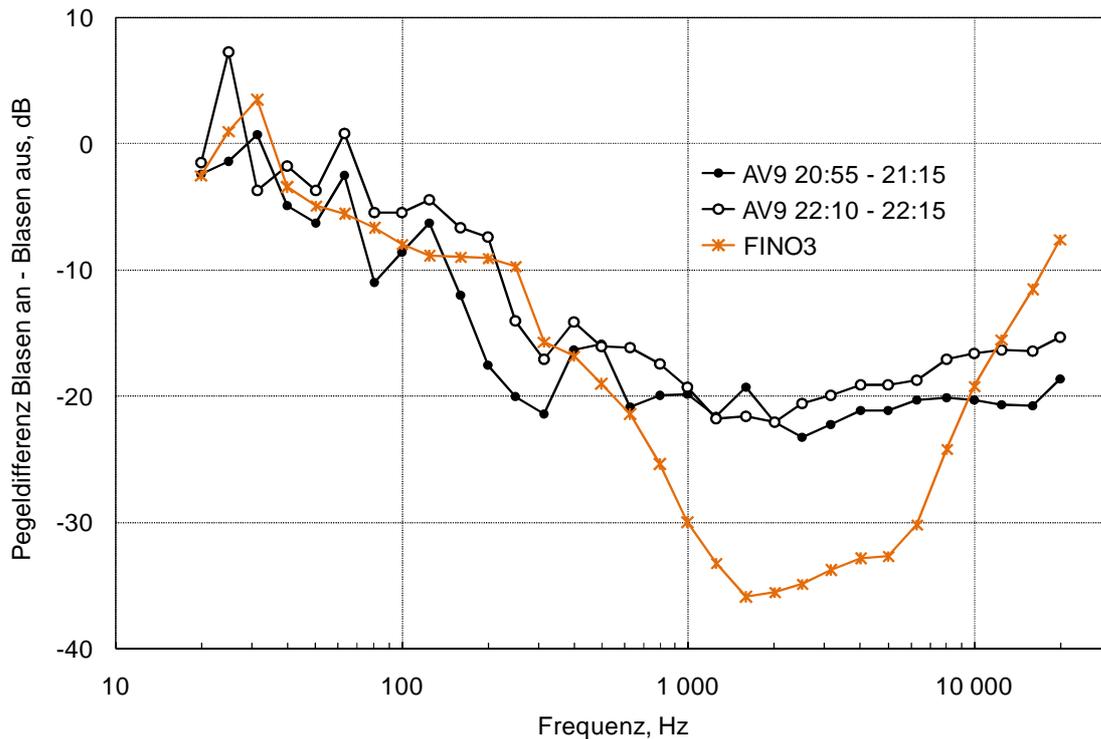


Abb. 13: Frequenzabhängige Reduktion des Rammschalls durch Blasen Schleier bei FINO 3 und alpha ventus (Bette & Matuschek 2010).

Über die Wirkung von Blasen Schleiern und die Bedeutung der wesentlichen Variablen, wie Luftmenge, Blasengröße und Verteilung der Blasen liegen nur wenige Erkenntnisse vor (s. Nehls et al. 2007, Griebmann et al. 2010). Bei FINO 3 wurde bei Reduzierung der eingesetzten Luftmenge eine gleichbleibende Dämmung der Schallemissionen ermittelt (Griebmann et al. 2010), aber die Aussagekraft einer Einzelmessung ist hier nicht klar und es kann keine generelle Aussage abgeleitet werden, dass man generell auch mit der halben Luftmenge und damit der halben Kompressorkapazität die gewünschte Wirkung erzielen kann. Bei Sprengungen in der Ostsee wurde mit einem halboffenen Blasen Schleier und einer höheren Luftmenge von $1 \text{ m}^3/\text{m}/\text{min}$ auch eine höhere Schallminderung von 16-19 dB erreicht (Schmidtke 2010), jedoch sind Schallquelle und Blasen Schleier nicht direkt mit den Rammarbeiten für einen Windpark vergleichbar. Für eine Optimierung von Blasen Schleiern, auch in dem Sinne, Aufwand und Ergebnis aufeinander abzustimmen, fehlen somit noch Erfahrungswerte.

Schallschutzrohre sind mit einem lufthaltigen Material wie Schaumstoff beschichtete Rohre, die den zu rammenden Pfahl komplett umschließen. Das eigentliche Rohr dient dabei lediglich als Träger und Gegengewicht, um den Auftrieb zu überwinden. Das Grundprinzip der Schallminderung ist ähnlich dem des Blasen Schleiers, indem Materialien hoher Dichteunterschiede zu Wasser genutzt werden. In einem ersten Experiment wurde mit einer einfachen Schaumstoff-Folie eine dem Blasen Schleier vergleichbare Dämpfung erzielt (Schultz- von Glahn et al. 2006). Versuche des ITAP erzielten mit doppelwandigen Schaumstoffrohren eine deutlich höhere Dämpfung und je nach Abmessung und Beschaffenheit der verwendeten Materialien sind Schalldämpfungen um 20 bis 30 dB erreichbar (Nehls et al. 2009). Vorläufige Ergebnisse aus dem Forschungsvorhaben ESRA zeigten jedoch, dass

eine derartig hohe Schalldämpfung, wie sie im Experiment erzielt wurde, nicht bei Vorhaben im großen Maßstab erzielt werden können. Die Ergebnisse der Experimente sind nicht einfach auf den Echtmaßstab übertragbar, da die entsprechenden Energien und Frequenzen nicht im Experiment erzeugt werden konnten.

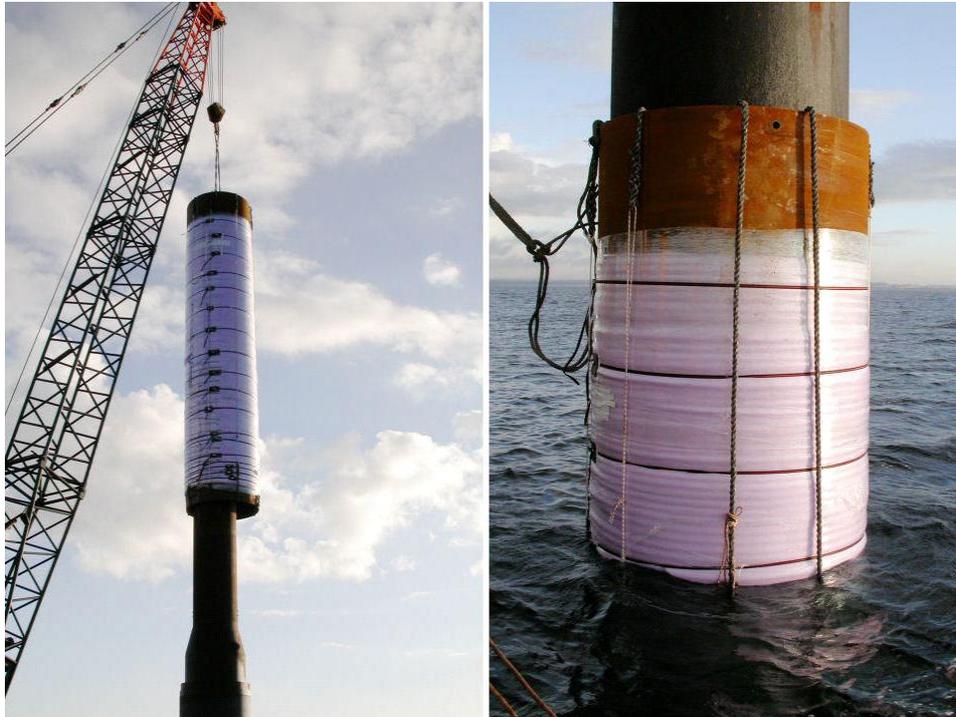


Abb. 14: Experimenteller Einsatz eines Schallschutzrohrs am Brodtener Testpfahl (Schultz von Glahn et al. 2006).

Schallschutzrohre bieten dennoch ein hohes Potenzial für Schallminderungsmaßnahmen. Bei der konstruktiven Umsetzung ist jedoch zu beachten, dass insgesamt hohe Gewichte der Rohre erforderlich sind, um den Auftrieb des Schaumstoffs zu überwinden und ausreichend Stabilität gegenüber der Strömung zu erreichen. Gleichzeitig muss das Dämmmaterial für wiederholte Einsätze vor mechanischer Beschädigung geschützt werden.

Laborversuche und erste großmaßstäbliche Einsätze zeigen, dass eine Minderung der Schallemissionen bei Offshore-Rammarbeiten von mehr als 10 dB erzielt werden können. Verfahren für den kontinuierlichen Einsatz bei der Errichtung von ganzen Windparks sind jedoch noch in einem Frühstadium der Entwicklung und stehen derzeit noch nicht zur Verfügung. Auch die Einsatzgrenzen bei widrigen Wetterbedingungen sind derzeit schwer abschätzbar. Weiterhin ist unklar, welches Maß der Schallminderung erreicht werden kann, da es keine Erfahrungswerte über die eingesetzte Luftmenge und andere Spezifikationen und der erzielten Schallminderung gibt.

8.4 Zeitliche und räumliche Steuerung von Rammarbeiten

Mit der Beschränkung der Anzahl der Rammarbeiten oder des Ausschlusses definierter Zeiträume für diese lässt sich ihr Einfluss auf Marine Säugetiere in gewissem Umfang regulieren, jedoch immer mit der Folge, dass die Rammarbeiten auf einen längeren Zeitraum ausgedehnt werden. Da alle Offshore-Arbeiten stark von geeigneten Wetterbedingungen abhängig sind, kann ein Ausschluss von Phasen mit im Mittel guten Bedingungen, also den Sommermonaten, zu einer überproportionalen Verlängerung der Arbeiten führen, da in den Herbst- und Wintermonaten je Zeiteinheit weniger geeignete Wetterfenster zur Verfügung stehen.

Grundsätzlich stehen für die räumliche und zeitliche Steuerung zwei Ansätze zur Verfügung:

1. Bauzeitenfenster, so dass in definierten Bereichen die Bautätigkeit in bestimmten Zeiten ausgeschlossen wird.
2. Die zeitliche und räumliche Steuerung in dem Sinne, dass in bestimmten Bereichen die zeitlich zulässige Anzahl Baustellen begrenzt wird, oder dass in definierten Räumen eine Bündelung der Bautätigkeit erfolgt, um kumulative Effekte zu vermeiden.

Bauzeitenfenster können effektiv sein, wenn die Vorkommen von Schweinswalen oder anderen Marinen Säugetieren saisonal stark schwanken, so dass Phasen mit hohen und niedrigen Vorkommen deutlich voneinander getrennt sind. Dies ist zumindest in Teilen der deutschen Meeresgewässer der Fall. Der Vorteil, in Zeiten mit geringen Vorkommen zu rammen, ist jedoch mit möglichen Verlängerungen der Bautätigkeit insgesamt abzuwägen. Ob eine Verlagerung der Arbeiten in die Wintermonate oder mehrmonatige Unterbrechungen überhaupt darstellbar sind ist von anderer Seite zu prüfen.

Mit einer räumlichen und zeitlichen Steuerung von Bautätigkeiten in definierten Bereichen kann die Störwirkung reduziert werden, indem Projekte gebündelt, also zeitgleich errichtet werden, oder aber die momentane Belastung durch Beschränkung der Bautätigkeit begrenzt wird. Wiederum muss zwischen momentaner Intensität und der Dauer der Belastung abgewogen werden. Eine Bündelung der Bautätigkeiten sollten dabei immer dann angestrebt werden, wenn dadurch kumulative Wirkungen deutlich verringert werden können. Eine Begrenzung der Baustellen in definierten Bereichen kann demgegenüber dann notwendig werden, wenn durch eine Mehrzahl von Baustellen erhebliche Auswirkungen auf ein Schutzgebiet zu erwarten sind. Beides sollte auf der Grundlage von Schallstudien unter Berücksichtigung der angewendeten Minderungsmaßnahmen geprüft werden.

8.5 Ausblick und offene Fragen

Für die Anwendung von Schallminderungsmaßnahmen liegen eine Reihe von Konzepten vor und zumindest für den Einsatz von Blasenschleier bestehen auch erste Erfahrung in der Anwendung bei Offshore-Rammarbeiten. Ein Stand der Technik, der die Einhaltung des Grenzwerts von 160 dB_{SEL} in 750 m Entfernung zur Baustelle bei der Errichtung kompletter Windparks in großen Wassertiefen und großen Pfahldurchmessern ermöglichen würde, liegt nicht vor. Erste Ergebnisse laufender Forschungsvorhaben zu Schallminderungsmaßnahmen weisen trotz teilweise recht positiver

Ergebnisse darauf hin, dass hierzu noch hoher Forschungs- und Entwicklungsbedarf besteht und das Ziel nicht kurzfristig zu erreichen ist.

Vor dem Hintergrund der sich daran anschließenden Frage an die Konsequenzen sei darauf hingewiesen, dass auch eine moderate Schallminderung um 10 dB, die vermutlich mit Blasenschleiern und anderen Verfahren erzielt werden kann, eine erhebliche Reduzierung der Wirkradien bewirken würde. In Abbildung 15 sind beispielhaft dazu um 10dB reduzierte Wirkradien gegenüber dem Szenario für 4 m Pfähle dargestellt. Die Fläche, die einem Schallpegel von mehr als 140 dB ausgesetzt ist, würde mit dieser Variante um nahezu 80% reduziert werden.

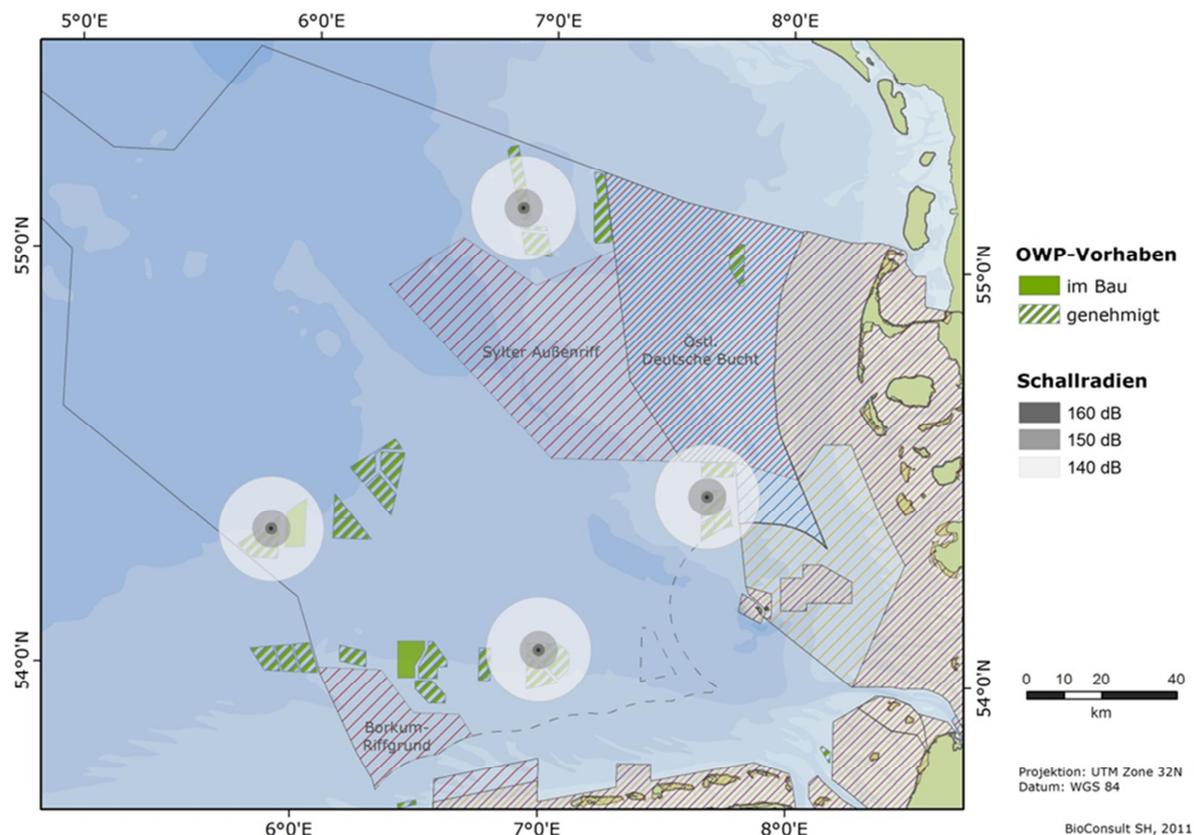


Abb. 15. Prognostizierte Wirkradien gemäß Abb. 12 aber mit Schallminderung um 10 dB.

Tab. 3: Schallradien für Offshore-Rammarbeiten. Mittlere prognostizierte Radien für die Rammung von Pfählen mit 4 m Durchmesser und 30 m Wassertiefe mit und ohne Schallminderung.

Breitbandiger SEL, dB re 1 µPa	Entfernung ohne Schallminderung	Entfernung bei 10 dB Schallminderung
160	5	1,5
150	13	5
140	30	14
130	50	30
120	75	50

Es ist bislang nicht untersucht worden, ob mit der erreichbaren Schallminderung ein positiver Effekt auf Schweinswale erzielt werden kann, auch wenn als gesichert gilt, dass ein Bezug zwischen Schallstärke und Stör- bzw. Gefährdungspotenzial besteht. Eine Verminderung von Störungen ist zu erwarten, da die Dämmung in den höheren Frequenzen und insbesondere im Hörbereich der Schweinswale recht gut ist, jedoch steht eine Überprüfung dazu noch aus. Da Schallminderungsmaßnahmen im höherfrequenten Bereich in dem marine Säugetiere ein gutes Hörvermögen besitzen, stärker wirken als im tieffrequenten Bereich, kann man zudem erwarten, dass sie im Hinblick auf die beabsichtigte Reduzierung der Störwirkung effektiver sind, als die breitbandige Reduzierung des Schallpegels widerspiegelt.

9. Schlussfolgerungen

1. Offshore-Rammarbeiten zur Errichtung von Fundamenten für Offshore-Windenergieanlagen führen zu hohen Schallemissionen, die kurzzeitig eine großräumige Störung von marinen Säugetieren bewirken.
2. Die großen Wassertiefen der geplanten Offshore-Windparks bedingen insgesamt hohe konstruktive Anforderungen an Fundamente für große Windenergieanlagen, so dass für kommende Projekte generell mit hohen Schallemissionen zu rechnen ist. Die Schallemissionen werden voraussichtlich in allen künftigen Projekten zu einer Überschreitung des UBA-Grenzwerts (160 dB_{SEL} in 750 m Entfernung) um 10 – 20 dB führen.
3. Die bisherigen Untersuchungen zur Reaktion von Schweinswalen zeigen eine kurzzeitige Störwirkung bis etwa 20 km Umkreis an. Im Nahbereich von 1-3 Kilometern ist die Störwirkung für ein bis drei Tage nachweisbar. In diesem Bereich kann es für die Dauer der Bauarbeiten zu einer anhaltenden Verringerung der Häufigkeit von Schweinswalen kommen. Bei keinem der bisher auf geramnten Stahlfundamenten errichteten Offshore-Windparks konnte ein längerfristiger Effekt festgestellt werden. Die Untersuchungen weisen weiterhin auf ein sehr geringes Risiko hin, dass Schweinswale nach dem Beginn von Rammarbeiten im Nahbereich der Baustelle verweilen. In diesem Bereich, ist die Effizienz von Vergrämungsmaßnahmen sehr hoch.
4. Die vorliegenden Untersuchungen weisen darauf hin, dass von den Rammarbeiten nur ein sehr geringes Schädigungsrisiko ausgeht. Die Störwirkung einzelner Vorhaben hat in den betroffenen Seegebieten zu zeitlich begrenzten Störungen geführt. Ein anhaltender Einfluss auf die Bestände wurde nicht festgestellt.
5. Im Hinblick auf kumulative Wirkungen sind in Abhängigkeit von der Anzahl der künftig zeitgleich betriebenen Offshore-Baustellen sind erhebliche Auswirkungen auf Schweinswale innerhalb und außerhalb von Schutzgebieten durch Störungen nicht auszuschließen.
6. Für die Minderung der Schallemissionen sind mehrere Verfahren experimentell getestet worden, es steht jedoch kein Stand der Technik zur Verfügung, der die Einhaltung des 160 dB-Grenzwerts bei der Errichtung ganzer Windparks ermöglichen würde. Derzeit sind unterschiedliche Verfahren in der Entwicklung.
7. Bei der Entwicklung von Schallminderungsmaßnahmen sollte nicht primär die Einhaltung eines breitbandigen Grenzwerts im Vordergrund stehen, da die Effizienz von Schallminderungsmaßnahmen sehr frequenzabhängig ist und in den für Schweinswale und andere marine Säugetiere wichtigen hohen Frequenzen besser ist als in den tiefen. Es wird empfohlen, ein Gewichtungsverfahren zu entwickeln, in dem das Hörvermögen von Marinen Säugetieren berücksichtigt wird.
8. Zur Vermeidung oder Minderung von Beeinträchtigungen in den Meeresschutzgebieten kann eine Koordination von Bauvorhaben unter bestimmten Umständen hilfreich sein. Generelle zeitliche Beschränkungen bergen demgegenüber das Risiko, die mit dem Bau von Windparks verbundenen Eingriffe zu erhöhen, indem sie die Bauzeiten verlängern.
9. Es wird empfohlen, Grenzwerte für Unterwasserschall im Hinblick auf unterschiedliche Anforderungen (Verletzung, Störung) und unter Berücksichtigung neuer Erkenntnisse weiter zu entwickeln und wissenschaftlich zu begründen. Insbesondere Ansätze zur Gewichtung des Hörvermögens und kumulativer Schallemissionen sollten aufgegriffen werden.

10. Literatur

- Ainslie MA, de Jong CAF, Dol HS, Blacquièrre G, Marasini C (2009): Assessment of natural and anthropogenic sound sources and acoustic propagation in the North Sea. TNO report, TNO-DV 2009 C085, The Hague.
- André M, Morell M, Mas A, Solé M, van der Schaar M, Houégnigan L, Zaugg S, Castell JV, Baquerizo CA, Roch LR (2009): Best Practices in Management, Assessment and Control of Underwater Noise Pollution. Laboratory of Applied Bioacoustics (LAB), Technical University of Catalonia (UPC).
- Bailey H et al. (2010): Assessing underwater noise levels during pile-driving at an offshore windfarm and its potential effects on marine mammals. *Mar. Pollut. Bull.* (2010), doi:10.1016/j.marpolbul.2010.01.003
- Betke K (2008): Measurement of wind turbine construction noise at Horns Rev II. Im Auftrag von DONG Energy. Oldenburg.
- Betke K, Schultz-von Glahn M (2008): Prognose des Unterwassergeräusches beim Bau und beim Betrieb des Offshore-Windparks Borkum-West ("alpha ventus") und Messung des Hintergrundgeräusches im Planungsgebiet. Bericht vom 15.10.2008. Erhältlich beim BSH
- Betke K, Matuschek R (2010): Messungen von Unterwasserschall beim Bau der Windenergieanlagen im Offshore-Testfeld "alpha ventus". Abschlussbericht zum Monitoring nach StUK 3 in der Bauphase vom 15.03.2010. Erhältlich beim BSH
- Brandt MJ, Diederichs A, Nehls G (2009): Investigations into the effects of pile driving at the offshore wind farm Horns Rev II and the FINO III research platform. Report to DONG Energy.
- Brandt MJ, Diederichs A, Betke K, Nehls G (2011): Responses of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) to pile driving at the Horns Rev II offshore wind farm in the Danish North Sea. *Mar Ecol Prog Ser* 421: 205–216
- BSH (2007): Standard Untersuchung der Auswirkungen von Offshore-Windenergieanlagen auf die Meeresumwelt (StUK 3). Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie, Hamburg.
- Carstensen J, Henriksen OD, Teilmann J (2006): Impacts of offshore wind farm construction on harbour porpoises: acoustic monitoring of echolocation activity using porpoise detectors (T-PODs). *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 321: 295-308.
- Deutscher Bundestag (2010): Antwort der Bundesregierung auf die Kleine Anfrage der Abgeordneten Undine Kurth (Quedlinburg), Cornelia Behm, Ingrid Nestle, weiterer Abgeordneter und der Fraktion BÜNDNIS 90/DIE GRÜNEN – Drucksache 17/2390 – Auswirkungen des Baus von Offshore-Windparks auf Schweinswalpopulationen.
- Diederichs A, Brandt M, Nehls G (2009): Auswirkungen des Baus des Umspannwerks am Offshore-Testfeld „alpha ventus“ auf Schweinswale. Gutachten an die Stiftung Offshore Windenergie. BioConsult SH, Husum.
- Grißmann T, Rustemeier J, Betke K, Gabriel J, Neumann T, Nehls G, Brandt M, Diederichs A, Bachmann J (2010): Erforschung und Anwendung von Schallminimierungsmaßnahmen beim Rammen des FINO3 – Monopiles. Hannover, Abschlussbericht zum BMU-Vorhaben „Schall bei FINO3“, FKZ 0325077.
- Hastings MC, Popper AN (2005): Effects of sound on fish. California Department of Transportation Contract 43A0139 Task Order, 1.
http://www.dot.ca.gov/hq/env/bio/files/Effects_of_Sound_on_Fish23Aug05.pdf
- Hildebrand, J. (2006): Impacts of Anthropogenic Sound on Cetaceans. IWC/SC/56/E13
- ISD/DEWI/ITAP (2007a): Standardverfahren zur Ermittlung und Bewertung der Belastung der Meeresumwelt durch die Schallimmission von Offshore-Windenergieanlagen. Abschlussbericht zum gleichnamigen BMU-Vorhaben, Förderkennzeichen 0329947
- ISD/DEWI/ITAP (2007b): Untersuchung von Schallminderungsmaßnahmen an FINO 2. Abschlussbericht zum Vorhaben Nr. 0329947b des Bundesumweltministeriums
- Jensen FB, Kuperman WA, Porter MB, Schmidt H (2000): Computational Ocean Acoustics. Springer Verlag, New York

- JNCC – Joint Nature Conservation Committee (2009): Statutory nature conservation agency protocol for minimising the risk of disturbance and injury to marine mammals from piling noise.
- Kastak D, Schusterman RJ (1998): Low-frequency amphibious hearing in pinnipeds: Methods, measurements, noise, and ecology. *Journal of the Acoustical Society of America*, 103, 2216-2228.
- Kastelein RA, Bunskoek P, Hagedoorn M, Au WWL, De Haan D (2002): Audiogram of a harbor porpoise (*Phocoena phocoena*) measured with narrow-band frequency-modulated signals. *J. Acoust. Soc. Am.* 112, 334-344
- Kastelein RA, Verboom WC, Jennings N, de Haan D (2008a): Behavioral avoidance threshold level of a harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) for a continuous 50 kHz pure tone (L). *J. Acoust. Soc. Am.* 123, 1858-1861
- Kastelein RA, Wensveen, PJ, Hoek L, Verboom WC, Terhune JM, Hille R, Lambers R (2008b): Underwater hearing sensitivity of harbour seals for tonal signals and noise bands. Wageningen: IMARES.
- Kastelein RA, Wensveen PJ, Hoek L, Au WWL, Terhune JM (2009): Critical ratios in harbor porpoises (*Phocoena phocoena*) for tonal signals between 0.315 and 150 kHz in random Gaussian white noise. *J. Acoust. Soc. Am.* 126, 1588-1597.
- Kastelein RA, Hoek L, Jennings N, de Jong CAF, Terhune J, Dieleman M (2010): Acoustic mitigation devices (AMDs) to deter marine mammals from pile driving areas at sea: audibility & behavioural responses of a harbour porpoise & harbour seals.
- Kastelein, RA (2011): Temporary hearing threshold shifts and recovery in a harbor porpoise and two harbor seals after exposure to continuous noise and playbacks of pile driving sounds. SEAMARCO Ref: 2011/01.
- Koschinski S, Lüdemann K (2011): Stand der Entwicklung schallminimierender Maßnahmen beim Bau von Offshore-Windenergieanlagen. Gutachten im Auftrag des Bundesamt für Naturschutz.
- Lucke K, Lepper PA, Blanchet AM, Siebert U (2007): Testing the auditory tolerance of harbour porpoise hearing for impulsive sound. Poster at: The Effects of Noise on Aquatic Life. International Conference Nyborg Denmark, August 13th to 17th 2007
- Lucke K, Siebert U, Lepper PA, Blanchet MA (2009): Temporary shift in masked hearing thresholds in a harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) after exposure to seismic airgun stimuli. *J. Acoust. Soc. Am.* 125, 4060-4070.
- Madsen PT, Wahlberg M, Tougaard J, Lucke K, Tyack P (2006): Wind turbine underwater noise and marine mammals: implications of current knowledge and data needs. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 309: 279-295.
- Møhl B, Andersen S (1973): Echolocation: high-frequency component in the click of the Harbour Porpoise (*Phocoena ph. L.*). *J. Acoust. Soc. Am.* 53, 1368-1372
- National Research Council (2003) Ocean noise and marine mammals, The National Academies Press, 192 p.
- Nedwell JR, Langworthy J, Howell D (2003): Assessment of sub-sea acoustic noise and vibration from offshore wind turbines and its impact on marine wildlife; initial measurements of underwater noise during construction of offshore windfarms, and comparison with background noise. Subacoustech Report No. 544R0424 commissioned by COWRIE.
- Nedwell JR, Howell D (2004): A review of offshore windfarm related underwater noise sources. – COWRIE report No. 544 R 0308, 57 pp.
- Nedwell JR, Brooker AG, Bryant SAH, Barham RJ (2010): *Measurements of Underwater Noise Generated by Acoustic Mitigation Devices*. Subacoustech Report No. E238R0122 to COWRIE. ISBN 978-0-9565843-2-8
- Nehls G, Betke K, Eckelmann S, Ros M (2007): Assessment and costs of potential engineering solutions for the mitigation of the impacts of underwater noise arising from the construction of Offshore windfarms. Husum.
- Nehls G, Betke K, Koschinski S, Lüdemann K (2009): Sources of underwater noise and their implications on marine wildlife - with special emphasis on the North Sea and the Baltic Sea. Gutachten im Auftrag des Umweltbundesamtes.

- Nowacek DP, Thorne LH, Johnston DW, Tyack PL (2007): Responses of cetaceans to anthropogenic noise. *Mammal Rev.* 2007, Volume 37, No. 2, 81–115
- Parvin SJ, Nedwell JR, Workman R (2006a): Underwater noise impact modelling in support of the London Array, Greater Gabbard and Thanet offshore wind farm developments. Subacoustech Report No. 710R0515.
- Parvin SJ, Nedwell JR (2006b): Underwater noise survey during impact piling to construct the Burbo Bank Offshore Wind Farm. Subacoustech Report No. 726R0103, 25th October 2006.
- Prins TC, Twisk F, van den Heuvel-Greve NJ, Troost TA, van Beek JKL (2008): Development of a framework for Appropriate Assessments of Dutch offshore wind farms. Deltares, Delft.
- Richardson WJ, Greene CR, Malme CI, Thomson DH (1995): Marine mammals and noise. Academic Press. San Diego
- Schmidtke E (2010): Schockwellendämpfung mit einem Luftblasenschleier zum Schutz der Meeressäuger. http://gsm-ev.de/wp-content/uploads/2009/05/Schmidtke_2010_Schockwellendämpfung_mit_Blasenschleier_Heidkate_DA_GA.pdf
- Schomerus T, Runge K, Nehls G et al. (2006): Strategische Umweltprüfung für die Offshore-Windenergienutzung. Grundlagen ökologischer Planung beim Ausbau der Offshore-Windenergie in der deutschen Ausschließlichen Wirtschaftszone. Hamburg.
- Schultz-von Glahn M, Betke K, Nehls G (2006): Underwater noise reduction of pile driving for offshore wind turbines – Evaluation of several techniques under offshore conditions. UFOPLAN Ref. No. 205 53 113, final report. The Federal Environment Agency (Umweltbundesamt), Berlin, <http://www.itap.de/uba-20553113.pdf>
- Stadler JH, Woodbury AP (2007): A proposed method to assess physical injury to endangered fishes and essential fish habitat from underwater sound produced by pile driving. Poster, presented at the international conference "The effects of noise on aquatic life", Nyborg, August 2007.
- Southall BA, Bowles AE, Ellison WT, Finneran JJ, Gentry RL, Greene Jr. CR, Kastak D, Ketten DR, Miller JH, Nachtigal PE, Richardson WJ, Thomas JA, Tyack PL (2007): Marine Mammal Noise Exposure Criteria: Initial Scientific Recommendations. *Aquatic Mammals* 33, 411-522.
- Stoke A, Cockrell K, Wilson J, Davis D, Warwick D (2011): Mitigation of Underwater Pile Driving Noise During Offshore Construction: Final Report. Applied Physical Sciences Corp. <http://www.boemre.gov/tarprojects/634/M09PC00019-8PileDrivingFinalRpt.pdf>
- SMRU Ltd (2007) Assessment of the potential for acoustic deterrents to mitigate the impact on marine mammals of underwater noise arising from the construction of offshore windfarms. Commissioned by COWRIE Ltd (project reference DETER-01-07).
- Thiele R, Schellstede G (1980): Standardwerte zur Ausbreitungsdämpfung in der Nordsee. FWG-Bericht 1980-7, Forschungsanstalt der Bundeswehr für Wasserschall und Geophysik.
- Thompson PM et al. (2010): Assessing the responses of coastal cetaceans to the construction of offshore wind turbines. *Mar. Pollut. Bull.* (2010), doi:10.1016/j.marpolbul.2010.03.030
- Thomsen F, Lüdemann K, Kafemann R, Piper W (2006): Effects of offshore wind farm noise on marine mammals and fish. Biola, Hamburg, Germany, on behalf of COWRIE Ltd.
- Tougaard J, Carstensen J, Wisz MS, Jespersen M, Teilmann J, Iisted Bech N, Skov H (2006): Harbour Porpoises on Horns Reef - Effects of the Horns Reef Wind Farm. Final Report to Vattenfall A/S. NERI. Roskilde, Denmark. 110 pp.
- Tougaard J, Carstensen J, Teilmann J, Skov H, Rasmussen P (2009): Pile driving zone of responsiveness extends beyond 20 km for harbour porpoises (*Phocoena phocoena* (L.)). *Journal of the Acoustical Society of America*, 126, 11-14.
- Umweltbundesamt (UBA) (2011): Empfehlung von Lärmschutzwerten bei der Errichtung von Offshore-Windenergieanlagen (OWEA): Dessau.

-
- Verfuß UK, Honnef CG, Meding A, Dähne M, Mundry R, Benke H (2007): Geographical and seasonal variation of harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) presence in the German Baltic Sea revealed by passive acoustic monitoring. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 87:165-176.
- Weilgart LS (2007): The impacts of anthropogenic noise on cetaceans and implications for management. *Can. J. Zool.* 85:1091-1116.
- Wiemann A, Andersen L W, Berggren P, Siebert U, Benke H, Teilmann J, Lackyer C, Pawliczka I, Skóra K, Roos A, Lyrholm T, Paulus K B, Ketmaier V, Tiedemann R (2010): Mitochondrial Control Region and microsatellite analyses on harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) unravel population differentiation in the Baltic Sea and adjacent waters. *Conservation Genetics* 11:195-211.