

Bewertung der Risikoanalyse

**„Strategic Assessment of the Risk Posed
to Marine Mammals
by the Use of Airguns in the Antarctic Treaty Area”**

**des Alfred-Wegener-Instituts für
Polar- und Meeresforschung**

**durch
das Umweltbundesamt**

2011

Autoren

Umweltbundesamt, Wörlitzer Platz 1, 06844 Dessau-Roßlau

Fachgebiet I 3.5 „Schutz der Antarktis“

Mirjam Müller

Jacqueline Hilbert

Dr. Heike Herata

Stand: 07.03.2012

Inhaltsverzeichnis

I.	EINLEITUNG	5
II.	DIE RECHTLICHEN GRUNDLAGEN FÜR DIE BEURTEILUNG VON SEISMISCHEN TÄTIGKEITEN IN DER ANTARKTIS.....	7
III.	DETAILLIERTE BEWERTUNG DER AWI – RISIKOANALYSE	8
III.1	PHYSIKALISCHE GRUNDLAGEN.....	8
	<i>III.1.1 Umwelteigenschaften der zu erkundenden Areale.....</i>	<i>8</i>
	<i>III.1.2 Beschreibung der Schallquellen und des Schallfeldes.....</i>	<i>9</i>
	III.1.2.1 Kalibrierung der Airguns.....	9
	III.1.2.2 Modellierung der Quellschallpegel und der Fernfeld-Signatur.....	10
	III.1.2.3 Modellierung der Schallausbreitung: 2,5-D oder 3–D?.....	12
	III.1.2.4 Mögliche Auswirkungen eines oberflächennahen Schallkanals	12
	III.1.2.5 Integrationszeitfensters für $SPL_{(RMS)}$	13
	<i>III.1.3 Resümee.....</i>	<i>14</i>
III.2	BETRACHTUNG DER ARTEN.....	15
	<i>III.2.1 Die Schutzgüter des USP und AUG</i>	<i>15</i>
	<i>III.2.2 Die Schutzgüter der AWI-Risikoanalyse im Vergleich zu den Schutzgütern nach USP und AUG.....</i>	<i>15</i>
	<i>III.2.3 Vorkommen.....</i>	<i>17</i>
	III.2.3.1 Antarktische Wale	17
	III.2.3.2 Antarktische Robben.....	22
	III.2.3.3 Antarktische Pinguine	22
	<i>III.2.4 Nahrung</i>	<i>23</i>
	<i>III.2.5 Mortalitätsraten</i>	<i>25</i>
	<i>III.2.6 Hörvermögen & Lautäußerungen</i>	<i>26</i>
	III.2.6.1 Hörvermögen	26
	III.2.6.2 Lautäußerungen.....	27
	<i>III.2.7 Tauchverhalten</i>	<i>27</i>
	<i>III.2.8 Resümee zur Betrachtung der Arten</i>	<i>28</i>
III.3	IDENTIFIZIERUNG DER GEFAHREN.....	30
	<i>III.3.1 Direkte sofortige Verletzung</i>	<i>31</i>
	III.3.1.1 Stellt eine TTS eine Verletzung dar?.....	32
	III.3.1.2 Können wiederholte TTS eine Verletzung bewirken?.....	32
	III.3.1.3 Stellen die extrapolierten Grenzwerte von Southall et al. eine konservative Herangehensweise dar?.....	33
	<i>III.3.2 Indirekte, sofortige Verletzung</i>	<i>34</i>

III.3.3	<i>Biologisch signifikante akustische Störung</i>	35
III.3.3.1	„Signifikanz“ und „biologische Signifikanz“ einer akustischen Störung.....	35
III.3.3.2	„Stress“ durch akustische Störungen	36
III.3.3.3	Auswahl eines Grenzwertes für biologisch signifikante akustische Störungen	37
III.3.4	<i>Gefährdungsebenen nach dem USP und AUG</i>	39
III.3.5	<i>Resümee zur Identifizierung der Gefahren</i>	39
III.4	EXPOSITIONSRISIKO FÜR DIE IDENTIFIZIERTEN GEFAHREN	41
III.4.1	<i>Expositionsrisiko für eine direkte sofortige Verletzung</i>	41
III.4.2	<i>Expositionsrisiko für eine indirekte sofortige Verletzung</i>	43
III.4.3	<i>Expositionsrisiko für eine biologisch signifikante akustische Störung</i>	43
III.4.3.1	Räumliche und zeitliche Dimension der Störung durch Airgun-Impulse.....	44
III.4.3.2	Identifizierte biologische signifikante Verhaltensänderungen	44
III.4.4	<i>Resümee des Expositionsrisikos</i>	46
III.5	BEWERTUNG DES RISIKO	48
III.5.1	<i>Risiko auf Ebene des Individuum</i>	48
III.5.1.1	Risiko der Verletzung	48
III.5.1.2	Risiko der biologischen, signifikanten, akustischen Störung	49
III.5.2	<i>Risiko auf Ebene der Population</i>	51
III.5.2.1	Risiko einer Auswirkung auf Populationsebene durch sofortige Verletzungen.....	53
III.5.2.2	Risiko einer Auswirkung auf Populationsebene durch akustische Störungen	54
III.5.3	<i>Risiko durch kumulative und/oder synergetische Effekte</i>	55
III.5.4	<i>Resümee der Risikobewertung</i>	55
III.6	MITIGATION	57
III.6.1	<i>Sicherheitsradian</i>	58
III.6.2	<i>Resümee der Mitigation</i>	59
III.7	FAZIT	60
III.7.1	<i>Zusammenfassende Bewertung</i>	60
III.7.2	<i>Bewertung der Tätigkeiten im Genehmigungsverfahren</i>	62
III.7.3	<i>Empfehlungen zur Mitigation</i>	63
III.7.3.1	Mindestvorgaben für eine effektive Mitigation	64
III.7.4	<i>Empfehlungen zur Begleitforschung</i>	66
IV.	LITERATURVERZEICHNIS	67
V.	ANLAGE 1: DIE MATERIELL-RECHTLICHEN GRUNDLAGEN FÜR DIE BEURTEILUNG SEISMISCHER AKTIVITÄTEN IN DER ANTARKTIS	75

I. Einleitung

Anthropogener Unterwasserschall führt marinen Systemen zusätzlich Energie zu und wird als eine Form der Verschmutzung betrachtet, die sich – abhängig von ihrem Quellschallpegel, ihrer Frequenz sowie den akustischen und geometrischen Eigenschaften des Wasserkörpers und des Meeresbodens – über große Distanzen ausbreiten kann. Anthropogen induzierter Unterwasserlärm entsteht vor allem beim Schiffsverkehr, dem Einsatz verschiedener Arten von Sonaren, beim Bau und Betrieb von Offshore-Installationen, wie Windenergieanlagen oder Öl- und Gasplattformen, sowie durch seismische Aktivitäten bei der Öl- und Gasexploration und Forschungstätigkeiten.

Die meisten marinen Säugetiere, viele Fische und sogar einige Invertebraten verwenden Schall für eine Vielzahl von lebenswichtigen Aktivitäten, wie z. B. Kommunikation, Partnersuche, Nahrungssuche, Feindvermeidung oder Navigation. Die Erkenntnisse über den Einfluss von Unterwasserschall auf marines Leben sind aber immer noch lückenhaft. Seit dem Beginn der Diskussion über möglicherweise schädliche Auswirkungen anthropogenen Unterwasserlärms in den 1970er Jahren hat sich unser Wissen entlang der Wirkkette von der Schallerzeugung über Schallausbreitung und Schallrezeption bis zu den möglichen physiologischen und ökologischen Auswirkungen erheblich vergrößert. Viele zentrale Fragen, insbesondere in Bezug auf die populationsrelevanten Auswirkungen von anthropogenem Unterwasserschall, können aber erst in Ansätzen beantwortet werden.

Auch zwei Workshops (2005 und 2006), die das Umweltbundesamt (UBA) unter Beteiligung des Alfred-Wegener-Instituts für Polar- und Meeresforschung (AWI), des Bundesamtes für Naturschutz (BfN) sowie nationaler und internationaler Wissenschaftler durchgeführt hat und deren Fokus auf dem Einsatz hydroakustischer Geräte, in 2006 speziell auf Airguns und deren Auswirkungen auf Meeressäuger, lag, haben gezeigt, dass auf diesem Gebiet noch erheblicher Klärungsbedarf besteht. Aus diesem Grund und im Ergebnis der Mediationsvereinbarung¹ vom 21.09.2006 erstellte das AWI ein „Strategic Assessment of the Risk Posed to Marine Mammals by the Use of Airguns in the Antarctic Treaty Area“ (im Folgenden Risikoanalyse genannt), das nach einer Bewertung durch drei unabhängige Gutachter und einer Überarbeitung durch das AWI seit dem 27.03.2009 dem UBA zur Bewertung vorliegt.

Ziel der vorliegenden Bewertung ist es, kritische Punkte der AWI-Risikoanalyse zu beleuchten, Alternativen aufzuzeigen und offene Punkte herauszuarbeiten, um schlussendlich einzuschätzen, ob der Einsatz seismischer Messverfahren in der Antarktis zukünftig gemäß § 4 Abs. 3 AUG² in die Kategorie der „geringfügigen oder vorübergehenden Auswirkungen“ oder die der „mehr als geringfügigen oder vorübergehenden Auswirkungen“ einzustufen ist. Diese Ergebnisse sollten – wie bereits die AWI-Risikoanalyse in 2009 – Eingang in die Diskussion auf internationaler Ebene (ATCM, CEP)³ finden. Daneben wird der für die Beurteilung der

¹ „Vereinbarung zwischen Alfred-Wegener-Institut für Polar- und Meeresforschung (AWI) und Umweltbundesamt (UBA) über die Behandlung wissenschaftlicher Tätigkeiten nach dem AUG“ vom 21.09.2006

² Gesetz zur Ausführung des Umweltschutzprotokolls vom 4. Oktober 1991 zum Antarktis-Vertrag (Umweltschutzprotokoll-Ausführungsgesetz) vom 22. September 1994, BGBl I 1994, 2593, zuletzt geändert durch Art. 69 der Verordnung vom 31. Oktober 2006, BGBl I 2006, 2407

³ Antarktisvertragsstaatenkonferenz (*Antarctic Treaty Consultative Meeting*, ATCM), Ausschuss für Umweltschutz (Committee for Environmental Protection, CEP)

Auswirkungen seismischer Tätigkeiten maßgebliche rechtliche Regelungsrahmen aufgezeigt (Anlage 1).

Bei der vorliegenden Bewertung hat sich gezeigt, dass die Beurteilung der Risiken durch Unterwasserschall und die darauf aufbauenden Maßnahmen eng an den Grundsätzen der Vorsorge zu orientieren ist. Als Leitbild des modernen Umweltschutzes zielt das Vorsorgeprinzip darauf ab, durch frühzeitiges und vorausschauendes Handeln mögliche Umweltbelastungen und -gefahren von vornherein auszuschließen oder zu minimieren. Diesen Maßstäben wird die Herangehensweise des AWI in der Risikoanalyse nicht vollumfänglich gerecht. Das AWI geht – nach eigenen Aussagen – von einem konservativen Ansatz bei der Betrachtung und Bewertung möglicher Risiken durch seismische Aktivitäten aus, wodurch alle möglichen Risiken betrachtet und die marinen Säugetiere ausreichend geschützt würden. Aus Sicht des UBA entspricht die Betrachtungsweise des AWI nicht in allen Punkten den Vorgaben des Vorsorgeprinzips. Die nachfolgende Bewertung wird daher zeigen, dass eine konservativere Herangehensweise erforderlich gewesen wäre.

II. Die rechtlichen Grundlagen für die Beurteilung von seismischen Tätigkeiten in der Antarktis

Zum Schutz der antarktischen Umwelt bildet das Antarktis-Vertragssystem den Regelungsrahmen für die Anforderungen an die Planung und Durchführung aller Aktivitäten in der Antarktis. Neben dem Antarktis-Vertrag (AV)⁴ zählen das Umweltschutzprotokoll (USP)⁵ sowie das Übereinkommen zur Erhaltung der antarktischen Robben (Convention on the Conservation of Antarctic Seals – CCAS)⁶ und das Übereinkommen über die Erhaltung der lebenden Meeresschätze der Antarktis (Convention on the Conservation of Antarctic Marine Living Resources – CCAMLR)⁷ zum Antarktis-Vertragssystem (AVS). Das AUG, welches das USP in deutsches Recht umsetzt, stellt alle Tätigkeiten, die in Deutschland organisiert werden oder von dessen Hoheitsgebiet ausgehen, unter einen Genehmigungsvorbehalt.

Das USP verlangt hinsichtlich der Planung und Durchführung der Tätigkeiten, dass nachteilige Auswirkungen auf die antarktische Umwelt sowie die abhängigen und verbundenen Ökosysteme begrenzt und schädliche Veränderungen in der Verteilung, Häufigkeit oder Produktivität von Tierarten oder deren Populationen sowie zusätzliche Gefahren für gefährdete oder bedrohte Arten oder deren Populationen vermieden werden.

Nach dem AUG, das die Begriffe „vermeiden“ und „begrenzen“ nicht verwendet, darf die Genehmigung nur erteilt werden, wenn die Tätigkeit die in § 3 Abs. 4 genannten negativen Auswirkungen nicht „besorgen“ lässt. Der Gesetzgeber hat hier ganz bewusst auf den Besorgnisgrundsatz zurückgegriffen und sich damit für eine strengere Regelung als im USP entschieden. Das UBA ist an diese Regelung bei der Anwendung und Auslegung des AUG gebunden. Maßgeblich für die Auslegung der Besorgnis sind die in der Mediationsvereinbarung vom 21.09.2006 zwischen AWI und UBA unter II.1. getroffenen Festlegungen.

Bei der Anwendung und Auslegung des AUG ist ein Schutzmaßstab zu wählen, der dem Umweltschutz und der Freiheit der wissenschaftlichen Forschung in der Antarktis gleichermaßen Rechnung trägt. Ziel sollte es sein, bei geringstmöglichen negativen Auswirkungen auf die antarktische Umwelt den größtmöglichen wissenschaftlichen Erkenntnisgewinn zu erzielen.

Auf die Einzelheiten zur Auslegung des AUG sowie zu den allgemeinen Genehmigungsvoraussetzungen, den Verbotstatbeständen und Schutzgütern nach USP und AUG geht die Anlage 1 detailliert ein.

⁴ Antarktis-Vertrag vom 1. Dezember 1959, BGBl. II 1978, 1518; in Kraft seit dem 23. Juni 1961

⁵ Gesetz zum Umweltschutzprotokoll vom 4. Oktober 1991 zum Antarktis-Vertrag, BGBl. II 1994, 2478; in Kraft seit dem 14.01.1998

⁶ Gesetz zu dem Übereinkommen vom 1. Juni 1972 zur Erhaltung der antarktischen Robben (RobErhÜbkG), BGBl. II 1987, 90

⁷ Gesetz zu dem Übereinkommen vom 20. Mai 1980 über die Erhaltung der lebenden Meeresschätze der Antarktis (AntarktMeerSchÜbkG), BGBl II 1982, 420

III. Detaillierte Bewertung der AWI – Risikoanalyse

III.1 Physikalische Grundlagen

III.1.1 Umwelteigenschaften der zu erkundenden Areale

Die Seismikfahrten des Forschungsschiffs Polarstern fanden in den Regionen der Amundsen-Bellingshausen-See und der Weddell-See statt, wobei letztere deutlich häufiger befahren wurde. Hierbei wurden Meeresböden in weniger als 200 m bis zu 5.000 m Wassertiefe erforscht. Bereiche zwischen 200-600 und 2.800-4.400 m wurden besonders häufig untersucht. Alle Fahrten fanden im antarktischen Sommer – überwiegend in den Hochsommermonaten Februar und März – statt. In die Modellierung wurde ebenfalls ein während des Hochsommers vorkommender Schallkanal mit verringerter Schallgeschwindigkeit einbezogen. In diesem – nur im Hochsommer existenten – oberflächennahen Kanal breiten sich Schallwellen mit einer geringeren Dämpfung aus und werden besonders weit transportiert.

Das AWI modelliert in der Risikoanalyse die Schallausbreitung verschiedener Airgun-Konfigurationen für jeweils unterschiedliche Umweltszenarien, die auf den räumlich-zeitlichen Verteilungsmustern der vergangenen Seismikaktivitäten beruhen. Hierbei hat das AWI vier Umweltszenarien, basierend auf den Faktoren „Raum“, „Saison“, „Meerestiefe“ und „Schallkanal“, identifiziert. Die Meeresböden sind in beiden Regionen durch weiche Sedimente geprägt und gehen daher für alle Umweltszenarien mit den gleichen physikalischen Eigenschaften in das Modell ein.

Für die Modellierung werden die Schallgeschwindigkeitsprofile von vier Messstationen als repräsentativ für die vier Umweltszenarien der nachfolgenden typischen Messsituationen auf Seismikfahrten der Polarstern verwendet:

1. Amundsen-Bellingshausen-See:
Tiefseebedingungen im Hochsommer mit oberflächennahem Schallkanal
2. Amundsen-Bellingshausen-See:
Küstennahe Flachwasserbedingungen im Hochsommer mit oberflächennahem Schallkanal
3. Weddell-See:
Tiefseebedingungen im Früh- und Spätsommer ohne Schallkanal
4. Weddell-See:
Küstennahe Flachwasserbedingungen im Früh- und Spätsommer ohne Schallkanal

Die vom AWI ausgewählten Kriterien und Stationen bilden nach jetzigem Kenntnisstand repräsentativ die bisher seismisch erkundeten Regionen ab. Das AWI hat hiermit eine gut fundierte und nachvollziehbare Grundlage für die Modellierung der Schallausbreitung geschaffen.

III.1.2 Beschreibung der Schallquellen und des Schallfeldes

III.1.2.1 Kalibrierung der Airguns

Eine Vermessungsstudie, die 2003 im Herdlefjord in Norwegen durchgeführt wurde („Hegerness-Kalibrierungsstudie“, Breitzke et al. 2008), bildet die Ausgangslage für die in der AWI-Risikoanalyse erfolgte Modellierung der Schallausbreitung von Schallimpulsen von Luftpulsern (Airguns). Hierbei wurde für drei verschiedene, auf der Polarstern in der Antarktis verwendete Airguns – allein und in für wissenschaftliche Fragestellungen typischen Airgunfeldern (Airgun-Arrays) – die räumliche Ausbreitung der Schallfelder vermessen.

Airguntypen:

- GI-Gun (Airgun mode) (2,4 l Volumen, 190 bar Arbeitsdruck)
- G-Gun (8,5 l Volumen, 140 bar Arbeitsdruck)
- Bolt PAR CT800 (32,8 l Volumen, 130 bar Arbeitsdruck)

Airgunfelder (Arrays)

- 3 GI-Gun (Airgun mode) (7,4 l Volumen, 190 bar Arbeitsdruck)
- 3 GI-Gun (True-GI mode) (7,4 l Volumen, 190 bar Arbeitsdruck)
- 3 G-Gun (25,6 l Volumen, 140 bar Arbeitsdruck)
- 8 VLF™Prakla-Seismo Gun (24,0 l Volumen, 120 bar Arbeitsdruck)

Zwei weitere Airgunfelder wurden nicht durch Vermessungen, sondern vom AWI durch Modellrechnungen erfasst:

- 8 G-Gun (68,2 l Volumen)
- 8 G-Gun + 1 Bolt-Gun (100,9 l Volumen)

Für die Analyse des Schallspektrums und der Schallenergie wurde nur der primäre Schallimpuls (unabhängig von den Reflektionen des Meeresbodens oder der Existenz eines Schallkanals) für ein 40 ms-Zeitfenster betrachtet.

Die zur Messung verwendeten Hydrophonsysteme waren auf vier Wassertiefen zwischen 35 m und 263 m verteilt. Wegen der hohen Empfindlichkeit der Hydrophone konnten Schallsignale in geringen Entfernungen (ca. 200 – 500 m), also auch im Nahfeld der Schallquelle, nicht vermessen werden.

Die höchsten Schalldrücke wurden für alle Airguns und Arrays an der tiefsten Hydrophonkette gemessen. Die vermessenen Profile waren 2 – 3 km lang. Die maximal mögliche Entfernung zwischen Schallquelle und Hydrophon lag dementsprechend zwischen 1 – 1,5 km.

Zur Charakterisierung der Schallsignale werden verschiedene akustische Kenngrößen in Anlehnung an die Definitionen von Johnston et al. (1988) und Madsen (2005) verwendet. Hierzu gehören – über den häufig in der Literatur angegebenen mittleren Schalldruckpegel hinaus – auch die Werte zur detaillierten Beschreibung der Spitzenschalldruckpegel und des Energiegehaltes:

- Schalldruckpegel (“sound pressure level” – SPL)
 - Spitzenschalldruckpegel
 (“zero to peak” – $SPL_{(peak)}$ oder „peak to peak“ – $SPL_{(p-p)}$)
 - Mittlerer Schalldruckpegel
 („root mean square“ – quadratischer Mittelwert des Schalldruckpegels – $SPL_{(RMS)}$)
- Schallereignispegel („sound exposure level“ – SEL)

Der Schallereignispegel SEL entspricht der aufsummierten Schallenergie eines Schallimpulses. Der Schallereignispegel umfasst grundsätzlich die gesamte beim Empfänger (z. B. Wal) eintreffende Schallenergie in der Entfernung X.

Als Quellschallpegel wird für alle verwendeten Pegel stets ein nominaler Schallpegel verwendet. Dieser Schallpegel wird unter der Annahme, dass sich ein Airgun-Array wie eine Punktschallquelle verhält, für eine sphärische Ausbreitung in 1 m Entfernung (@1m) berechnet. Für die Quellschallpegel der verschiedenen Airguns berechnet das AWI Werte folgender Größenordnung:

- $SPL_{(peak)}$: 224 – 240 dB re 1 μPa @1m
- $SPL_{(p-p)}$: 229 – 242 dB re 1 μPa @1m
- $SPL_{(RMS)}$: 216 – 230 dB re 1 μPa @1m (T = 40 ms)
- SEL: 202 – 216 dB re 1 $\mu Pa^2 s$ @1m

Der Hauptteil der Schallenergie liegt unterhalb von 150 Hz. Oberhalb von 1 kHz wird das Amplitudenspektrum der Airguns fast vollständig vom Eigenlärm der Polarstern überdeckt. Möglicherweise auftretende hochfrequente Seitenkeulen („Side lobes“) zum Hauptschallkegel („main lobe“) würden nach Einschätzung des AWI im Eigenlärm der Polarstern untergehen.

Die Erhebungen der Heggerness-Kalibrierungsstudie liefern eine umfassende Beschreibung der Schallquellen-Charakteristika der verschiedenen Airguns. Das AWI weist darauf hin, dass die berechneten nominalen Quellschallpegel möglicherweise eine Unterschätzung der realen Werte darstellen, da die angenommene sphärische Schallausbreitung im Nahfeld der Schallquellen zu einer Unterschätzung der Werte führen kann.

III.1.2.2 Modellierung der Quellschallpegel und der Fernfeld-Signatur

Für die Modellierung der Schallausbreitung im Gebiet des AV sollen neben den bereits vermessenen Airguns und Arrays noch weitere, zukünftig möglicherweise zum Einsatz kommende Airgun-Arrays betrachtet werden. Für diese werden die standardisierten Quellschallpegel in 1 m Entfernung zur Schallquelle mit dem Modul MASOMO des Software-Paketes NUCLEUS berechnet. Auch für alle bereits vermessenen Airguns und Arrays werden die Quellschallpegel vergleichend berechnet. Die Modellierung der bereits vermessenen Airguns und Arrays zeigt nach Aussage des AWI eine hohe Übereinstimmung zwischen modelliertem und gemessenem Quellschallpegel.

Für die vom AWI durchgeführte 2,5-D-Modellierung der Schallausbreitung braucht das Modell als Ausgangspunkt eine Punktschallquelle. Hierzu werden in einem ersten Schritt „virtu-

elle Schallsignaturen“ („notional signatures“) für die individuellen Airguns im Nahfeld berechnet. Basierend auf diesem virtuellen Quellschallpegel werden in einem zweiten Schritt durch Überlagerung der individuellen Schallsignaturen virtuelle Punktschallquellen („point source equivalents“) für die Arrays berechnet, da das Modul unter der Annahme modelliert, dass sich Arrays im Fernfeld wie Punktquellen verhalten.

Tabelle 1: Berechnete Quellschallpegel typischer auf der Polarstern verwendeter Airguns

Für die vom AWI in der weiteren Modellierung betrachteten Airguns und Arrays wurden folgende virtuelle Punktschallquellen (in 1 m Entfernung) berechnet.

	<u>SPL_(p-p)</u>	<u>SPL_(peak)</u>	<u>SEL</u>
1 G-Gun	240 dB	235 dB	213 dB
3 GI-Gun	242 dB	236 dB	215 dB
8 G-Gun	255 dB	249 dB	232 dB
8 G-Gun + 1 Bolt-Gun	258 dB	251 dB	235 dB

Damit hat das AWI eine sorgfältige Datengrundlage für die 2,5-D-Modellierung der Schallausbreitung gelegt. Zwei Aspekte fallen jedoch auf:

1. Durch den **Einsatz eines Frequenzfilters** gehen Frequenzen oberhalb von 256 Hz nicht in die AWI-Risikoanalyse ein. Der Hauptteil der durch Airguns produzierten Schallenergie liegt zwar im Bereich unterhalb 100 Hz, doch werden durch den Filter bei 256 Hz signifikante Anteile des Kommunikationsspektrums von Walen, deren Hörbereich für tieffrequente Arten zwischen 7 – 22.000 Hz und für mittelfrequente Arten zwischen 150 – 160.000 Hz liegt, bei der Modellierung nicht berücksichtigt. Gleichzeitig weist das AWI an anderer Stelle darauf hin, dass die Nichtnutzung einer Frequenzgewichtung („M-Gewichtung“, siehe Kapitel III.2.6.1) als konservativ anzusehen ist, da diese Betrachtung wahrscheinlich zu einer Überschätzung der resultierenden Schallenergien führt. Für die in der Antarktis überwiegend vorkommenden tieffrequenten Wale würde diese Frequenzgewichtung unterhalb von ca. 30 Hz und oberhalb von ca. 8.000 Hz wirksam werden. Der vom AWI verwendete Frequenzfilter betrachtet Frequenzen oberhalb von 256 Hz nicht mehr, wodurch ein Teil des Risikos, insbesondere in Bezug auf Verhaltensänderungen, unbeachtet bleibt. Dieses dadurch teilweise unberücksichtigte Risiko, hätte das AWI in eine abschließende konservative Betrachtung des Gesamtrisikos einbeziehen müssen.
2. Die beispielhafte Betrachtung des größten modellierten Arrays (8 G-Guns + 1 Bolt-Gun) für das Breitbandspektrum bis 1.000 Hz zeigt zudem, dass für Frequenzbereiche oberhalb von 200 Hz für Airgun-Arrays mit der Bildung von **Seitenkeulen** zu rechnen ist. Diese Seitenkeulen können – laut AWI – Schalldrücke bis zu 30 dB unterhalb denen des Hauptschallkegels aufweisen. Dies bedeutet, dass in diesen Frequenzbereichen weiterhin erhebliche Schallpegel, die z. B. eine Verhaltensänderung bewirken könnten (vgl. Kapitel III.3.3 und III.4.3), generiert werden. Eine konservative Betrachtung des Gesamtrisikos hätte mögliche Auswirkungen durch hochfrequente Seitenkeulen umfassen müssen.

III.1.2.3 Modellierung der Schallausbreitung: 2,5-D oder 3-D?

Das AWI modelliert, basierend auf der im Herdlefjord 2003 erhobenen Daten der Kalibrierungsstudie von Breitzke et al. (2008), ein 3-dimensionales Schallausbreitungsfeld für Schallpegel, das auch die Reflektion am und Refraktion im Meeresboden sowie die Beugung von Schallwellen im Wasserkörper beinhaltet. Zur Modellierung der Schallwellenausbreitung verwendet das AWI ein 2,5-D finites Differenzenmodell, bei dem die beschallten Säugetiere als statische Empfänger auftauchen. Hierbei wird die gesamte Schallwelle in ihrer dreidimensionalen Ausdehnung modelliert.

Für jedes einzelne Schallereignis wird hierbei im Rahmen des Modells ein synthetisches 2-dimensionales Seismogramm für ein dichtes Netz von Empfängern modelliert. Hierbei werden als Punktschallquellen-Äquivalente die mit NUCLEUS errechneten virtuellen Schallsignaturen („notional signatures“) verwendet. Unter der Annahme eines zylindrischen (azimutalen) Ausbreitungsmodells können im Rahmen des 2,5-D-Modells die berechneten 2-D-Seismogramme (X-Y-Achsen) durch zylindrische Rotation auf ein 3-D-Netz äquidistanter Werte extrapoliert werden.

Durch das komplexe Zusammenwirken von primären und sekundären Wellenfronten können erneut höhere Schalldrücke in weiterer Entfernung auftreten, die auch durch das AWI-Modell dargestellt werden. Das AWI führt damit eine fundierte Analyse der komplexen Schallausbreitung in der real existenten Umwelt durch.

Da dies keine exakte 3-D-Geometrie der Schallwellenausbreitung einer Airgun oder eines Arrays ist, kann die Frage nach der Bedeutung der hochfrequenten Seitenkeulen und andere Fragen der Richtwirkung von Schallquellen nicht beantwortet werden. Dieser Punkt ist, insbesondere für die Frage nach den Anteilen und der Bedeutung oberflächennaher hochfrequenter Anteile des Schallspektrums und ihrer Auswirkung auf das Hörvermögen und Verhalten von marinen Säugetieren, von Bedeutung (vgl. Kapitel III.2.6). Wünschenswert wäre daher, zukünftig eine Modellierung vorzunehmen, die eine vollständige 3-D-Geometrie eines Schallimpulses einschließlich Seitenkeulen darstellen kann.

III.1.2.4 Mögliche Auswirkungen eines oberflächennahen Schallkanals

In den betrachteten Gebieten des AV tragen Schallkanäle mit bis zu 6 dB zu den resultierenden Schallpegeln bei (Breitzke & Bohlen 2010). Die Modellierung des AWI zeigt ebenfalls die Auswirkung eines oberflächennahen Schallkanals auf die oberen 400 m des Wasserkörpers. Für ein 8 G-Gun-Array wurde beispielhaft die Ausbreitung der Schallwellen unter Einbeziehung eines Schallkanals für ein einfaches und ein multiples Schussereignis modelliert.

Da bei SEL von 150 und 170 dB bereits mit signifikanten Verhaltensänderungen zu rechnen ist (vgl. Kapitel III.3.3), kann der Schlussfolgerung des AWI, dass es sich hierbei um eher niedrige SEL handelt und es evident sei, dass nur geringe Schallenergie in diesen Kanälen gefangen werde, nicht gefolgt werden. Durch Schallkanäle kommt es in Abweichung von der idealen sphärischen Ausdehnung einer Schallwelle zu einer „Fahnen“-ähnlichen horizontalen Ausdehnung der beschallten Bereiche. Durch diesen Effekt können marine Säugetiere, die den Schallimpulsen vertikal ausweichen wollen, beim Auftauchen erneut in einen Bereich höheren Schalldrucks geraten. Die Entwicklung einer Mitigationsstrategie muss diesem Sachverhalt Sorge tragen.

Tabelle 2: Auswirkungen eines oberflächennahen Schallkanals auf die Ausbreitung des Schalls
Schallkanal in ca. 100 m Tiefe, modelliertes Airgun-Array: 8 G-Gun (AWI-Risikoanalyse, Abbildung 44)

SEL	Ausbreitung der Lärmkontur	
	um	auf
Singuläres Schussereignis		
150 dB – Kontur	1.000 m	3.500 m
140 dB – Kontur	4.000 – 5.000 m	>10.000 m
Multiples Schussereignis (t=60 min)		
170 dB – Isobare	3.500 m	6.000 m

Sowohl Madsen et al. (2006) als auch DeRuiter et al. (2006) zeigen, dass sich signifikante Anteile der Schallenergie in oberflächennahen hochfrequenten Schallkanälen finden können. In diesen Schallkanälen können hohe Frequenzen fixiert und über weite Strecken transportiert werden (DeRuiter et al. 2006). Madsen et al. (2006) zeigten in ihrer Studie im Golf von Mexiko, dass Wale erheblichen Schallenergien im hochfrequenten Bereich oberhalb von 300 Hz ausgesetzt waren. Die Kombination aus hochfrequenten Seitenkeulen und tieffrequenter Dämpfung im oberflächennahen Bereich führt dort zu erhöhten hochfrequenten Schallsignalen nahe der Oberfläche.

Schallkanäle können im Zusammenwirken mit Brechungseffekten zwischen Meeresboden und –oberfläche, in realen nicht-isotropen Gewässern dazu führen, dass in größerer Entfernung zur Schallquelle erneut höhere Schallenergien auftreten können. Zu schützende Arten wären also nicht nur bei einer vertikalen, sondern auch bei einer horizontalen Ausweichbewegung erneut höheren Schallpegeln ausgesetzt. Die Einführung von Sicherheitsradien als Mitigationsmaßnahme, die auf der Annahme abnehmender Schallpegel mit zunehmender Entfernung von der Schallquelle beruht, kann in dieser Situation nur begrenzt funktionieren. Dieser Aspekt sollte bei der Entwicklung einer Mitigationsstrategie mit beachtet werden.

III.1.2.5 Integrationszeitfensters für $SPL_{(RMS)}$

Die Auswirkungen von Schall auf ein marines Säugetier können über den Schalldruck, ausgehend von der Schallquelle (SPL) oder von der empfangenen Energie (SEL), beschrieben werden. Das AWI wählt für die Diskussion von Verhaltensänderungen (vgl. Kapitel III.3.2 und III.3.3) den in der Literatur vorherrschenden $SPL_{(RMS)}$ -Wert aus. Da der Schallpegel $SPL_{(RMS)}$ über eine zu wählende Zeitdauer gemittelt wird, ist die Wahl des Integrationszeitfensters für die Höhe des berechneten $SPL_{(RMS)}$ -Wertes entscheidend. Für die Wahl des Zeitfensters gibt es mehrere Ansätze (siehe Madsen 2005). Für pulshafte Schallquellen wird häufig der 90 % $SPL_{(RMS)}$ -Wert gewählt, d. h. ein Zeitfenster das 90 % der freigesetzten Energie des Schallimpulses enthält. Für den primären Schallimpuls einer Airgun wird daher häufig das auch von Breitzke et al. (2008) für die Kalibrierung verwendete Zeitfenster von 40 ms gewählt.

Das AWI wählt mit Verweis auf die Zeit, die ein Säugetier brauche, um die Schallsignale auditiv zu verarbeiten (Madsen 2005), ein Zeitfenster von 200 ms. Madsen (2009) weist darauf hin, dass 200 ms die angenommene Integrationszeit für die Wahrnehmung der Lautheit

durch das Säugetierohr ist und nicht die Zeit, die das Nervensystem braucht, um den Schall zu verarbeiten. Des Weiteren verweist das AWI darauf, dass erst durch die Wahl des längeren 200 ms-Zeitfensters auch sekundäre und spätere Ankunftswellen (Reflektion am Meeresboden, multiple Reflektionen) in die Modellierung einbezogen werden können. Erst hierdurch kämen die aufaddierten höheren mittleren Schallpegel in größerer Entfernung zustande. Nach Breitzke und Bohlen (2010) liegt der Zeitunterschied zwischen den Wellenfronten für tiefe Gewässer allerdings im Bereich von mehreren Sekunden und selbst für flache Gewässer würde ein 200 ms-Zeitfenster nur die 1. Reflektion des Meeresbodens beinhalten.

Sowohl Hildebrand (2008, 2009) als auch Madsen (2008, 2009) sehen die Wahl des 200 ms-Zeitfensters kritisch, da die $SPL_{(RMS)}$ -Vergleichswerte aus der vom AWI zitierten Literatur (vor allem auch die vielfach zitierten Grenzwerte der amerikanischen Fischereibehörde (National Marine Fishery Service – NMFS) zumeist auf dem „90 %-Energie-Ansatz“ (siehe oben) zur Berechnung des Zeitfensters beruhen. Je größer das gewählte Zeitfenster, desto kleiner wird der gemittelte Schallpegel für den $SPL_{(RMS)}$. Beide Gutachter merken an, dass die modellierten $SPL_{(RMS)}$ -Werte des AWI durch die Wahl des 200 ms-Zeitfensters bis zu 7 dB niedriger als vergleichbare Literaturwerte mit 40 ms liegen. Dies bedeutet, dass der auf Basis eines 200 ms-Zeitfenster modellierte 160 dB $SPL_{(RMS, t=200\text{ ms})}$ einem Wert von ca. 167 dB $SPL_{(RMS, t=40\text{ ms})}$ entsprechen würde. Dies wirkt sich auf die Größe der zu betrachtenden Sicherheitsradian aus (siehe Kapitel III.4).

III.1.3 Resümee

Im 1. Kapitel der Risikoanalyse beschreibt das AWI die physikalischen Grundlagen für ihre weitere Analyse des Risikos durch den Einsatz von Airguns im AV-Gebiet. Die Auswahl der Kriterien und Stationen bildet repräsentativ ihre bisher seismisch erkundeten Regionen ab und stellt eine gute und nachvollziehbare Grundlage für die Modellierung der Schallausbreitung dar. Eine bereits 2003 im Heggerness-Fjord (Norwegen) durchgeführte Studie liefert eine umfassende Beschreibung der Schallquellen-Charakteristika einiger Airguns und Airgun-Arrays. Hierbei wurden die Quellschallpegel parallel vermessen und modelliert. Für die Schallausbreitung wurde eine 2,5-D-Modellierung gewählt, wodurch auch die Interaktionen mit dem Meeresboden und innerhalb der Wassersäule (z. B. Schallkanäle) erfasst werden.

Sowohl bei der Modellierung der Quellschallpegel als auch bei der Schallausbreitung betrachtet das AWI den Einfluss existierender hochfrequenter Seitenkeulen als vernachlässigbar und bewertet das Risiko durch ihre Schalleinträge nicht. Gleiches gilt für Schalleinträge oberhalb einer Frequenz von 256 Hz (Einsatz eines Frequenzfilters bei der Modellierung). Für eine Betrachtung möglicher Verhaltensänderungen durch den Einsatz von Airguns sollten aus Sicht des UBA Seitenkeulen und Frequenzen zumindest bis 1.000 Hz modelliert und in die Risikobetrachtung einbezogen werden.

Das AWI hat in diesem Kapitel fundierte Grundlagen für die weitere Analyse der Schallauswirkungen von Airguns geschaffen. Allerdings kann ihren Schlussfolgerungen, dass die Schalleinträge höherer Frequenzen und die Effekte durch vorhandene Schallkanäle für die Betrachtung des Risikos durch Schalleinträge vernachlässigbar seien, nicht gefolgt werden. Auch ist die Wahl des Zeitfensters für den $SPL_{(RMS)}$ für ihre Modellierung nicht schlüssig.

III.2 Betrachtung der Arten

III.2.1 Die Schutzgüter des USP und AUG

Wie in Anlage 1 dargestellt, schützen USP und AUG auf Individuenebene alle heimischen Säugetiere (also alle Wale und Robben) und jeden heimischen Vogel, d. h. jedes einzelne Exemplar, das einer zur Klasse der Säugetiere oder Vögel gehörenden Art angehört, im AV-Gebiet heimisch ist oder dort saisonal aufgrund natürlicher Wanderungen vorkommt. Gelegentlich vorkommende Arten (Irrgäste) werden nicht erfasst.

Weiterhin schützen USP und AUG Ansammlungen von Tieren, wozu Ansammlungen von Robben, Vögeln und auch Walen gehören, vor schädlichen Einwirkungen. Darüber hinaus bezwecken USP und AUG den Schutz des Lebensraums von Arten und Populationen heimischer Säugetiere und Vögel vor nachteiligen Veränderungen. Durch seismische Aktivitäten könnten erhebliche nachteilige Auswirkungen dadurch eintreten, dass Nahrungsgrundlagen durch Vergrämung oder Verletzung der Beutetiere wegfallen oder gemindert werden. Darüber hinaus können Tiere durch die Einwirkung von Lärm aus ihrem Lebensraum verdrängt oder in ihrem Kommunikationsraum eingeengt werden.

Auf Populationsebene grenzen AUG und USP den Schutz weder auf Säugetiere und Vögel einerseits noch auf heimische Tiere andererseits ein. Geschützt werden u. a. Populationen von Walen, Robben und Pinguinen sowie Tintenfischen und Krill vor schädlichen Veränderungen in Verteilung, Häufigkeit und Produktivität. Auf den Gefährdungsstatus der Tierart kommt es dabei nur in Art. 3 Abs. 2 Buchst. b (v) USP („**zusätzliche** Gefahren für gefährdete oder bedrohte Arten und deren Populationen“) an. Da das Ökosystem der Antarktis besonders empfindlich ist und das USP die gesamte antarktische Umwelt sowie die abhängigen und verbundenen Ökosysteme schützt, sind nach Czybulka (2010) alle objektiv gefährdeten Arten geschützt, da der Verlust einer Tierart unmittelbare negative Auswirkungen auf das gesamte Ökosystem hätte.

Hinsichtlich weiterer Einzelheiten zu den Schutzgütern im USP und AUG wird auf die Anlage 1 verwiesen.

III.2.2 Die Schutzgüter der AWI-Risikoanalyse im Vergleich zu den Schutzgütern nach USP und AUG

Der Definition von Boyd (2002) folgend sind für das AWI nur die „wahren antarktischen Arten“ („True Antarctic Species“)⁸ relevant, während sub-antarktische und nur sporadisch im AV-Gebiet vorkommende Arten in der AWI-Risikoanalyse nicht betrachtet werden. Nach der Definition der „wahren“ antarktischen Arten sind für das AWI 7 Bartenwale, 7 Zahnwale und 6 Robbenarten von Bedeutung. Weitere 6 Walarten werden als Irrgäste, also nur gelegentlich in das AV-Gebiet wandernde Arten aufgelistet, aber vom AWI entsprechend der vorhergehenden Definition nicht weiter betrachtet.

⁸ „Those species whose populations rely on the Southern Ocean as a habitat, i.e., critical to a part of their life history, either through the provision of habitat for breeding or through the provision of the major source of food.“

Die relevanten marinen Arten sind anhand der Anwendung und Auslegung der für das AV-Gebiet einschlägigen rechtlichen Regelungen herauszuarbeiten. Wie in Anlage 1 und Kapitel III.2.1 dargestellt, schützen das USP und AUG heimische Säugetiere bereits auf Individuenebene und stellen auf Populationsebene alle Tierarten, also auch sporadisch vorkommende Arten unter Schutz. Die Definition „heimisch“ im USP ist identisch mit der vom AWI in der Risikoanalyse aufgezeigten Definition der „wahren“ antarktischen Arten. Beide Definitionen erfassen Irrgäste nicht. Daraus folgt für das AWI, dass Arten die nicht unter die Definition der „wahren“ antarktischen Arten fallen, von der weiteren Betrachtung ausgeschlossen werden. Allerdings gilt die Definition „heimisch“ im USP und AUG nur auf Individuenebene. Auf Populationsebene werden heimische und nichtheimische Tierarten (nicht nur Säugetiere) erfasst und damit auch solche, die nur vereinzelt vorkommen, wie z. B. der Cuvier-Schnabelwal.

Darüber hinaus geht das AWI auf den Gefährdungsgrad der einzelnen Tierarten anhand der Roten Liste der Weltnaturschutzunion (International Union for the Conservation of Nature, IUCN)⁹ ein. Das AWI verweist darauf, dass alle für die Antarktis relevanten Robbenarten sowie zwei Walarten (aktueller Stand 2011: vier Walarten, vgl. Tabelle 3) danach lediglich in die Kategorie „nicht gefährdet“ eingestuft werden. Dies impliziert, dass diese Arten weniger schutzwürdig und daher bei der Betrachtung nicht von Belang seien. Für die weiteren antarktischen Walarten stellt das AWI heraus, dass diese den Status einer akut gefährdeten oder vom Aussterben bedrohten Art haben. Jede potentiell schädigende Aktivität in den Lebensräumen dieser Arten ist daher mit besonders großer Vorsicht zu betrachten. Aktuell stuft die Rote Liste der IUCN drei der antarktischen Walarten als stark gefährdet und eine antarktische Walart als gefährdet ein. Für weitere drei Walarten kann der Gefährdungsstatus auf Grund mangelnder Datenlage zurzeit nicht eingeschätzt werden.

Die Rote Liste der IUCN begründet jedoch im Gegensatz zum USP und AUG keinen rechtlichen Schutz (Parsons et al. 2010), sondern stellt Kriterien für die Beurteilung auf, ob eine Spezies u. a. „vom Aussterben bedroht“ („critically endangered“), „stark gefährdet“ („endangered“) oder „gefährdet“ („vulnerable“) ist. In Art. 3 Abs. 2 Buchst. b (v) USP (§ 3 Abs. 4 Nr. 5 AUG) schützt das USP „gefährdete und bedrohte Arten“ vor zusätzlichen Gefahren, also Gefahren, die über die in Art. 3 Abs. 2 USP (§ 3 Abs. 4 AUG) genannten negativen Auswirkungen hinausgehen und die ohnehin gefährdeten und bedrohten Arten zusätzlich gefährden. Jedoch definiert das USP im Gegensatz zur IUCN nicht, was unter gefährdeten oder bedrohten Tierarten zu verstehen ist und grenzt im Übrigen schützenswerte Tierarten nicht auf ihren Gefährdungsstatus ein. Der Gefährdungsstatus einer Spezies im Sinne der Roten Liste der IUCN ist weder auf Individuenebene noch auf Populationsebene im USP und AUG von Relevanz. **USP und AUG schützen heimische Säugetiere unabhängig von ihrem Gefährdungsstatus, den sie nach der Roten Liste der IUCN haben.**

Ein weiteres Defizit der Risikoanalyse ist, dass die Auswirkungen auf die antarktischen Robben nicht betrachtet werden. Zwar listet das AWI auf, welche Robbenarten von Bedeutung sein können. Da diese aber aufgrund ihrer Häufigkeit auf Populationsebene als nicht gefährdet betrachtet werden und für das AWI für die Beurteilung der Auswirkungen seismischer Tätigkeiten in der Antarktis nicht ins Gewicht fallen, werden sie bei der weiteren Betrachtung

⁹ IUCN 2011, IUCN Red List of Threatened Species, Version 2011.2, www.iucnredlist.org (heruntergeladen am 06.12.2011)

außer Acht gelassen. Diese Argumentation ist nicht nachvollziehbar. USP und AUG schützen – wie oben und in Anlage 1 dargestellt – auch die einzelne heimische Robbe, so dass es für die Beurteilung seismischer Tätigkeiten nicht maßgeblich darauf ankommt, ob die Auswirkungen letztlich populationsrelevant sind.

Darüber hinaus können die seismischen Tätigkeiten aber auch Auswirkungen auf weitere Lebewesen haben. Das AWI vernachlässigt eine Betrachtung der Auswirkungen seismischer Untersuchungen auf Vögel (hier vor allem Pinguine) und Wirbellose (Weich- und Schalentiere). Vögel sind im USP und AUG – wie Säugetiere – geschützt, d. h. auf Individuenebene jedes Exemplar eines heimischen antarktischen Vogels. Außerdem sind Vogelansammlungen vor akustischen Ereignissen und Populationen heimischer und nichtheimischer Vogelarten vor schädlichen Veränderungen in Verbreitung, Häufigkeit und Produktivität geschützt.

Wirbellose (wie Krill und Tintenfisch) werden zukünftig im USP ähnlich wie Pflanzen geschützt.¹⁰ Darüber hinaus enthält CCAMLR weitere Umweltschutzregelungen. Da der antarktische Krill eine zentrale Nahrungsquelle für Wale und Robben darstellt und nach dieser Konvention die ökologischen Abhängigkeiten zwischen den genutzten und von ihnen abhängigen Arten zu berücksichtigen sind, ist darauf zu achten, dass lokal nur so viel Krill dem Ökosystem entnommen wird, dass die ökologischen Wechselbeziehungen aufrecht erhalten bleiben (vgl. auch Kapitel III.2.4).

III.2.3 Vorkommen

Einer der zentralen Punkte bei der Bewertung des Risikos für eine Art ist die Frage nach deren Abundanz und Vorkommen in einer Region:

- Gibt es Regionen unterschiedlicher Waldichten und welche Bedeutung hat ihre Existenz?
- Welche Migrationswege oder Areale höherer Aggregationsdichte (z.B. Nahrungsgründe) sind vorhanden?

Fragen wie diese versucht eine Risikoanalyse zu beantworten.

Das AWI trägt in diesem Kapitel eine Vielzahl von Einzelinformationen zusammen, die insgesamt einen guten Einblick in die Situation der Arten verschafft. Die Qualität der Datenlage ist je nach betrachteter Art sehr unterschiedlich. Für den Südlichen Ozean und insbesondere das AV-Gebiet (ein Gebiet dreimal so groß wie Europa) sind große Wissenslücken zu den Dichten und Verteilungen der marinen Säugetiere vorhanden. Das AWI weist in der Risikoanalyse an mehreren Stellen auf diese Problematik hin.

III.2.3.1 Antarktische Wale

Das AWI beschreibt ihr Kapitel II.2 der Risikoanalyse als einen Überblick über die Populationsdichte, räumliche und zeitliche Verbreitung, Aufzuchtgebiete und Migrationswege von Walen, konzentriert sich dann aber insbesondere auf die Darstellung der Antreffraten („Encounter Rates“) antarktischer Walarten nach Kasamatsu & Joyce (1995) und Kasamatsu et

¹⁰ vgl. die geänderte Anlage II zum USP, Measure 16 (2009)

al. (1996) sowie auf die Darstellung möglicher Verbreitungsmuster nach dem Modell der „relativen umweltbedingten Eignung der Habitate“ („Relative Environmental Suitability Model“, RES) von Kaschner et al. (2006).

Kaschner et al. (2006) modellierten die relative Eignung eines Habitats auf globaler Ebene mit dem RES-Modell. Das basiert auf der räumlichen Beziehung von Umwelteigenschaften mit der Anwesenheit einer Art in einem durch diese Eigenschaften definierten Bereich. Für globale Fragestellungen wurden mit dem RES-Modell gute und robuste Vorhersagen erzielt. Für Fragestellungen mittlerer geographischer Größenordnung weisen Kaschner et al. (2006) darauf hin, dass hier oftmals differenziertere Modelle empfehlenswerter seien, in die zur Betrachtung des Risikos lokale Daten zu Abundanzen und Vorkommen der zu betrachtenden Arten mit einfließen sollten.

Das AWI hat eine Vielzahl an Informationen zusammengetragen, um eine erste Einschätzung des Risikos eines signifikanten schädigenden Einflusses von Airgun-Impulsen für Wale in der Antarktis zu geben. Aus dem vorhandenen heterogenen Datenmaterial sind in der nachfolgenden Tabelle 3 die nach Einschätzung des UBA relevanten Daten zum Vorkommen antarktischer Wale zusammengeführt¹¹.

Zur Abschätzung von **Abundanzen** zieht das AWI Angaben zu Antreffraten heran. Kasamatsu et al. (1996) weisen darauf hin, dass ihre Antreffraten nur einen vereinfachten Anzeiger für die geschätzten Populationsdichten darstellen. Zudem deuten die Studien von z. B. Širovic et al. (2004) und Gedamke & Robinson (2010) darauf hin, dass die Dichtebestimmungen durch visuelle Beobachtungen – im Vergleich zu akustischen Beobachtungen – bei einigen Arten zu Unterschätzungen (z. B. bei Blauwalen und Pottwalen) führen können. Für Schnabelwale ist auf Grund ihrer langen Tauchphasen eine visuelle Dichtebestimmung problematisch. Darüber hinaus werden Große Schwertwale, genau wie eine ihrer wichtigen Beutearten – der Zwergwal – regelmäßig im Packeis gesichtet (siehe auch Ainley et al. (2007), Gedamke & Robinson (2010)). Die Packeisregion wurde in den regulären Surveys der Internationalen Walfangkommission (International Whaling Commission – IWC) nicht überprüft, so dass die wahren Dichten dieser Arten höher liegen könnten.

Bei den geschätzten **Bestandszahlen** wäre ein Hinweis auf die Datenbasis wünschenswert. Die Bestandsdiskussion, z. B. um den Antarktischen Zwergwal, zeigt deutlich, in welchem Maße hier Wissenslücken bestehen: Die IWC hat zwischen 1974 und 2004 drei zirkumpolare Surveys durchgeführt und stellte zwischen dem 2. und dem 3. Survey mehr als eine Halbierung der Bestandszahlen fest. Bis heute konnte die IWC nicht klären, ob sich hier eine reale Bestandsabnahme zeigt, oder ob die Halbierung ein Artefakt der geänderten Methodik ist.

¹¹ Einige relevante erst nach der ersten Fassung 2007 oder der zweiten Fassung 2009 erschienenen Veröffentlichungen oder Aktualisierungen wurden der Vollständigkeit halber ergänzt.

Tabelle 3: Informationen zu Vorkommen antarktischer Wale basierend auf den Informationen der AWI-Risikoanalyse, ergänzt mit aktuellen Informationen der IUCN-Rote Liste. Dichteangaben stammen aus Originalliteratur, die in der Risikoanalyse zitiert wird. **Rot markiert:** Angaben die deutlich von den Angaben der Risikoanalyse abweichen.

	Populationsabschätzung AWI (Stand 2007)	Populationsabschätzung IUCN/IWC (Stand 2011)	IUCN Gefährdungsstatus (Stand 2006)	IUCN Gefährdungsstatus (Stand 2011)	Zeitraum max. Antreff-rate ¹²	Antreff-rate ¹² (Expl./Quadrant)	Dichte (pro 1000 km ²)	Subpopulationen	Regionen höherer Aggregation
<u>Blauwal</u>	400 – 500	2.250¹³	Stark gefährdet (EN)	Stark gefährdet (EN)	Januar – Februar	4×10^{-3} (= 0,13 $\times 10^{-3}$ /1.000 km ²)	1,47¹⁴	Pygmy BW (5%), True BW (95%) ¹⁵	zirkumpolar zwischen 66. und 70. Breitengrad; Hinweise auf 4 Nahrungsgründe ¹²
<u>Finnwal</u>	15.000	15.000	Stark gefährdet (EN)	Stark gefährdet (EN)	Januar – Februar	$10 - 20 \times 10^{-3}$	4,46¹⁴	vermutlich 2 Populationen ¹⁴	zirkumpolar zwischen 54. und 58. Breitengrad
<u>Seiwal</u>	10.000	11.000	Stark gefährdet (EN)	Stark gefährdet (EN)	Februar (Anstieg)	$0 - 15 \times 10^{-3}$	-	-	Hauptverbreitung nördlich 50. Breitengrad
<u>Zwergwal</u> (<i>B. bonaerensis</i> und <i>B. acutorostrata</i>)	750.000	Keine verlässliche Daten	k. A.	Keine ausreichenden Daten (DD) <i>B. acutorostrata</i> – nicht gefährdet (LC)	Januar – Februar	800×10^{-3}	-	<i>B. acutorostrata</i> nur bis 65°S, wahrscheinlich 2 Subpopulationen ¹⁶	zirkumpolar zwischen Antarktischer Konvergenz und Packeiszone; identifizierte Nahrungsgründe z.B. in der Ross-See ¹⁷ und Weddell-See
<u>Buckelwal</u>	20.000	42.000	Gefährdet (VU)	Nicht gefährdet (LC), geringes Risiko	Januar – Februar	$1,5 - 8 \times 10^{-3}$		IWC identifiziert 7 Bestände	Hinweise auf mindestens 5 unterscheidbare Nahrungsgründe ¹²

¹² Kasamatsu et al. (1996), Kasamatsu und Joyce (1995) geben Antreffraten für den Zeitraum von Mitte Dezember bis Mitte Februar. Die Größe des Quadranten ist in den beiden Arbeiten unterschiedlich. Zudem variiert die Länge der Breitengrade in Abhängigkeit von der Längenposition. Im Jahr 1996: Angabe pro Quadrant von 4° Länge (444 km) und 20° Breite (je nach Breitengrad ergibt sich hier eine unterschiedliche km-Angabe, z. B. 0-20°W bei 72°S=685 km; 80-100°W bei 68°S=830km); Im Jahr 1995: Quadrant hat die Größe von 2° Länge (222 km) und 30° Breite (z.B. bei 68°Süd=1245 km).

¹³ Branch et al. (2007)

¹⁴ Sirovic et al. (2004)

¹⁵ Gill & Evans (2002)

¹⁶ Pastene et al. (2009)

¹⁷ Ainley (2010)

	Populationsabschätzung AWI (Stand 2007)	Populationsabschätzung IUCN/IWC (Stand 2011)	IUCN Gefährdungsstatus (Stand 2006)	IUCN Gefährdungsstatus (Stand 2011)	Zeitraum max. Antreff-rate ¹²	Antreff-rate ¹² (Expl./Quadrant)	Dichte (pro 1000 km ²)	Subpopulationen	Regionen höherer Aggregation
<u>Südkaper</u>	7.500	7.500	Potentiell gefährdet (LR/cd)	Nicht gefährdet (LC), geringes Risiko	-	-	-	mindestens 3 Populationen ¹⁸	Vorwiegend nördlich der Antarktischen Konvergenz
<u>Pottwal</u>	30.000	k. A.	Gefährdet (VU)	Gefährdet (VU)	Dezember – Januar	0 – 1,3 (= $4,7 \times 10^{-3}$ / 1.000 km ²)	0,65 ¹⁹	Nur männliche ausgewachsene Expl. ²⁰	Indischer Ozean-Sektor; südliche Grenze des Kerguelen Plateaus
<u>Schnabelwal</u> (überwiegend Südlicher Entenwal)	600.000	600.000 (560.000)	Potentiell gefährdet (LR/cd)	Nicht gefährdet (LC), geringes Risiko	Januar	5,6 – 8,4	20,5 ²¹	-	Östlicher und südlicher Sektor Indischer Ozean; innerhalb von 100 km um die Antarktische Eisgrenze
<u>Großer Schwertwal</u>	80.000	25.000	Potentiell gefährdet (LR/cd)	Keine ausreichenden Daten (DD)	Januar	0 – 30		Typ A, B, C	Nördliche Packeisgrenze, Ross See ²²
<u>Langflossengrindwal</u>	200.000	200.000	Nicht gefährdet (LR/lc)	Keine ausreichenden Daten (DD)	Januar	$0 - 4 \times 10^{-3}$	-	-	Hauptvorkommen nördlich der Antarktischen Konvergenz
<u>Stundenglasdelphin</u>	150.000	145.000	Nicht gefährdet (LR/lc)	Nicht gefährdet (LC), geringes Risiko	Februar	0 – 3,6 (= 11×10^{-3} / 1.000 km ²)	-	-	Hauptvorkommen nördlich der Antarktischen Konvergenz

¹⁸ <http://www.iucnredlist.org/apps/redlist/details/8153/0> (IUCN 2011, IUCN Red List of Threatened Species, Version 2011.2, heruntergeladen am 06.12.2011)

¹⁹ Whitehead (2002)

²⁰ Whitehead und Weilgart (2000) weisen darauf hin, dass die selektive Entnahme von ausgewachsene männlichen Tieren zu reduzierten Trächtigkeitsraten führen kann.

²¹ Barlow et al. (2006)

²² Ainley (2010)

Die IWC sieht sich daher derzeit nicht in der Lage, eine konkrete aktuelle Bestandsangabe zu machen, die über die Angabe „mehrere Hunderttausend“ hinausgeht. Eine reale Halbierung des Bestandes würde die Art für den Gefährdungsstatus „stark gefährdet“ nach der Roten Liste der IUCN qualifizieren.

Über die **Migrationswege** zwischen den Aufzucht- und Fortpflanzungsplätzen in den niedrigeren Breitengraden und den Nahrungsgründen in der Antarktis ist das Wissen noch sehr lückenhaft. Das AWI geht auf dieses Thema nur am Rande ein. Der Einsatz von Airguns könnte das Verhalten von wandernden marinen Säugetieren beeinflussen. Daher sollten bekannte Migrationswege in der Analyse des Risikos betrachtet, und das Risiko der nicht bekannten Migrationswege abgeschätzt werden (siehe auch Diskussion in Kapitel III.4.3.2).

Zur räumlichen Verteilung macht das AWI vor allem Angaben zur Longitudinal-Verbreitung in Bezug zur Antarktischen Konvergenz, der Packeisgrenze und dem 60. Breitengrad. Hinweise auf identifizierte **Regionen höherer Aggregation**, „hot spots“ (z. B. Nahrungsgründe) wie bei Kasamatsu et al. (1996), Subpopulationen oder Dichteangaben diskutiert das AWI nicht. Auch finden diese keinen Eingang in die Analyse des Risikos.

Gleichfalls wird eine Diskussion zu verschiedenen **Populationen** einer Art in der Antarktis vermisst. Zwar wird auf Aufzuchtgebiete – soweit bekannt – hingewiesen, es fehlt jedoch eine Diskussion des AWI über unterscheidbare Populationen in der Antarktis, obwohl die vom AWI zitierte Literatur hierzu Hinweise gibt (siehe auch Tabelle 3). Da das USP und AUG Populationen von Tieren vor schädlichen Veränderungen in Verbreitung, Häufigkeit und Produktivität schützen, muss jede Betrachtung der Gefährdung zunächst die relevanten Populationen identifizieren und – nach diesen Populationen unterschieden – das Gefährdungsrisiko analysieren.

Das AWI zieht zur Beschreibung der Arten eine Vielzahl verschiedener Quellen heran, stellt deren Informationsgehalt teilweise jedoch fast ohne Interpretation nebeneinander. Das „Output“ des Kapitels zum Vorkommen der Arten beinhaltet kein echtes Ergebnis des Abschnitts, da auf das Gros der vorab aufgeführten Informationen nicht eingegangen wird. Das AWI vergleicht hier allein die Antreffraten für die betroffenen Gebiete in der Amundsen- und Bellingshausen-See sowie der Weddell-See mit dem Geeignetheitsindex des RES-Modells und führt den Zeitraum der höchsten Antreffraten ohne Diskussion zu abweichenden Informationen anderer Quellen auf. Von allen aufgeführten Informationen diskutiert das AWI schließlich nur noch die Populationsgröße in der abschließenden Bewertung des Risikos (siehe Kapitel III.5). Auch vor dem Hintergrund einer schwierigen Datenlage stellt dies eine zu starke Vereinfachung der Risikobetrachtung dar, die nicht als konservative oder vorsorgende Herangehensweise betrachtet werden kann.

Insgesamt lässt die Datenlage eine umfassende Beschreibung vieler Walarten nicht zu. Auf Grund der Vielzahl an Wissenslücken und Unwägbarkeiten fehlen wichtige Angaben, um die Auswirkungen seismischer Aktivitäten in der Antarktis auf die in Kapitel II und in Anlage 1 dargestellten Schutzgüter nach dem USP und AUG beurteilen zu können. USP und AUG schützen in der Antarktis heimische Wale bereits auf Individuenebene vor schädlichen Eingriffen. Darüber hinaus sind Ansammlungen von Walen vor schädlichen Einwirkungen sowie Populationen von Walen vor schädlichen Veränderungen in Verbreitung, Häufigkeit oder Produktivität geschützt. Eine Risikodiskussion, die auf diese einzelnen Ebenen des Schutzes von Walen nach dem USP und AUG nicht eingeht und bei Wissenslücken den Vorsorgean-

satz nicht heranzieht, betrachtet – wie bereits oben dargestellt – maßgebliche Aspekte des Risikos nicht. Die Abschätzung eines Expositionsrisikos, für das nur fragmentarische Daten existieren, ist auf der Grundlage des Vorsorgeansatzes zu bewerten. Dies ist nicht geschehen (vgl. Kapitel III.4 und III.5).

III.2.3.2 Antarktische Robben

Von den sechs antarktischen Arten haben Seeleopard, Krabbenfresserrobbe, Rossrobbe und Weddellrobbe ihre Hauptverbreitungsgebiete südlich des 60. Breitengrades, während die von Antarktischer Pelzrobbe und Südlichem Seeelefant außerhalb des AV-Gebietes auf Südgeorgien liegen. Von allen antarktischen Robben ist die Krabbenfresserrobbe mit Abstand die häufigste. Sie allein hat eine Populationsgröße im zweistelligen Millionenbereich. Nach Dichteabschätzungen aus den 1980er Jahren, die das AWI in der Risikoanalyse anführt, sind zwischen 0,4 – 2,7 Robben/km² (westliche Weddell-See) zu erwarten. Neuere Studien aus der Saison 2004/2005 (Flores et al. 2008) geben für das Gebiet immer noch Werte von 1,0 Robben/km² an.

Alle oben aufgeführten Arten sind als heimische Arten zu betrachten und unterliegen daher – wie die Wale – bereits auf Individuenebene dem Schutz des USP und AUG. Darüber hinaus sind Robbenansammlungen vor schädlichen Einwirkungen, insbesondere akustischen Ereignissen, und Robbenpopulationen vor schädlichen Veränderungen in Verbreitung, Häufigkeit oder Produktivität geschützt. Außerdem genießt die Rossrobbe als besonders geschützte Art (Anhang A zu Anlage II zum USP) einen besonderen Schutzstatus. Eine Entnahme aus der Natur (also ein Töten, Verletzen, Fangen, Berühren oder Stören) dieser Art kann nur aus zwingenden wissenschaftlichen Gründen erfolgen.

Daher sind die antarktischen Robben in eine Mitigationsstrategie zur Minderung möglicher Risiken infolge seismischer Aktivitäten einzubeziehen.

III.2.3.3 Antarktische Pinguine

Antarktische Pinguine behandelt das AWI in der Risikoanalyse nicht. Sie genießen – wie bereits dargestellt – auf Individuenebene, als Vogelansammlung und auf Populationsebene den gleichen Schutzstatus wie heimische Säugetiere, also Wale und Robben.

In der Antarktis kommen acht Pinguinarten vor, von denen fünf im Gebiet des AV anzutreffen sind:

- Kaiserpinguin (270 – 350.000²³ Individuen): 100 % im AV-Gebiet
- Adéliepinguin (4 – 5 Millionen Individuen): fast zu 100 % im AV-Gebiet
- Zügelpinguin (8 Millionen Individuen): Antarktische Halbinsel und Inseln südlich 50° S
- Eselspinguin (520.000 Individuen): Antarktische Halbinsel und Inseln südlich 43° S (25% im AV-Gebiet)

²³ Alle Angaben zur Populationsgröße nach Birdlife International 2009 (<http://www.birdlife.org/datazone/species/index.html>)

- Goldschopfpinguin (18 Millionen Individuen): wenige Kolonien im Norden der Antarktischen Halbinsel, überwiegend Subantarktische Inseln

Manche Pinguine verbringen große Zeiträume (bis zu acht Monate) ununterbrochen im Meer. Sie können sich dabei bis zu 500 m tief (Kooyman & Kooyman 1995) und 15 min lang unter Wasser aufhalten. Für Kaiserpinguine wurde beispielsweise ein Durchschnitt von über 200 Tauchgängen pro Tag nachgewiesen.

Auch wenn die Tiefe, Länge und Anzahl der Tauchgänge von Art zu Art unterschiedlich sind, zeigen die Angaben, dass Pinguine einem Risiko unterliegen, von erhöhten Schalldrücken im Wasser schädlich beeinträchtigt und verletzt zu werden. Sie müssen daher als Schutzgut nach dem USP und AUG bereits auf Individuenebene in die Betrachtung des Risikos einbezogen und die Mitigationsstrategie zur Minderung möglicher Risiken infolge seismischer Aktivitäten auch auf sie ausgerichtet werden.

III.2.4 Nahrung

Das AWI stellt die häufigsten Beuteorganismen von antarktischen Säugetieren übersichtlich zusammen. Da sich viele der antarktischen Säugetiere vorwiegend von Krill (z. B. Blau-, Finn- oder Antarktischer Zwergwal) oder Tintenfisch (z. B. Pottwal) ernähren, hat das AWI exemplarisch die möglichen Auswirkungen der Airguns auf diese Arten betrachtet.

Für Krill und Tintenfische sieht das AWI ein Gefahrenpotential für individuelle Tiere gegeben. Basierend auf der Annahme einer homogenen Verteilung von Krill berechnet das AWI die möglichen maximalen Verluste durch seismische Aktivitäten von der Polarstern aus auf bis zu 1.800 Tonnen Krill für eine durchschnittliche Seismikaison. Diese Größe sieht das AWI als vernachlässigbar im Vergleich zu jährlichen Krillfängen von ca. 100.000 Tonnen an. Für Tintenfische nimmt das AWI angesichts der kargen Datenlage keine derartigen Prognosen vor, weist aber auf bekanntes Fluchtverhalten hin. In jüngsten Studien (Mooney et al. 2010) haben Tintenfische gutes tieffrequentes Hörvermögen bewiesen und auch auf tieffrequente impulshafte Schallquellen reagiert. André et al. (2011) zeigen, dass tieffrequente Schallsignale bei Cephalophoden ein starkes akustisches Trauma auslösen können, das dauerhafte und – nach ihrer Einschätzung – die Fitness stark beeinträchtigende Auswirkungen haben kann.

Für Fische sieht das AWI insgesamt kein erhöhtes Risiko, auch wenn Meideverhalten bekannt ist (z.B. Løkkeborg et al. 2010), und Studien einen signifikanten schädigenden Einfluss von Airgun-Impulsen auf Hörorgane von Fischen belegen (McCauley et al. 2003).

Mit Verweis auf das „breite Beutespektrum“ antarktischer Säugetiere und der „hohen biologischen Produktivität“ des Südlichen Ozeans kommt das AWI zu dem Schluss, dass ein biologisch signifikanter Einfluss einer durchschnittlichen Seismikexpedition auf das Nahrungsspektrum von Walen unwahrscheinlich ist. Der Aspekt der Beuteorganismen findet daher keinen Eingang in die weitere Betrachtung der Risikoanalyse. Diesem Ergebnis schließt sich das UBA nicht an, da es Hinweise auf möglicherweise schädliche Folgen von Schall auf verschiedene Beuteorganismen gibt, die Auswirkungen von Schallimpulsen auf das Beutespektrum von marinen Säugetieren erst ansatzweise geklärt sind und zudem die Bedeutung lokal gehäufte Nahrungsangebote zurzeit nicht bewertet werden kann.

Insbesondere kommt das UBA bei der Bewertung folgender Aspekte zu einer anderen Einschätzung:

- „breites“ Artenspektrum:

Wie das AWI selbst herausstellt, besteht das Beutespektrum von antarktischen Säugetieren zu einem Großteil aus Krill und Tintenfisch. Alle Bartenwale ernähren sich zu fast 100 % (außer dem Gemeinen Zwergwal und Seiwal) von Krill und die meisten Zahnwale (außer dem Südlichen Schwarzwal und Schwertwal) überwiegend von Tintenfisch. Auch die häufigste Robbenart – die Krabbenfresserrobbe – ernährt sich zu über 90 % von Krill. Viele Vogelarten decken ebenfalls über Krill einen hohen Anteil ihrer täglichen Nahrungsaufnahme. Dieses Beutespektrum kann insbesondere bei Krill nicht als „breites Nahrungsspektrum“ angesehen werden. Insgesamt zeigen antarktische Wale, Robben und Vögel eine Spezialisierung auf ein eher beschränktes Beutespektrum. Jede Beeinflussung dieser dominanten Beutegruppen kann sich negativ auf die Energiebilanz antarktischer Säugetiere und Vögel auswirken.

- Bedeutung lokaler Nahrungsgründe:

Die Antarktis hat eine signifikante Bedeutung für das jährliche Energiebudget von migrierenden Furchenwalen, die dort in den vier Sommermonaten bis zu 80 % ihrer jährlichen Energieaufnahme decken müssen (Lockyer 1981). Gleichzeitig zeigen z. B. die Studien von Williams et al. (2006) oder Miller et al. (2009), dass bereits Schallpegel unterhalb von 160 dB SPL_(RMS) zu deutlichen Verhaltensänderungen bei der Nahrungssuche führen können. Clark und Gagnon (2006) zeigen, dass Regionen von bis zu ca. 34.000 km²⁽²⁴⁾ Größe mit solchen Schallpegeln durch eine Airgun-Vermessung beschallt werden, wobei sich der Hintergrundschallpegel um bis zu 20 Dezibel erhöhen kann.

Antarktischer Krill (insbesondere *E. superba*) wandert in seinem täglichen Rhythmus zwischen oberflächennahen und tieferen Wasserschichten bis in 100 m Tiefe (Godlewski und Klusek 1987), wodurch es dort tagsüber zu Ansammlungen hoher Dichten kommt. Ein einziger dieser Krillschwärme kann mehrere Tausend Tonnen Krill enthalten (Hewitt und Lipsky 2009, Tarling et al. 2009). Die vom AWI in der Risikoanalyse betrachteten Regionen entlang der Antarktischen Halbinsel und in der Weddell-See sind für hohe Krill-dichten bekannt (Siegel 2005). In einem 2009 durchgeführten Survey (Nowacek et al. 2011) wurde an der Antarktischen Halbinsel eine Ansammlung von Krill festgestellt, die mehr als 2 Millionen Tonnen und eine Ausdehnung von über 100 km² erreichte. In diesen Regionen könnten Seismikaktivitäten über mehrere Hundert Kilometer mehrere Krillschwärme beschallen und damit regional das Nahrungsangebot temporär deutlich verändern.

Der Schutz des Lebensraums von Arten und Populationen heimischer Säugetiere und Vögel umfasst nach dem USP und AUG auch den Zugang zu Lebensgrundlagen. Zudem fallen zukünftig die Entfernung oder Beschädigung von heimischen Wirbellosen (z. B. Krill oder Tin-

²⁴ 10.000 nmi² (nmi = nautische Meilen) entsprechen ca. 34.000 km²

tenfisch) in solchen Mengen, dass deren örtliche Verbreitung oder Dichte erheblich beeinträchtigt wird, unter eine nach dem USP verbotene „Entnahme aus der Natur“.²⁵

Die Schalleinträge durch Airguns können zu einer Habitatdegradation führen, die zum einen die Beutetiere selbst beeinflussen und zum anderen marine Säugetiere aus wichtigen Nahrungsgebieten vertreiben kann.

Insgesamt kann zurzeit der Einfluss eines potentiell verringerten Beuteangebotes auf die (biologische) Fitness eines individuellen marinen Säugetieres weder quantifiziert noch eine generelle Aussage zur Wahrscheinlichkeit einer biologisch signifikanten Beeinträchtigung des gesamten Nahrungsangebotes getroffen werden. Der Aussage des AWI, dass der Einfluss von seismischen Impulsen auf das Beutespektrum von marinen Säugetieren weiter zu erforschen ist, schließt sich das UBA an. Trotz der vorgenannten Einschränkungen hätte das AWI die Verfügbarkeit der Nahrungsgrundlage jedoch in der abschließenden Analyse des Risikos betrachten und bei der Entwicklung einer Mitigationsstrategie zur Minderung möglicher Risiken infolge seismischer Aktivitäten berücksichtigen müssen.

III.2.5 Mortalitätsraten

Das AWI gibt einen kurzen Überblick über verschiedene Faktoren, die zur Sterblichkeit von marinen Säugetieren beitragen. Für die aufgeführten Ursachen (Alter, Krankheiten, Räuber, Strandungen, Beifang, Walfang, Robbenjagd oder Schiffskollisionen) können überwiegend nur fragmentarische Daten für einzelne Arten angeführt werden. Auf Basis existierender Daten zu Sei-, Pott- und Grindwal wählt das AWI eine mittlere natürliche Sterblichkeitsrate von 6 % pro Jahr für alle antarktischen Walarten. Bei der Abschätzung der mittleren Sterblichkeitsrate für Wale unterscheidet das AWI weder nach Geschlecht noch nach Alter, obwohl hier große Unterschiede auftreten können, wie das AWI zum Beispiel für junge weibliche Grindwale (Sterblichkeitsrate von nur 2 %) anführt. Für antarktische Robben verwendet das AWI die jeweils niedrigste ihnen bekannte Rate zur Berechnung jährlicher natürlicher Todesfälle pro Art. Sterblichkeitsraten für antarktische Pinguine werden nicht betrachtet.

Bei den Auswirkungen von Airgun-Impulsen auf die Sterblichkeitsraten mariner Säugetiere betrachtet das AWI vor allem Auswirkungen möglicher schallinduzierter Tötungen auf der Populationsebene. Auf Basis der vorab zusammengetragenen Bestandsabschätzungen und der hier ermittelten Sterblichkeitsraten berechnet das AWI die Anzahl natürlicher Todesfälle für heimische Wal- und Robbenarten, um abschätzen zu können, in welchem Maße seismische Untersuchungen die natürliche Sterblichkeit beeinflussen könnten. Angesichts ihrer berechneten natürlichen Todesfälle, die außer für den Blauwal stets mindestens im dreistelligen Bereich liegen, sieht das AWI durch mögliche Tötungen durch Airgun-Impulse keine Gefährdung auf Populationsebene für heimische marine Säugetiere gegeben. Allein den Blauwal nimmt das AWI aufgrund der geringen Bestandsgrößen aus dieser Einschätzung heraus.

Angesichts der Tatsache, dass sowohl die Bestandsangaben nur bedingt belastbar sind, die Frage nach Subpopulationen überwiegend unbeantwortet bleibt und die verwendete Sterb-

²⁵ So Art. 1 Buchst. g der mit Measure 16 (2009) angenommenen neuen Anlage II zum USP, die bislang nicht in deutsches Recht umgesetzt worden ist.

lichkeitsrate auf der Betrachtung von nur drei Walarten basiert, ist dem AWI zuzustimmen, dass die errechneten Zahlen nur eine grobe Einschätzung liefern und nur unter großen Vorbehalten anwendbar sind.

Das AWI hält signifikante Auswirkungen durch vorübergehend durchgeführte seismische Aktivitäten auf den Gesundheitszustand mariner Säugetiere für unwahrscheinlich und behandelt daher die eingangs aufgezählten Faktoren (bis auf Strandungen und Prädation) in der Risikoanalyse nicht weiter. Diese Einschätzung teilt das UBA nicht, insbesondere da der Einfluss von Schall als Stressfaktor (allein und im Zusammenwirken mit anderen Faktoren, vgl. Kapitel III.3.3.2) nicht diskutiert wird. Marine Säugetiere sind über ihren Lebenszyklus verschiedenen Stressfaktoren ausgesetzt, die ihre Fitness verschlechtern und die Entwicklungsfähigkeit ihrer Populationen herabsetzen können: Lärm kann die Fähigkeiten mariner Säugetiere beeinträchtigen, Prädatoren oder Schiffen auszuweichen, ihren Kommunikationsradius einschränken, ihre Orientierung erschweren und zu Verhaltensänderungen führen (Wright et al. 2007). Auch wenn die kumulativen und synergetischen Effekte der verschiedenen Stressfaktoren (z. B. Walfang, Meeresverschmutzung, ansteigender Hintergrundlärm) zurzeit nicht quantifiziert werden können, ist davon auszugehen, dass ein weiterer Stressfaktor (impulshafter Lärm) die Stressreaktion insgesamt erhöht (Dallman & Bhatnagar 2001).

Bei der Betrachtung des Einflusses von Schall auf die Sterblichkeitsraten von marinen Säugetieren und Pinguinen ist nicht die direkte Tötung eines einzelnen Individuums das Hauptproblem. Vielmehr ist davon auszugehen, dass sich – in indirekter Weise – physiologische und psychologische Veränderungen zeigen, deren Auswirkungen nicht unbedingt kurzfristig erkennbar sind. Auch wenn diese Auswirkungen wegen der bestehenden Wissenslücken derzeit schwierig zu ermitteln sind, dürfen sie bei der Risikobewertung nicht außer Acht gelassen werden. Die Einschätzung des AWI, dass allein der direkte Todesfall eines Blauwals in die Betrachtung des Risikos eingehen muss, lässt relevante Teile des Risikos für das Individuum und die Population anderer Arten unberücksichtigt.

III.2.6 Hörvermögen & Lautäußerungen

III.2.6.1 Hörvermögen

Die Kenntnisse über das Hörvermögen von Meeressäugern sind derzeit begrenzt. Hörkurven konnten bisher nur von wenigen Arten ermittelt werden, und die verwendeten Messdaten stammen ausschließlich von Zahnwalen (mittel- und hochfrequent). Über das Hörvermögen von Bartenwalen (tieffrequent) liegen keine experimentell ermittelten Daten vor. Southall et al. (2007) haben anhand von Daten für terrestrische Säugetiere und von Computersimulationen eine Einstufung in funktionale Hörgruppen vorgenommen, die das AWI für die weitere Diskussion übernommen hat.

Wale werden drei funktionalen Hörgruppen (tief-, mittel- und hochfrequente Arten) und Robben einer weiteren Hörgruppe zugeordnet. Jede Hörgruppe ist durch den Frequenzbereich des vermutlichen Hörvermögens definiert. Grundsätzlich sind Tiere für Geräusche an den Rändern ihres Hörbereiches weniger sensibel und haben nur einen kleineren Bereich höchster Sensitivität. Beschallung mit Frequenzen außerhalb ihres Hörbereiches kann immer noch schädigend wirken, aber bedarf einer höheren Energie, um dies zu erreichen. Für jede Hör-

gruppe haben Southall et al. (2007) eine Gewichtungsfunktion (M-Gewichtung) definiert, die diesem Faktor Rechnung trägt. Ein „gewichteter“ Schallpegel bleibt unverändert (im Frequenzbereich höchster Sensibilität) oder ist geringer (verminderte Sensibilität) als der ungewichtete. Allerdings muss beachtet werden, dass selbst ein Schallsignal mit Hauptenergie in einem Frequenzbereich geringer Sensibilität, eine TTS in einem Frequenzbereich hoher Sensibilität, oberhalb des eigentlichen Störsignals, bewirken kann. Für die vornehmlich in der Antarktis vorkommenden tieffrequenten Wale würde sich die M-Gewichtung nur im Frequenzbereich unterhalb von ca. 30 Hz bemerkbar machen.

Das AWI verwendet die beschriebene Gewichtungsfunktion nicht und betrachtet daher alle von ihr modellierten Grenzwerte als konservative Obergrenzen. Insgesamt ist der Einschätzung des AWI zuzustimmen, dass der ungewichtete Eingang des gesamten Frequenzspektrums zu einer Überschätzung der resultierenden Schallenergien führen kann. Allerdings fällt diese Überschätzung im Zusammenwirken von Airguns, deren Hauptenergie unterhalb von 100 Hz liegt und tieffrequenten Walen, deren Hörbereich zwischen 7 – 22.000 Hz liegt, viel geringer als bei mittel- und hochfrequenten marinen Säugetierarten aus.

III.2.6.2 Lautäußerungen

Das AWI hat eine umfangreiche Zusammenstellung von Literaturdaten zu den verschiedenen Lautäußerungen von Walen (Bartenwalen, Zahnwalen) und Robben, jeweils nach Arten getrennt, vorgenommen. Lautäußerungen von Pinguinen werden nicht betrachtet.

Die Daten zu den Lautäußerungen der Meeressäuger stehen relativ unkommentiert nebeneinander. Insbesondere fällt auf, dass das AWI die detailliert zusammengestellten Informationen nicht nutzt um herauszuarbeiten, in welchen Frequenzbereichen sich die Lautäußerungen der Wale mit den Energiespektren von Airgun-Impulsen überlagern und insofern die Fähigkeit von marinen Säugetieren einschränkt, Informationen über ihre Umwelt zu erhalten und miteinander zu kommunizieren.

Lautäußerungen sind oft sehr spezifisch und können nicht nur bestimmten Arten (z. B. Antarktischer Blauwal; McDonald et al. (2006)) sondern auch Populationen (z. B. Typen des antarktischen Großen Schwertwal; Foote & Nystuen (2008)) zugeordnet werden. Ebenfalls können verhaltensspezifische Lautäußerungen (z. B. Migration; Širovic et al. (2004)) zugeordnet werden. Durch den Einsatz akustischer Beobachtungsmethoden können Individuen bestimmter Arten (z. B. Abbot et al. (2010)) identifiziert, und bei entsprechendem Aufwand für einige Arten auch Dichten bestimmt werden (z. B. Gedamke & Robinson (2010)). Keinen der vorangestellten Aspekte diskutiert das AWI oder integriert ihn in die Mitigationsstrategie. Damit lässt das AWI ein wichtiges Mittel zur Risikominderung und Reduzierung von Wissenslücken unbeachtet.

III.2.7 Tauchverhalten

Das AWI betrachtet das Tauchverhalten vor allem im Zusammenhang mit der Nahrungssuche. Die antarktischen Gewässer sind die Hauptnahrungsgründe für antarktische Wale; die Nahrungssuche ist daher das charakteristische Verhalten für diese Region.

Im Tauchverhalten unterscheiden sich Meeressäugerarten signifikant voneinander. Bartenwale führen überwiegend flachere, kürzere Tauchgänge aus. Die Länge des Tauchgangs liegt typischerweise im 10 min-Bereich, die Tiefe überschreitet 250 m nur selten. Zahnwale tauchen deutlich tiefer (einige 100 – 2.000 m Tiefe) und länger (30 min bis zu 2 h Dauer). Das Tauchverhalten von antarktischen Robben ist artspezifisch unterschiedlich und umfasst das gesamte Spektrum von flach bis tief tauchenden Arten.

Zur Identifizierung des Gefährdungspotentials und der Risiken von Meeressäugern spielt ihr Tauchverhalten eine Rolle. Tief und lange tauchende Arten, wie sie im AV-Gebiet vorkommen, können kaum vor Eintritt in eine mögliche Schadenszone erkannt werden. Während typischer Beobachtungen zur Mitigation liegt die Wahrscheinlichkeit, einen Schnabelwal zu sichten, bei weniger als 2 % (Barlow und Gisinger, 2005). Visuell überprüfte Sicherheitszonen, wie sie das AWI für ihre Mitigationsstrategie beschreibt, können das Risiko für diese Arten nicht soweit mindern, dass eine Schädigung durch Airgun-Impulse vermieden wird.

III.2.8 Resümee zur Betrachtung der Arten

Insgesamt gibt das AWI einen guten Überblick über die existierenden Daten zur Beschreibung der in der Antarktis heimischen Arten. Es zieht dazu verschiedenste Quellen heran, doch lässt die gegenwärtig unzureichende Datenlage eine umfassende Beschreibung vieler Walarten nicht zu. Das AWI stellt die zusammengetragenen Informationen teilweise ohne Interpretation nebeneinander und berücksichtigt das Gros dieser Informationen in ihren Ergebnisteilen („Output“) zu den einzelnen Abschnitten nicht. Insgesamt betrachtet die Analyse des AWI nur das Risiko auf Populationsebene. Nach dem USP und AUG sind alle heimischen Säugetiere und Vögel bereits auf der Individuenebene in die Betrachtung des Risikos einzubeziehen. Hierzu gehören alle aufgeführten Robbenarten und die heimischen Wale. Antarktische Pinguine werden in der Risikoanalyse nicht behandelt, obwohl sie als heimische Vogelarten genauso unter den Schutz des USP und AUG fallen. Die Mitigationsstrategie zur Minderung möglicher Risiken infolge seismischer Aktivitäten ist daher auf antarktische Robben und Pinguine auszuweiten.

Das AWI hält einen biologisch signifikanten Einfluss einer durchschnittlichen Seismikexpedition auf das Nahrungsspektrum von Walen mit Verweis auf das „breite Beutespektrum“ der antarktischen Säugetiere für unwahrscheinlich. Daher findet der Aspekt der Beuteorganismen keinen Eingang in die weitere Betrachtung der Risikoanalyse. Da Beuteorganismen nicht gleich verteilt sind, kann jedoch der Einsatz von Airguns lokal zu einer Verminderung des Nahrungsangebotes führen. Auch wenn gegenwärtig der Einfluss eines potentiell verringerten Beuteangebotes weder auf das Individuum noch auf die Population abschließend beurteilt werden kann, hätte der Aspekt der Verfügbarkeit der Nahrungsgrundlage in der Risikoanalyse betrachtet und bei der Entwicklung einer Mitigationsstrategie berücksichtigt werden müssen.

Bei der Betrachtung der Auswirkungen von Schalleinwirkungen auf die Sterblichkeitsraten mariner Säugetiere identifiziert das AWI einzig für den Blauwal eine zusätzliche Gefährdung auf Populationsebene durch mögliche Tötungen durch Airgun-Impulse. Signifikante Auswirkungen durch vorübergehend durchgeführte seismische Aktivitäten auf den Gesundheitszu-

stand mariner Säugetiere im Allgemeinen hält das AWI für unwahrscheinlich. Auch Auswirkungen auf die Fitness mariner Säugetiere durch ihre Vergrämung aus wichtigen Nahrungsgebieten oder die Entnahme ihrer Beutetiere aus diesen Gebieten hat das AWI nicht betrachtet. Der Einfluss von Lärm als Stressfaktor wird ebenfalls nicht diskutiert. Marine Säugetiere sind über ihren Lebenszyklus jedoch verschiedenen Stressfaktoren ausgesetzt, die ihre Fitness verschlechtern, die Entwicklungsfähigkeit ihrer Populationen herabsetzen und damit langfristig die Sterblichkeitsraten beeinflussen können. Auch wenn diese Auswirkungen auf Grund existierender Wissenslücken derzeit schwierig zu ermitteln sind, sollten solche Aspekte Eingang in die Risikobewertung finden. Die Einschätzung des AWI, dass allein der direkte Todesfall eines Blauwals in die Betrachtung des Risikos eingehen muss, lässt relevante Teile des Risikos für Individuum und Population unberücksichtigt.

Die zusammengetragenen Angaben zu Lautäußerungen der Wal- und Robbenarten diskutiert das AWI nicht im Zusammenhang mit den Auswirkungen von Airgun-Signalen auf diese Arten. Diese Lautäußerungen sind oft sehr spezifisch und könnten nicht nur bestimmten Arten oder Populationen, sondern auch spezifischen Verhaltensweisen zugeordnet werden. Durch den Einsatz akustischer Beobachtungsmethoden können für einige Arten die Präsenz und die Dichte bestimmt werden. Das AWI diskutiert die vorangestellten Aspekte nicht oder bezieht sie nicht in die Mitigationsstrategie ein und lässt damit wichtige Mittel zur Risikominderung unbeachtet.

Das beschriebene Tauchverhalten wird nicht in seinem Einfluss auf das Risiko für unterschiedliche Arten analysiert und findet keine Berücksichtigung bei der Wahl geeigneter Mitigationsstrategien zur Minderung möglicher Risiken infolge seismischer Aktivitäten.

III.3 Identifizierung der Gefahren

Anthropogener Unterwasserlärm kann sich auf verschiedenste Weise auf marine Tierarten auswirken. Diese Auswirkungen umfassen das gesamte Spektrum von keiner feststellbaren nachteiligen Auswirkung, über Verhaltensänderungen und Gehörschädigungen bis zum Todesfall.

Das AWI identifiziert als Schutzgüter des USP antarktische marine Säugetierarten und deren Populationen und analysiert deren Gefährdungsrisiko durch akustische Belastungen im AV-Gebiet. Das AWI beleuchtet ebenfalls das Risiko für das Individuum, berücksichtigt allerdings nur seine Relevanz für die gesamte Population. Jede Betrachtung des Risikos auf Individuebene steht unter dem Vorbehalt, dass Auswirkungen auf dieser Ebene nicht notwendigerweise in einem Risiko auf Populationsebene münden.

Um die Konsequenzen einer akustisch bedingten „Störung“ in seinen Auswirkungen von der Individuen- auf die Populationsebene zu übertragen, orientiert sich das AWI am PCAD-Modell („Population Consequences of Acoustic Disturbance“), das vom amerikanischen Nationalen Forschungsrat (National Research Council – NRC) entwickelt wurde. Zur Betrachtung der Gefährdung durch akustisch induzierte „Verletzungen“ überträgt das AWI den Ansatz des PCAD-Modells von der Ausgangsebene „Störung“ auf die Ebene „Verletzung“.

Außerdem zieht das AWI ein Grenzwertkonzept heran, wie es im amerikanischen Gesetz zum Schutz von Meeressäugern („Marine Mammal Protection Act“ – MMPA) angewendet wird. Dies unterscheidet verletzende Störungen im Gegensatz zu Störungen, die sich auf der Verhaltensebene auswirken. Analog zu diesem Ansatz entwickelt das AWI drei Gefährdungsebenen, die durch anthropogene Schalleinträge induziert werden können:

- direkte sofortige Verletzung („direct immediate injury“)
- indirekte sofortige Verletzung („indirect immediate damage“)
- biologisch signifikante akustische Störung („biologically significant acoustic disturbance“)

Die möglichen Auswirkungen von schallinduzierten Verletzungen oder Schädigungen hängen von einer Vielzahl von Faktoren ab, unter ihnen die Dauer, die Art (z. B. impulshafter oder Umgebungslärm) und die Frequenzbereiche einer Schallquelle sowie der Kontext der Belastung (z. B. Nahrungsaufnahme an hochwertigen Futterplätzen oder Migration).

Bei der Betrachtung der direkten sofortigen Verletzung von marinen Säugetieren folgt das AWI den Auslegungen von Southall et al. (2007) und verwendet auch die in deren Studie aufgeführten Grenzwerte, die sie über den Beginn einer permanenten Hörschwellenverschiebung („permanent threshold shift“, PTS) definieren. Zur metrischen Beschreibung dieser Grenzwerte wird das durch Southall et al. (2007) entwickelte sogenannte „duale Kriterium“ herangezogen, mit dem sowohl der Spitzenschalldruck ($SPL_{(peak)}$) als auch der gesamte beim Empfänger eintreffende Energiegehalt (Schallereignispegel SEL) betrachtet wird. Als Grenzwert für Verhaltensstörungen durch multiple Schallereignisse zieht das AWI einen $SPL_{(RMS)}$ -Grenzwert heran (siehe nachfolgende Kapitel).

III.3.1 Direkte sofortige Verletzung

In der Risikoanalyse stellt das AWI ausführlich Beispiele für direkte und sofortige Verletzungen zusammen. Als „direkt“ und „sofortig“ wird jede Verletzung betrachtet, die während oder im direkten Anschluss an die Exposition durch akustische Energie und als direkte Konsequenz dieser Exposition auftreten.

Da für Verletzungen im PCAD-Modell keine Übertragungsfunktionen von der Individuum- auf die Populationsebene existieren, orientiert sich das AWI an Grenzwerten und daraus resultierenden Sicherheitszonen, um das Risiko der Verletzung zu vermeiden. Die vom AWI verwendeten Grenzwerte wurden – unabhängig von der Frage nach deren numerischer Größe – so gewählt, dass sie bei deren Einhaltung den Eintritt einer direkten Verletzung vermeiden sollen. Dementsprechend modelliert das AWI basierend auf diesen Werten Sicherheitsradien (Mindestabstände), die im Rahmen einer Mitigationsstrategie eine Verletzung verhindern oder minimieren sollen.

Das AWI sieht mit Southall et al. (2007) den Beginn einer PTS als Grenzwert für eine mögliche Verletzung. TTS sieht das AWI wegen der zeitlichen Begrenzung nicht als Verletzung an und betrachtet TTS in der weiteren Analyse allein in Bezug auf möglicherweise ausgelöste Verhaltensänderungen. Für das UBA sind TTS und PTS verletzende Schädigungen des Hörvermögens, die gleichermaßen zu vermeiden sind (siehe auch ICES 2005, Kujawa & Liberman 2009, OSPAR 2009 oder ICES 2010). Als verletzende TTS betrachtet das UBA – nach momentanem Stand des Wissens – eine Erhöhung der Hörschwelle um mindestens 6 dB (Schlundt et al. 2000, Southall et al. 2007) oder um die doppelte Standardabweichung (z. B. Lucke et al. 2009). Lucke et al. (2009) ermittelten zwischen 2005 und 2007 erstmals akustische Belastungsgrenzwerte für einen hochfrequenten Schweinswal. Bereits bei einem singulären Schallereignis zeigte dieser Zahnwal bei Schallpegeln von 164 dB SEL und 194 dB²⁶ SPL_(peak) den Beginn einer (maskierten) TTS. Kasteleins et al. (2011) Ergebnisse bestätigen diese niedrigeren Grenzwerte für TTS. In deutschen Hoheitsgewässern der Nord- und Ostsee kommt schon heute bei Rammarbeiten eine Empfehlung des UBA zur Anwendung, die zur Erhaltung der wesentlichen Lebensbedingungen der marinen Säuger fordert, dass Schalldrücke von 160 dB SEL und 190 dB SPL_(p-p) zur Vermeidung von TTS bei einem Einzelschallereignis nicht überschritten werden dürfen. Das UBA schließt sich allen Gutachtern der Risikoanalyse an, die nachdrücklich die Wahl von PTS als Grenzwert für den Beginn einer Verletzung (Hildebrand, Lucke, Madsen (jeweils 2008 und 2009) nicht befürworten.

Southall et al. (2007) erwarten – für alle Walarten – eine PTS ab einem Spitzenschalldruck (SPL_(peak)) von 230 dB re 1 µ Pa oder einem Schallereignispegel (SEL) von 198 dB re 1 µ Pa²s. Die vom AWI auf der Basis der PTS-Werte für die Mitigation errechneten Sicherheitszonen, die eine Verletzung vermeiden sollen, sind daher um ein Vielfaches zu klein. Da eine Verletzung nach dem USP und AUG grundsätzlich verboten ist, muss in diesem Zusammenhang der TTS-Grenzwert herangezogen werden. Die Zusammenhänge zwischen Schallgröße (SPL, SEL) und Wirkgröße (TTS) werden weiterhin wissenschaftlich diskutiert, so dass mögliche Verletzungsrisiken unter der Prämisse des Vorsorgeprinzips zu betrachten sind.

²⁶ Der von Lucke et al. (2009) in der Studie angegebene SPL_(p-p) von 199 dB entspricht ca. einem SPL_(peak) von 194 dB (persönliche Kommunikation mit dem Autor).

Bei der Betrachtung der Gefährdung durch auditive Verletzung versucht das AWI auch nachfolgende Fragen zu beantworten:

III.3.1.1 Stellt eine TTS eine Verletzung dar?

Bei der Entscheidung, TTS nicht als „Verletzung“ zu betrachten, verweist das AWI mit Southall et al. (2007) vor allem auf die Tatsache, dass eine TTS auf reversiblen physiologischen Veränderungen beruht und daher grundsätzlich nicht als Verletzung zu bewerten sei. Neue Ergebnisse von Kujawa & Liberman (2009) verweisen auf langfristige irreversible, also nach Argumentation des AWI „verletzende“ Auswirkungen durch temporäre Hörschwellenverschiebung.

Eine Verletzung stellt zumindest in der Humanmedizin eine schädigende Einflussnahme dar, die nicht irreversibel sein muss. Eine TTS hat direkte schädigende Auswirkungen auf marine Säugetiere, die sich physiologisch niederschlagen und nachweisbar Tiere beeinträchtigen kann, z. B. für mehr als 1 Tag bei schallinduziertem akustischen Trauma bei einem Schweinswal (Lucke et al. 2009). Auch die Daten von Kujawa & Libermann (2009) weisen auf eine direkte Verbindung von TTS und PTS hin; sie zeigen, dass TTS – auch wenn sich die normalen Hörschwellenfunktionen wieder eingestellt haben – langfristig zur neuronalen Degeneration der synaptischen Kontakte zwischen Haarzellen und Nervengewebe im Alter, also Presbyakusis, führen kann.

Diese Ergebnisse unterstützen auch die o. g. UBA-Auffassung, dass bereits eine TTS eine verletzende Schädigung darstellen kann. Die Eingangsfrage ist daher mit „Ja“ zu beantworten: Nach gegenwärtigem Stand des Wissens ist TTS als Verletzung zu betrachten, die nach dem USP und AUG grundsätzlich verboten ist.

III.3.1.2 Können wiederholte TTS eine Verletzung bewirken?

Das AWI interpretiert diese Frage nach dem Zusammenhang zwischen multiplen TTS und daraus möglicherweise resultierender PTS als Verschiebung der Art der Schädigung von „Verhaltensänderung“ zu „Verletzung“. Diese Frage nach einer sich zur PTS aufsummierenden Schallschädigung stellt sich aber im Zusammenhang mit der Schwere der Verletzung und nicht im Zusammenhang mit der Art der Schädigung, wenn bereits – entsprechend der Auffassung des UBA – eine TTS als Verletzung zu betrachten ist.

Das AWI stellt den möglichen Zusammenhang zwischen multiplen TTS und PTS nicht in Frage, sieht diesen Aspekt aber durch die Betrachtung des SEL für PTS abgegolten. Das SEL-Kriterium, also die aufsummierte empfangene Energie, ist mit der Annahme verknüpft, dass es einen linearen Zusammenhang zwischen der zugeführten Energie und der Höhe der Hörschwellenverschiebung gibt („Equal-Energy-Konzept“). Es wird vom AWI als konservativ betrachtet, da die Möglichkeit der Regeneration in den Phasen zwischen den Schussereignissen außer Acht gelassen wird. Ob es sich hierbei aber prinzipiell um ein konservatives Akkumulationskonzept handelt, kann gegenwärtig nicht bewertet werden. Mooney et al. (2009a) stellten z. B. in ihren Versuchen fest, dass der Zusammenhang zwischen Schallenergie und Wirkdauer eher durch einen logarithmischen als durch einen linearen Algorithmus beschreibbar ist, dass also bei einer längeren Expositionsdauer bereits niedrigere Ener-

giewirkpegel (SEL) eine signifikante TTS auslösen. Auch Finneran et al. (2010) weisen auf die Bedeutung der Dauer der Beschallung zur Auslösung einer TTS hin. Zudem scheint angesichts des avisierten Schussintervalls von 10 – 15 (max. 60) s und bekannten Erholungszeiten, die z. B. bei 20 min für Delphine (Mooney et al. 2009b) oder 24 h für Schweinswale (Lucke et al. 2009) liegen, eine relevante Regeneration für die Zeitintervalle zwischen zwei Airgun-Schussereignissen als unwahrscheinlich.

Vor dem Hintergrund, dass bereits TTS selbst als Verletzung betrachtet wird, und wiederholte TTS zu der schwereren Form der PTS führen kann, ist die Eingangsfrage mit „Ja“ zu beantworten: Wiederholte TTS können genauso wie eine einfache TTS eine Verletzung mariner Säugetiere bewirken und sind daher nach dem USP und AUG grundsätzlich verboten.

III.3.1.3 Stellen die extrapolierten Grenzwerte von Southall et al. eine konservative Herangehensweise dar?

Southall et al. (2007) ermittelten Grenzwerte für tief- und hochfrequente marine Säuger auf Grundlage der Betrachtung und Extrapolation einzelner existierender gemessener TTS-Werte von zwei mittelfrequenten Arten (Beluga und Großer Tümmler). Dementsprechend ist eine TTS erst bei Überschreitung einer SEL von 183 dB bzw. eines $SPL_{(peak)}$ von 224 dB zu erwarten. Erst 2009 von Lucke et al. veröffentlichte Ergebnisse weisen eine TTS für hochfrequente Schweinswale bereits bei einer SEL von 164 dB bzw. einem $SPL_{(peak)}$ von 194 dB²⁷ nach. Die von Southall et al. extrapolierten Grenzwerte des dualen Kriteriums liegen im Vergleich zum getesteten hochfrequenten Schweinswal für SEL um 19 dB und für $SPL_{(peak)}$ um 30 dB höher und können in diesem Zusammenhang nicht als konservativ bezeichnet werden.

Die Werte von Southall et al. (2007) basieren auf einer Vielzahl von Annahmen und Extrapolationen (u. a. von terrestrischen Säugetieren). Für Bartenwale haben Southall et al. u. a. anatomische Studien zur Modellierung des Hörvermögens herangezogen. Zudem weisen sie darauf hin, dass Bartenwale den Bereich besten Hörens im tieffrequenten Bereich haben, der durch einen höheren natürlichen Hintergrundlärmpegel geprägt ist. Sie gehen daher davon aus, dass der Bereich besten Hörens bei tieffrequenten Bartenwalen nicht so gut wie bei mittel- und hochfrequenten Walarten ist. Grenzwerte, die von mittelfrequenten Walen abgeleitet wurden, stellen unter dieser Annahme aus ihrer Sicht vorsorgende Werte dar.

Es existieren bis heute keine gemessenen TTS-Werte für tieffrequente Arten, wie die in der Antarktis vorherrschenden Bartenwale. Zudem gibt es bisher keinen vermessenen PTS-Wert bei Walen, so dass hier erhebliche Wissenslücken bestehen. Auch ist zu beachten, dass es sich bei den in die Southall-Studie eingegangenen TTS-Werten zu impulshaften Schallsignalen (Studien an Delphinen und Belugas in lauten (gestörten) Gewässern) um Werte maskierter TTS²⁸ handelt. Bereits Parker et al. (1976) weisen darauf hin, dass die Empfindlichkeit TTS zu erleiden, auch von der Intensität der Umgebungsgeräusche abhängt und maskieren des Hintergrundrauschen das Risiko einer TTS herabsetzt. Im Umkehrschluss ist es wahr-

²⁷ $SPL_{(p-p)}$ von 199 dB entspricht ca. einem $SPL_{(peak)}$ von 194 dB (pers. Kommunikation mit dem Autor)

²⁸ Die hohen Hintergrundschallpegel können zu einer akustischen Maskierung im Untersuchungsgebiet führen. Hierbei ist davon auszugehen, dass die in diesem Umfeld getesteten Tiere bereits erhöhte Hörschwellen aufweisen, eine Verschiebung der Schwelle also erst bei höheren Werten auftritt.

scheinlich, dass in der Antarktis – in Abwesenheit von intensiver anthropogener Hintergrundbeschallung – TTS schon bei relativ geringeren Pegeln ausgelöst werden könnte.

Sollte sich die bereits im vorherigen Abschnitt angesprochene Bedeutung der Einwirkdauer für die Entwicklung einer TTS bestätigen, würde dies bedeuten, dass Grenzwerte, wie die von Southall et al. (2007), die auf Basis von kurzfristigen Schallereignissen auf den Beginn und die Schwere einer Hörschwellenverschiebung extrapolieren, zu einer Überschätzung der Schallereignispegel (SEL) führen.

Somit ist die vom AWI gestellte Eingangsfrage – insbesondere für hochfrequente Walarten – mit „Nein“ zu beantworten: Die extrapolierten Grenzwerte von Southall et al. (2007) stellen für die Anwendung in der Antarktis keine ausreichend konservativen Werte dar.

III.3.2 Indirekte, sofortige Verletzung

Die „indirekte, sofortige Verletzung“ beschreibt Verletzungen infolge von schallinduzierten Verhaltensänderungen. Das AWI fasst unter diesen Begriff atypische Massenstrandungen von Walen, die im Zusammenhang mit militärischen Sonaren und vor allem Cuvier und anderen Schnabelwalen, aber auch Zwergpottwalen und Zwergwalen bekannt geworden sind.

Potentielle Mechanismen, die zu Massenstrandungen führen, werden vom AWI angesprochen und unterschiedliche Auslöser diskutiert. Anthropogene Schallimpulse – wie die von militärischen Sonaren – können bei den betroffenen Walen eine Fluchtreaktion auslösen. Das AWI folgt den Ausführungen von Cox et al. (2006) und Zimmer & Tyack (2007), die häufig gefundene Gewebeläsionen in gestrandeten Walen vor allem auf die Entwicklung von Krankheitsbildern ähnlich einer Dekompressionskrankheit (DCS) – ausgelöst durch ihr Fluchtverhalten – zurückführen.

Insgesamt identifiziert das AWI folgende Faktoren, die Massenstrandungen begünstigen: Schallcharakteristik mit Empfangspegeln ab 130 dB und sonarähnlichen Signalen, Scheuch-Effekte („herding“) durch verteilte Schallquellen, topographische Bedingungen wie die Nähe zu Land, Hyperthermie befördernde Oberflächentemperaturen, akustische Umweltbedingungen (Schallkanäle), bestimmte Arten (vorwiegend Schnabelwale) und deren artspezifische Fluchtreaktionen (wiederhole „flache“ Tauchgänge). Impulshafte Airgun-Signale hält das AWI aufgrund ihrer Schallcharakteristika nicht für geeignet, Massenstrandungen von Walen zu begünstigen.

Hinweise auf die Beteiligung von seismischen Surveys an Strandungsvorkommen, wie sie z. B. von Tayler et al. (2004) für die Strandungen von Schnabelwalen 2002 im Golf von Kalifornien oder von Engel et al. (2004) für die Strandungen von Buckelwalen vor der Küste Brasiliens/Abrolhos Bank präsentiert wurden, stellen für sie unzureichende Anhaltspunkte dar.

Derzeit sind keine Ansätze zu erkennen, die auf ein erhöhtes Risiko für atypische Massenstrandungen in der Antarktis hinweisen. Allerdings darf die Abwesenheit eines Nachweises nicht als ein Nachweis der Abwesenheit gewertet werden. Dies gilt vor allem, da in der Antarktis keine Strukturen existieren, um derartige Nachweise zu liefern. Es würde dem Vorsorgeprinzip zuwider laufen und einen Teil des zu bewertenden Risikos außer Acht lassen.

III.3.3 Biologisch signifikante akustische Störung

Das AWI verwendet den Begriff der biologisch signifikanten akustischen Störung in Bezug auf die Populationsebene. Unter der Gefahr einer solchen Störung versteht das AWI Verhaltensreaktionen von marinen Säugetieren auf die Exposition von Schall, die nicht zu einer sofortigen physiologischen Verletzung führen, sich jedoch langfristig auf die Überlebensraten (z. B. Wachstum und Fortpflanzung) auswirken. Nicht jede durch akustische Störungen ausgelöste Verhaltensänderung hat *per se* signifikante Auswirkungen auf die Lebensfunktionen (wie z. B. Nahrungssuche oder Migration) von Individuen oder erweist sich als biologisch signifikant und beeinflusst z. B. direkt die Überlebensrate eines Tieres. Allerdings ist hier dem Aspekt der Quantität besondere Aufmerksamkeit zu schenken: je öfter und nachhaltiger Störungen stattfinden, desto eher ist eine Beeinträchtigung wichtiger Lebensfunktionen wahrscheinlich.

Eine akustische Störung kann verschiedene Verhaltensreaktionen auslösen. Das AWI führt hier u. a. Meideverhalten, Unterbrechung der Nahrungssuche oder der Jungenaufzucht und das weite Feld akustischer Beeinträchtigung an. Zu letzterem gehören die Auswirkungen akustischer Maskierung genauso wie Hörschädigungen.

In den weiteren Ausführungen betrachtet das AWI – stellvertretend für alle anderen Verhaltensänderungen – vor allem Meideverhalten wie offensichtliches Fluchtverhalten. Nicht sichtbare physiologische Reaktionen auf akustische Störungen, z. B. eine höhere Herzschlagrate oder eine veränderte Atmungsrate gehen nicht in die Betrachtung ein.

Das AWI versucht abschließend die **biologische Signifikanz** von akustischen Störungen durch den Einsatz von Airguns auf Populationsebene zu evaluieren. Ausgangspunkt zur Identifizierung einer biologisch signifikanten Störung auf Populationsebene ist die Erfassung einer Störung auf der Ebene des Individuums. Das AWI entwickelt in Anlehnung an das PCAD-Modell ein 3-stufiges Verfahren, dessen dritter Schritt angesichts fehlender Kenntnisse derzeit nur in Ansätzen umsetzbar ist:

1. die Bestimmung des Gebietes/Raumes, innerhalb dessen eine Störung erwartet wird;
2. die Untersuchung, ob eine derartige Störung biologisch signifikante Auswirkungen auf der Individuenebene haben könnte;
3. die Prognose, ob die individuellen Effekte Auswirkungen auf der Populationsebene haben werden.

Die Entwicklung von Übertragungsfunktionen individueller Effekte auf die Populationsebene im Rahmen des PCAD-Modells hat seit Übergabe der AWI-Risikoanalyse 2009 Fortschritte gemacht, so dass inzwischen erste Modellierungen für Seeelefanten vorliegen, und Modelle für Schnabelwale in naher Zukunft erwartet werden (Schick et al. 2011). Solche Entwicklungen müssen in die zukünftige Betrachtung des Risikos Eingang finden.

III.3.3.1 „Signifikanz“ und „biologische Signifikanz“ einer akustischen Störung

Zur Definition der unbestimmten Begriffe „signifikante Störung“ und „biologisch signifikante Störung“ zieht das AWI insbesondere die Auslegungen des Nationalen Wissenschaftsrat der USA (National Research Council, NRC 2005) und Southall et al. (2007) heran.

Der NRC verfolgt einen quantitativen Ansatz, um die „biologische Signifikanz“ einer Störung zu bewerten. Hierzu würde z. B. die Abnahme der Energiereserven in das untere Quartil der normalen Variation durch die Störung der Nahrungssuche gehören. Derartige statistische Grunddaten der Lebensfunktionen sind zurzeit überwiegend nicht vorhanden.

Angesichts des Mangels an Daten zur quantitativen Bewertung von Störungen, ziehen Southall et al. (2007) daher in einer ersten quantitativen Annäherung die **Dauer der Reaktion (24 h)** zur Betrachtung der Schwere einer Störung heran. Zur weiteren Differenzierung entwickelten sie eine **beschreibende 9-stufige Klasseneinteilung**, um die Schwere einer Verhaltensreaktion einzuschätzen. Reaktionen der Klasse 4-9 fallen für sie unter „signifikante Verhaltensänderungen“. Zur Klasse 4 gehören z. B. bereits moderate Änderungen der Schwimmgeschwindigkeit, der -richtung oder Änderungen des Vokalisationsverhaltens während eine akustische Störung anhält. Bei Reaktionen ab Klasse 7 (z. B. kurzfristige Mutter-Kalb-Trennung) halten sie „biologisch signifikante“ Auswirkungen auf die Lebensfunktionen von Individuen für wahrscheinlich. Das AWI verweist insbesondere in Bezug auf die Lebensfunktionen Migration und Nahrungssuche auf den Ansatz zur quantitativen Bewertung über die Dauer einer Reaktion von 24 h.

Verhaltensreaktionen auf akustische Störungen unterscheiden sich je nach Art, Umfeld und Kontext erheblich. Das Verständnis des Einflusses von kontextabhängigen Kenngrößen auf Verhaltensreaktionen ist derzeit noch sehr beschränkt. Die Quantifizierung von „signifikanten“ oder „biologisch signifikanten“ Störungen ist daher kaum möglich. Insgesamt stellt die Herangehensweise des AWI einen nachvollziehbaren Ansatz zur Betrachtung der Auswirkungen von akustischen Störungen dar. Ob die Verwendung des 24-h-Kriteriums als wesentliches Element zur Betrachtung der Signifikanz einer Störung unterstützt werden kann, ist noch nicht abschließend geklärt, jedoch ist die Weiterentwicklung des PCAD-Modells hier einzubeziehen. Es fällt auf, dass das AWI eingangs zwar die „Maskierung bioakustischer Kommunikation“ als biologisch signifikante Störung aufzählt, Verhaltensreaktionen, die auf diesem Mechanismus basieren, in der Betrachtung des Risikos jedoch nicht weiter verfolgt. Außerdem wird die Betrachtung der Auswirkungen von Lärm als Stressfaktor, insbesondere im Zusammenwirken mit anderen Stressfaktoren, auf die Lebensfunktionen vermisst.

III.3.3.2 Auswirkungen akustischer Störungen

Lärm als potentieller **Stressfaktor** für marine Säugetiere wird bereits seit längerem diskutiert (z. B. Richardson et al. 1995, Fair & Becker 2000 oder NRC 2005). Schon 1998 haben Goold und Fish gezeigt, dass der durch Airguns verursachte Unterwasserlärm noch in 8.000 m Entfernung deutlich über den natürlichen Hintergrundlärm zu erkennen ist. Existierendes Wissen um die Stressreaktionen mariner Säugetiere auf chronische, wiederholte oder akute Lärmstörungen ist jedoch beschränkt. Allerdings wurden Stressreaktionen, die zur Schwächung des Reproduktionserfolges und körpereigener Immunreaktionen führen oder nachteilige Verhaltensänderungen nach sich ziehen, in jedem Wirbeltier, das darauf untersucht wurde, festgestellt (Dolman & Simmonds 2006).

Marine Säugetiere sind im hohen Maße von den sie umgebenden Signalen abhängig: um Nahrung zu finden, zu kommunizieren (auch zur Reproduktion), sich zu orientieren oder Raubfeinde zu erkennen. Die Überlagerung von Signalen in relevanten Frequenzbereichen –

die sogenannte akustische **Maskierung** – stellt daher einen erheblichen Stressfaktor für marine Säugetiere dar. Hierzu gehören u. a. die Reduzierung des akustischen Raumes zur Kommunikation (vgl. Clark et al. 2009) und zur Nahrungsfindung, die Reduzierung des Informationsgehaltes von Signalen sowie Belästigung und das Hervorrufen von Beunruhigung. Hieraus resultierende Verhaltensänderungen können von „lauter und häufiger“ bis zur vollständigen Einstellung der Kommunikation reichen. In Regionen mit geringem anthropogenen Lärmeintrag wie der Antarktis könnten darüber hinaus Störsignale potentielle Beuteorganismen, wie den Antarktischen Zwergwal, ablenken („distracted prey hypothesis“, Chan et al. (2010)) und ihre Anfälligkeit, erbeutet zu werden, erhöhen.

Weiterhin weist der NRC 2005 auf die Auswirkungen akustischer Störungen auf das **Zeit-Energie-Budget** von Tieren hin. Begrenzte Energieressourcen können ein Tier empfindlicher für die Auswirkungen weiterer Stressfaktoren machen (Allostase-Konzept²⁹). Williams et al. (2006) wiesen für Große Schwertwale nach, dass durch Bootsverkehr ausgelöste akustische Störungen (deren Schallpegel mit ca. 145 – 169 dB (Erbe 2002) deutlich unterhalb denen von Airguns liegen) das Zeit-Energie-Budgets dieser Tiere signifikant verändert wird (minus 18 % Energie-Gewinn). Am Beispiel der Auswirkungen von Bootsverkehr zeigen verschiedene Studien, dass kurzfristige Verhaltensänderungen (zur Vermeidung der akustischen Störung) langfristig zu biologisch signifikanten Effekten mit Auswirkungen auf Individuen und ihre Populationen führen können (vgl. Lusseau & Bejder 2007). Tyack et al. (2011) zeigten für Schnabelwale, dass diese bereits bei Schallpegeln unterhalb von 142 dB SPL_(RMS) in ihrem Nahrungsaufnahmeverhalten gestört werden und Meideverhalten über 2 – 3 Tage bis zu einer mittleren Entfernung von 16 km zeigen.

Die Herangehensweise des AWI betrachtet das Risiko durch biologisch signifikante, jedoch erst langfristig wirksame Störungen nicht. Insbesondere die Auswirkungen kumulativer Effekte und/oder Stressreaktionen, wie durch akustische Maskierung sollten jedoch in eine Bewertung des Risikos durch den Einsatz von Airguns in der Antarktis Berücksichtigung finden.

III.3.3.3 Auswahl eines Grenzwertes für biologisch signifikante akustische Störungen

Da Verhaltensreaktionen bei Meeressäugern stark kontextspezifisch ausgelöst werden, konnte bisher kein allgemein gültiger Grenzwert definiert werden. Auch sieht sich das AWI gleichermaßen wie Southall et al. (2007) mit dem Problem der metrischen Kennzahl eines möglichen Grenzwertes konfrontiert. Ihre Wahl für den SPL_(RMS) liegt daher darin begründet, dass dies der in der relevanten Literatur vorherrschende Wert ist.

Als höchstmöglichen Grenzwert (für einen Einzelimpuls) ziehen Southall et al. (2007) ihre extrapolierten Werte zur möglichen Auslösung einer TTS (183 dB SEL und 224 dB SPL_(peak)) heran. Für multiple Schallereignisse erwarten sie Verhaltensänderungen schon bei deutlich niedrigeren Schallpegeln und entwickelten die vorab dargestellte 9-stufige Klasseneinteilung (Schweregrade 0 – 9). Ihre Durchsicht existierender Literatur identifiziert Schalldruckpegel von 140 – 160 dB SPL_(RMS) als Auslöser für signifikante Verhaltensreaktionen.

²⁹ Zur Beschreibung der Stressreaktion verwenden McEwen & Wingfield (2003) den Begriff "Allostase": Diese bezeichnet die Aufhäufung von belastenden Faktoren.

Das AWI zieht des Weiteren den Grenzwert der Fischereibehörde der USA für „akustische Störung“ (160 dB SPL_(RMS) für Wale und 170 dB SPL_(RMS) für Robben), sowie die Risikofunktion der US Navy (25 – 30 % Risiko der Störung bei 160 dB) zur Bewertung der Reaktion auf den Einsatz von aktiven Sonaren der Kriegsmarine heran. Unter Betrachtung dieser Aspekte wählt das AWI 160 dB SPL_(RMS) als zentralen Grenzwert, um den Bereich und die Dauer, innerhalb derer negative Verhaltensreaktionen von Meeressäugern zu erwarten sind, zu bewerten.

Das UBA kann diesen Überlegungen nur bedingt folgen. Studien haben vielfach Verhaltensänderungen deutlich unterhalb dieses Werts nachgewiesen. Auch Southall et al. (2007) weisen auf signifikante Verhaltensänderungen ab 140 dB SPL_(RMS) hin. Dementsprechend müsste ein Southall et al. folgender, vorsorgender Ansatz bereits Schallpegel ab 140 dB betrachten. Zudem weisen neue Studien auch für deutlich niedrigere Schallpegel signifikante Verhaltensänderungen nach, z. B. zeigen Castellote et al. (2010) für Finnwale, dass diese schon bei 120 dB SPL_(RMS) eine beschallte Region langfristig und weiträumig verlassen. Auch ein Grenzwert, der ein mögliches Risiko für ¼ der betroffenen Populationen zulässt (Risikofunktion der US-Navy), stellt für das UBA keine konservative Untergrenze für Verhaltensreaktionen dar. Der Wissenschaftsausschuss des Abkommens zur Erhaltung der Wale im Schwarzen Meer, Mittelmeer und der angrenzenden Atlantischen Zonen (Agreement on the Conservation of Cetaceans of the Black Sea, Mediterranean Sea and contiguous Atlantic Area, ACCOBAMS) empfiehlt, dass Schnabelwale im Mittelmeer keinen Schalldrücken über 140 dB SPL_(RMS) ausgesetzt werden sollen (ACCOBAMS, SC Meeting report 2011). Dies wird durch jüngste Forschungsergebnisse (Tyack et al. 2011) unterstützt.

Der AWI-Grenzwert von 160 dB SPL_(RMS) stellt für das UBA insgesamt keinen überzeugenden unteren Grenzwert für Verhaltensreaktionen dar. Ein vorsorgender Grenzwert muss langfristige und kumulative Effekte einbeziehen und deutlich unterhalb bekannter Vermeidungsreaktionen liegen.

III.3.4 Gefährdungsebenen nach dem USP und AUG

Die Konkretisierung der Auswirkungen von Tätigkeiten in der Antarktis erfolgt im USP und AUG über die jeweiligen unbestimmten Rechtsbegriffe. Anlage II zum USP gliedert die Formen der Einwirkungen auf die antarktische Tier- und Pflanzenwelt in zwei Gruppen: die „Entnahme aus der Natur“ und das „schädliche Einwirken“. Das Verbot einer „**Entnahme aus der Natur**“ umfasst nach dem **USP** u. a. jedes „Töten, Verletzen, Fangen, Berühren oder Stören eines heimischen Säugetiers oder Vogels“. Nach dem Wortlaut des **AUG** ist das Töten, Verletzen, Fangen oder Berühren eines einzelnen Individuums eines heimischen Säugetieres oder Vogels verboten. Jedoch ist nach den Grundsätzen der völkerrechtskonformen Auslegung § 17 Abs. 1 Nr. 1 AUG dahingehend auszulegen, dass auch das Stören einzelner Säugetiere oder Vögel verboten ist (siehe Anlage 1).

Die Störung eines Tieres kann auf vielfältige Weise zum Ausdruck kommen. Als „Störungen“ von Tieren sind alle Handlungen und Aktivitäten anzusehen, die entweder physiologische Auswirkungen haben, oder die zur Folge haben, dass normale Verhaltensmuster oder Lebensvorgänge von Organismen unterbrochen oder beeinträchtigt werden, oder die sich negativ auf das psychische Wohlbefinden des Tieres auswirken. Allerdings ist zu berücksichtigen, dass nicht jede Störung den artenschutzrechtlichen Verbotstatbestand erfüllen wird. Bei der Auslegung des Begriffs der Störung sind die Freiheit der wissenschaftlichen Forschung und der Umweltschutz (hier der Tierschutz) gegeneinander abzuwägen. Es muss sich daher um eine „signifikante“ Störung handeln (vgl. auch Kapitel III.3.3.1).

„Verletzung“ wird als erhebliche Beeinträchtigung der körperlichen Unversehrtheit (Substanz) oder Leistungsfähigkeit (Gesundheit) eines Tieres definiert. Die Erheblichkeitsschwelle muss nach Dauer und Intensität der Beeinträchtigung bestimmt werden. Auch reversible Beeinträchtigungen können dabei den gesetzlichen Tatbestand der Verletzung erfüllen.

„Stören“ und „verletzen“ stehen von der tatbestandlichen Handlung im USP und AUG auf gleicher Stufe. Eine Abstufung nach der Eingriffsintensität der Handlung findet nicht statt, da bereits das Stören eines heimischen Säugetiers oder Vogels nach dem USP und AUG verboten ist.

Darüber hinaus verbieten AUG und USP jedes „**schädliche Einwirken**“. Nach der – nicht abschließenden – gesetzlichen Regelung sind alle Handlungen verboten, die akustische Ereignisse darstellen, die zu einer Beunruhigung von Tieransammlungen führen können. Verboten ist danach jede Lärmeinwirkung, die Tieransammlungen beunruhigt. Eine irgendwie geartete Gehörverletzung wird dabei nicht vorausgesetzt (Czybulka 2010).

III.3.5 Resümee zur Identifizierung der Gefahren

Das AWI hat die Gefahren, denen die zu schützenden Arten durch den Einsatz von Airguns im Gebiet des AV ausgesetzt sind, ausführlich erörtert und Gefahren identifiziert. So sieht das AWI die Möglichkeit der **Verletzung** als **direkte Gefahr** und **biologisch signifikante Verhaltensänderungen** als **indirekte Gefahr** für die Schutzgüter des AV. Mit Verweis auf Southall et al. (2007) definiert es PTS als den Beginn einer Verletzung. Deren duales Kriterium besteht aus zwei extrapolierten Verletzungsgrenzwerten: 198 dB SEL und 230 dB

$SPL_{(peak)}$. Das UBA betrachtet jedoch bereits eine TTS als zu vermeidende Verletzung. Jüngste Forschungsergebnisse für einen hochfrequenten Schweinswal haben in Abweichung zu Southall für diese Verletzung einen Belastungsgrenzwert von 164 dB SEL und 194 dB $SPL_{(peak)}$ ermittelt.

USP und AUG verbieten das Töten, Verletzen, Fangen, Berühren und Stören einzelner heimischer Säugetiere oder Vögel. Darüber hinaus verbieten sie schädliche Einwirkungen, wie akustische Ereignisse, die Tieransammlungen beunruhigen können. Dabei wird nicht jede Störung oder Beunruhigung den Verbotstatbestand erfüllen. Die vom AWI betrachtete Gefahr einer „biologisch signifikanten Verhaltensänderung“ bildet aber nur einen Teilaspekt des grundsätzlich nach dem USP und AUG verbotenen Tatbestandes „Stören“ ab.

Grenzwerte für eine „signifikante Störung oder Beunruhigung“, die sich z. B. in Verhaltensänderungen oder Maskierungseffekten manifestieren, liegen deutlich unterhalb der einer „Verletzung“. Die hierfür relevanten niedrigeren Schalldrücke resultieren in größeren – im Konzept der Mitigationsstrategie wichtigen – Sicherheitsradien, innerhalb derer noch keine „Störung“ oder „Beunruhigung“ anzunehmen ist. Die Quantifizierung einer „signifikanten“ oder „biologisch signifikanten“ Verhaltensänderung durch eine akustische Störung oder Beunruhigung ist derzeit erst in Ansätzen möglich, da die Erkenntnisse zum Einfluss von kontextabhängigen Kenngrößen auf Verhaltensreaktionen noch sehr beschränkt sind.

Zwar stellt die Herangehensweise des AWI einen nachvollziehbaren Ansatz zur Betrachtung der Auswirkungen von akustischen Störungen dar. Allerdings betrachtet es das Risiko durch biologisch signifikante, jedoch erst **langfristig** wirksame Störungen nicht. Vor diesem Hintergrund kann auch die direkte Reaktionsdauer von 24 h als Ausschlusskriterium für biologische Signifikanz nicht unterstützt werden. Zudem werden signifikante Auswirkungen auf Individuen nur betrachtet, wenn sie Auswirkungen auf die Populationsebene haben. Da Verhaltensreaktionen bei Meeressäugern stark kontextspezifisch ausgelöst werden, konnte bisher kein allgemein gültiger Grenzwert definiert werden. Der AWI-Grenzwert von 160 dB $SPL_{(RMS)}$ stellt für das UBA keine konservative Untergrenze für Verhaltensreaktionen dar, da bereits bei deutlich geringeren Schallpegeln signifikante Verhaltensreaktionen bei verschiedenen Walarten nachgewiesen wurden.

Die Bewertung des Risikos durch den Einsatz von Airguns in der Antarktis sollte die Auswirkungen von Stressreaktionen, wie durch akustische Maskierung, und langfristige Effekte berücksichtigen und in die Entwicklung eines Schutzkonzeptes einbeziehen.

III.4 Expositionsrisiko für die identifizierten Gefahren

Das AWI modelliert in diesem Kapitel Schalldruckpegel und Schallereignispegel für mögliche Grenzwerte für Verletzungen oder Verhaltensänderungen. Die **Berechnung von maximalen Radien** um die Schallquelle, in denen ein schädigender Grenzwert noch nicht unterschritten wird, dient als Basis, um Räume zu definieren, in denen zu schützende Tiere einem Risiko ausgesetzt sind. Erst bei Überschreitung dieses Abstandes wird vom AWI das Risiko als so gering erachtet, dass sich Wale oder Robben dort aufhalten können, ohne eine Schädigung oder akustische Störung zu erfahren. Das Expositionsrisiko für Pinguine wird nicht betrachtet.

Das AWI zieht die von Southall et al. (2007) vorgeschlagenen Werte des dualen Kriteriums für die Bestimmung der Schallgrenzwerte für **Verletzung** (für Wale: SEL = 198 dB, $SPL_{(peak)} = 230$ dB; für Robben: SEL = 186 dB, $SPL_{(peak)} = 218$ dB) heran. Für **Verhaltensänderungen** betrachtet das AWI in Anlehnung an den amerikanischen MMPA den $SPL_{(RMS)}$ -Grenzwert (für Wale: 160 dB; für Robben: 170 dB). Für diese numerischen Werte modelliert das AWI die Radien, ab denen die schädigenden Schallgrenzwerte unterschritten werden.

Die aufwendige Modellierung des AWI bestätigt die Erkenntnisse von DeRuiter et al. (2006) und Madsen et al. (2006), die beide darauf hinweisen, dass es durch Reflektionen am Meeresboden und im Wasserkörper (Schallkanäle) sowie die Existenz von hochfrequenten Schall-Seitenkeulen zur Ausbildung von Ausbreitungsmustern kommen kann, die von der idealen sphärischen Form deutlich abweichen. Nach einer ersten Abschwächung der Schallpegel können sie in zunehmender Entfernung erneut zu höheren Schallpegeln führen. Madsen et al. (2006) maßen in 2 km Entfernung genauso hohe Schallpegel wie in 12 km Entfernung. Die AWI-Modellierung weist dasselbe Phänomen für die modellierten Regionen in der Antarktis nach. In den Flachwasserregionen dominiert die Reflektion am Meeresboden, während die Tiefwasserregionen stärker durch einen oberflächennahen Schallkanal beeinflusst scheinen. Die Reflektion am Meeresboden bewirkt insbesondere, dass im gleichen Tiefenhorizont erneut höhere Schallpegel auftauchen können (vgl. Abbildung 45 der AWI-Risikoanalyse). Tiere, die eine akustische Störung vermeiden wollten, würden mit horizontalem Fluchtverhalten erneut in Regionen höherer Schalldrücke gelangen. Schallkanäle können zu einer „Fahnen“-Bildung (vgl. Kapitel III.1.2.4) führen und dadurch eher vertikales Fluchtverhalten beeinflussen.

III.4.1 Expositionsrisiko für eine direkte sofortige Verletzung

Die vom AWI modellierten Sicherheitsradien, die gewährleisten sollen, dass kein marines Säugetier während der seismischen Vermessungen mit Airguns verletzt wird, liegen nach den Grenzwerten von Southall et al. (2007) fast ausschließlich unter 100 m. Nur für eine Airgun-Konfiguration – das 8 G-Gun-Array – liegt der Sicherheitsradius bei 128 m. Von den beiden metrischen Werten des dualen Kriteriums lag der berechnete Sicherheitsradius für SEL stets deutlich oberhalb des $SPL_{(peak)}$ -Wertes.

Über die von Southall et al. (2007) empfohlenen Grenzwerte hinaus, hat das AWI ebenfalls die Sicherheitsradien für SEL zwischen 198 dB – 171 dB modelliert (vgl. Tabelle 4). Für das 8 G-Gun-Array zeigt der Vergleich der Schussraten von 15 s, 30 s und 60 s, dass die jeweili-

ge Verdoppelung der Schussrate zu einer annähernden Halbierung der Sicherheitsradien führt. Auch legt die Modellierung des AWI nahe, dass bei multiplen Schussereignissen eher zylindrische Ausbreitungsmuster anzunehmen sind, so dass in einer ersten Annäherung jede Reduzierung des Schallpegels um 3 dB eine annähernde Halbierung der akustischen Schallereignispegel und dementsprechend eine Verdoppelung der Sicherheitsradien nach sich zieht.

Tabelle 4: Sicherheitsradien für verschiedene SEL-Grenzwerte und Airgun-Konfigurationen

Der Radius für einen 160 dB SEL wurde für das 1 G-Gun und das 3 GI-Gun-Array der Graphik 102-105 des Appendix zur AWI-Risikoanalyse entnommen. Für das 8 G-Gun-Array und das 8 G-Gun + Bolt-Array³⁰ (die „großen“ Array-Konfigurationen) wurde der vorab beschriebene Zusammenhang zur Extrapolation für einen SEL von 162 dB herangezogen.

	SEL für multiple Beschallungen über 60 min (ca. 10 km Transektstrecke)				
	198 dB	186 dB	180 dB	171 dB	ca.160 dB
1 G-Gun und 3 GI-Gun (10 s)	25 m	25 – 60 m	150 – 250 m	1.100 – 1.500 m	5.000 – 10.000 m
8 G-Gun (15 s)	128 m	1.600 – 2.000 m	3.900 – 8.400 m	7.000 – 10.000 m	56.000 – 80.000 m
8 G-Gun und 8 G-Gun + Bolt (60 s)	25 m	410 – 800 m	1.600 – 3.700 m	5.000 – 9.900 m	40.000 – 80.000 m

Für Robben berechnen sich aus den PTS-Grenzwerten nach Southall et al. (2007) Sicherheitsradien zwischen 58 – 2.000 m. Innerhalb dieser Abstände kann nach dem Verständnis des AWI das Risiko, dass einer Robbe ein verletzender Schaden zugefügt werden kann, nicht ausgeschlossen werden. Die Mitigationsstrategie des AWI sieht einen Sicherheitsradius von maximal 500 m vor. Hierdurch kann eine mögliche Schädigung von Robben beim Einsatz der größeren Airgun-Konfigurationen nicht vermieden werden.

Die in Tabelle 4 betrachteten Sicherheitsradien zeigen deutlich, dass eine unterschiedliche Bewertung der Grenzwerte wesentliche Auswirkungen auf die mögliche Mitigationsstrategie haben kann (siehe Kapitel III.5.2). Würde beispielsweise ein vorsorgender Grenzwert von 160 dB SEL herangezogen, würden die Sicherheitsradien weit mehr als 5.000 m betragen. Die vom AWI beschriebene Mitigationsstrategie könnte die Vermeidung einer Verletzung für derartige Entfernungen nicht gewährleisten.

³⁰ Das verwendete Modell wurde mit Grenzen von 11 km angelegt. Daraus resultierenden Dämpfungseffekte lassen eine Modellierung über diesen Raum hinaus nicht zu. Für Abstände über 10 km Entfernung wird daher der vom AWI angeführte Zusammenhang verwendet ($2r \pm 3\text{dB}$).

III.4.2 Expositionsrisiko für eine indirekte sofortige Verletzung

Zur Beurteilung des Expositionsrisikos für eine indirekte sofortige Verletzung durch Airgun-Einsätze in der Antarktis prüft das AWI die in Kapitel III.3.2 identifizierten, atypische Strandungen begünstigenden Faktoren auf ihre Relevanz für antarktische Gewässer. Von den begünstigenden Faktoren greifen nach Analyse des AWI einige auch bei seismischen Surveys im AV-Gebiet. Hierzu gehören insbesondere die vergleichbaren Schallintensitäten ($> 130 - 140$ dB), die bei den beschriebenen Airguns leicht ein Vielfaches des 10 km Radius erreichen können und das Vorkommen von Schnabelwalen, die ein erhöhtes Risiko für Strandungen aufweisen. Wesentliche begünstigende Faktoren werden nach der Einschätzung des AWI durch den Einsatz wissenschaftlicher Seismik in der Antarktis aber nicht erfüllt. Dazu zählen vor allem die unterschiedliche Schallcharakteristik (Frequenzbereich und Impulsdauer) sowie die Oberflächentemperaturen, die in der Antarktis kaum geeignet erscheinen, Hyperthermie bei marinen Säugetieren entstehen zu lassen.

Die Modellierungen von Zimmer & Tyack (2007) zeigen, dass die normalerweise ungefährliche, kurzfristige horizontale Fluchtreaktion von Schnabelwalen in flacheren Wasserschichten mit zunehmender Dauer kritisch werden und zur Bläschenbildung im Gewebe führen kann. Je länger die Ausweichreaktion andauert, desto größer wird das Risiko, dass sich eine DCS entwickeln kann. Wenn die fluchtauslösenden Schallimpulse für lange Perioden hörbar bleiben, könnte dies dazu führen, dass die Ausweichreaktion bis zum Beginn einer verletzenden DCS beibehalten wird. Endet die Flucht in tiefen Gewässern (> 100 m) könnten tiefe lange Tauchgänge zu einer Rekompensation führen und einer Bläschenbildung entgegenwirken, also zur Vermeidung einer DCS beitragen.

Nach Betrachtung aller Faktoren sieht das AWI – vor dem aktuellen Wissensstand – Strandungen durch den Einsatz von Airguns nicht als realistisches Gefährdungsszenario für das AV-Gebiet. Um die Auswirkungen möglicherweise ausgelöster Fluchtreaktionen zu mindern, empfiehlt ihre Mitigationsstrategie Messtransekte stets im tieferen Wasser enden zu lassen, um die Option für Erholungstauchgänge zu erhalten.

In wieweit Airgun-Impulse zu Strandungsereignissen führen können, ist zurzeit nicht abschätzbar. Insbesondere existiert kein Datenmaterial, um eine Aussage darüber zu treffen, in wieweit die verletzende DCS zu Todesfällen führen kann, die nicht in Strandungen sondern im Absinken der Tiere auf den Meeresgrund enden. Die Einschätzung des AWI, dass Strandungen auslösende Verhaltensänderungen nicht als erhöhtes Risikoszenario zu betrachten sind, kann das UBA bei momentanem Kenntnisstand weder unterstützen noch verneinen. Fluchtreaktionen auslösende Störungen müssen jedoch, wie bereits in vorhergehenden Kapiteln beschrieben, in ihren Auswirkungen betrachtet werden (siehe nachfolgendes Kapitel).

III.4.3 Expositionsrisiko für eine biologisch signifikante akustische Störung

Das AWI zieht zur Ermittlung des Expositionsrisikos den auf Basis ihrer Überlegungen in Kapitel III.3.3 ermittelten Grenzwert von $160 \text{ dB SPL}_{(\text{RMS})}$ für biologisch signifikante Störungen heran. Für diesen Grenzwert ermittelt es die Größe der beschallten Räume, innerhalb derer

diese Störungen zu erwarten sind und berechnet entsprechend die Zeit, die ein Tier maximal einer Beschallung solcher Intensität ausgesetzt ist.

III.4.3.1 Räumliche und zeitliche Dimension der Störung durch Airgun-Impulse

Die vom AWI modellierten **Sicherheitsradien** variieren in Abhängigkeit vom verwendeten Airgun-Array und dem angewandten Umweltszenario zwischen 0,7 und bis zu 7,5 km. Das AWI verweist darauf, dass die maximalen Radien teilweise erst in sehr großen Tiefen (2.000 m) auftreten und daher nur einen Teil der vorkommenden Arten betreffen. Aber auch für die oberen 200 m modelliert das AWI für die großen Arrays in tiefen Gewässern Sicherheitsradien von mindestens 2.000 m und für flachere Gewässer weiterhin die bereits erwähnten Radien von mehr als 7.000 m. Damit sind der überwiegende Teil der vorkommenden Arten innerhalb der Sicherheitsradien akustischen Störungen dieser Schallintensität ausgesetzt.

An dieser Stelle soll auf die bereits vorab diskutierten (vgl. auch Kapitel III.1.2.5) Effekte durch die Wahl unterschiedlich langer Zeitfenster, über die der mittlere Schallpegel $SPL_{(RMS)}$ berechnet wird, eingegangen werden. Die Studien, die herangezogen wurden (z. B. auch Southall et al. 2007 und die Vorgaben des NMFS), um einen relevanten Grenzwert zu bestimmen, haben vielfach mit einem kürzeren Zeitfenster gearbeitet. So entspricht beispielsweise ein Grenzwert von 160 dB $SPL_{(RMS, t=40 \text{ ms})}$ bereits einem $SPL_{(RMS, t=200 \text{ ms})}$ von 153 dB seitens des AWI. Dadurch sind die Sicherheitsradien für diese niedrigeren Schallpegel größer als die vom AWI angeführten Werte und liegen schon für die kleineren Airgun-Arrays bei 2 km. Für die großen Arrays würden Werte von 9 – 10 km erreicht. Niedrigere Grenzwerte, wie der konservative untere Grenzwert von 140 dB von Southall et al. (2007) und Tyack et al. (2011) oder der 120 dB-Wert von Castellote et al. (2010) würden den Sicherheitsradius auf weit über 10 km ausdehnen.

In der realen Situation in der Antarktis können Transekte für wissenschaftliche Fragestellungen mehrere 100 km lang sein und länger als 24 h andauern. Insbesondere durch die für den schädigenden Einfluss einer signifikanten Störung relevanten niedrigeren Schallpegel können in einem Zeitraum von 24 h sehr große Flächen (vgl. Tabelle 6) beschallt werden.

Die **Dauer der Exposition** zieht das AWI als wichtige Größe zur Bewertung der Signifikanz einer Störung heran. Unter der Annahme eines maximalen Sicherheitsradius von 7,5 km berechnet das AWI eine maximale Expositionszeit von 1 h 37 min. Bei der weiteren Betrachtung – insbesondere der Lebensfunktionen Migration und Nahrungssuche – geht das AWI davon aus, dass signifikante Reaktionen auf akustische Störungen nicht viel länger als die Exposition selbst andauern. Gegen diese Annahme sprechen z. B. die von Castellote et al. (2010) für Finnwale, von Tougaard et al. (2009) für Schweinswale (bei Rammungen) oder von Tyack et al. (2011) für Schnabelwale beobachteten Reaktionen, die weit über den Zeitraum der akustischen Störung hinaus anhielten.

III.4.3.2 Identifizierte biologische signifikante Verhaltensänderungen

Zur Einschätzung der biologischen Signifikanz betrachtet das AWI die Relevanz akustisch ausgelöster Verhaltensänderungen in Bezug auf die im Rahmen des PCAD-Modells (NRC

2005) aufgeführten Lebensfunktionen: Migration, Nahrungssuche, Fortpflanzung, Aufzucht und Versorgung des Nachwuchses sowie Feindvermeidungsverhalten.

Für die **Migration** sieht das AWI keine signifikanten biologischen Auswirkungen gegeben, da zum einen die Hauptmigrationszeiten nicht mit den Hauptzeiten für seismische Erkundungen übereinstimmen würden und zum anderen die Stördauer mit weniger als 2 h keine Störreaktion von mehr als 24 h erwarten ließen.

Nach Einschätzung des UBA kann dieser Punkt derzeit nicht abschließend bewertet werden. Southall et al. (2007) verweisen darauf, dass migrierende Wale bereits ab 120 dB, also deutlich unterhalb des AWI-Grenzwertes von 160 dB, signifikant auf akustische Störungen reagieren. Auch ein von Castellote et al. (2010) beschriebenes Meideverhalten zeigt, dass Wale signifikant auf Airguns reagierten: Die bei ihnen gestörten Wale kehrten erst 14 Tage nach Ende der seismischen Erkundungen wieder in das Gebiet zurück. Es ist nicht bekannt, in welchem Maße migrierende Wale in der Antarktis auf akustische Störungen reagieren. Die Annahme, dass diese Reaktionen kurzfristig und nicht signifikant sind, ist nicht belegt und unterstützt das UBA nicht.

Für die **Nahrungssuche** sieht das AWI ebenfalls keine signifikanten biologischen Auswirkungen gegeben. Auch hier basiert die Bewertung auf der Annahme, dass eine 97-minütige akustische Störung durch Airguns höchstens zu Verhaltensänderungen von wenigen Stunden führen und damit das in Kapitel III.3.3 eingeführte 24-h-Kriterium nicht erfüllen würde.

Die antarktischen Gewässer sind die Hauptnahrungsgründe (siehe Kapitel III.2.4) für dort vorkommende Wale, Robben und Pinguine. Bereits für Schallstärken ab 110 dB fanden Jochens et al. (2008) Hinweise, dass das Nahrungssuchverhalten von Walen in der Nähe von Airguns um bis zu 20 % verringert ist. Tyack et al. (2011) zeigten für Schnabelwale, dass diese einen Futtergrund noch 2 bis 3 Tage nach Ende des Störschalls mieden. Auch kurzfristige Störungen, die zu einer Unterbrechung der Nahrungssuche (Meideverhalten) oder einer verringerten Effizienz bei der Nahrungssuche (z. B. durch Maskierung) führen, können zu energetischen Verlusten führen, die sich langfristig biologisch signifikant auf dort vorkommende Arten auswirken. Ein vorsorgender Ansatz muss die Wechselwirkungen mit anderen Stressfaktoren (vgl. Kapitel III.3.3.2) betrachten. Das vom AWI herangezogene 24-h-Kriterium ist nicht geeignet, langfristige biologisch signifikante Effekte zu bewerten. Ein Ausschlusskriterium, das vorrangig auf der Zeitdauer des Störimpulses beruht, befürwortet das UBA nicht.

Die Antarktis hat für das primäre **Fortpflanzungsverhalten** der meisten Walarten eine nachgeordnete Bedeutung. Allerdings kann für Schnabelwale und Große Schwertwale die Bedeutung der Antarktis für die Fortpflanzung derzeit nicht eingeschätzt werden. Für diese Lebensfunktion geht das AWI davon aus, dass der Einsatz von Airguns im AV-Gebiet keine biologisch signifikanten Auswirkungen hat.

Auch signifikante Auswirkungen auf **Feindvermeidungsverhalten** hält das AWI für unwahrscheinlich. Eine mögliche Beeinflussung dieser Verhaltensweise sehen sie nur in Bezug auf Große Schwertwale, die sie als einzigen relevanten Prädator für Wale und Robben betrachten. Das Beutespektrum von Seeleoparden besteht ebenfalls zu einem erheblichen Anteil aus Robben und Pinguinen. Eine Verringerung des Kommunikationsraumes, wie sie sich durch TTS oder Maskierung einstellt, kann das Risiko erhöhen, erbeutet zu werden, da z. B.

Schwertwale möglicherweise nicht rechtzeitig bemerkt werden. Dies wirkt sich umso erschwerender aus, da Schwertwalpopulationen, die marine Säugetiere jagen, ihre Kommunikationsweise anpassen (weniger Kommunikationssignale), um der frühzeitigen Detektion durch ihre Beute zu entgehen (Deecke et al. 2005). In einem von anthropogenem Unterwasserlärm noch relativ unbeeinflusstem Gebiet wie der Antarktis, können akustische Störungen zudem Beute „ablenken“ (Chan et al. 2010, vgl. Kapitel III.3.3.2) und ihre Anfälligkeit erbeutet zu werden, erhöhen. Unter Heranziehung der TTS-Grenzwerte von Southall et al. (2007) modelliert das AWI Sicherheitsradien von 100 m für die kleinen Airgun-Arrays und bis zu 4,2 km für die großen Arrays. Der Annahme des AWI, dass eine signifikante Auswirkung auf das Feindvermeidungsverhalten nicht plausibel sei, kann das UBA beim derzeitigen Stand des Wissens nicht folgen.

Mögliche biologisch signifikante Auswirkungen durch akustische Störung bei einer Schallstärke von 160 dB SPL_(RMS) identifiziert das AWI allein für die **Aufzucht des Nachwuchses** durch die mögliche Trennung von Mutter-Kalb-Paaren. Die Mitigationsstrategie des AWI berücksichtigt daher den 160 dB-Sicherheitsradius.

III.4.4 Resümee des Expositionsrisikos

Das Expositionsrisiko hängt ursächlich von zwei Aspekten ab: der Fläche in der das Risiko vorkommt und der Zeitdauer, die sich ein nach dem AV zu schützendes Tier in diesem Raum aufhält.

Das AWI unterscheidet für das Expositionsrisiko Verletzung und Verhaltensänderung. Für das erste Kriterium modellieren sie Sicherheitsradien für Wale, die unterhalb von 200 m Abstand liegen. Für Verhaltensänderungen erhalten sie auf Basis des SPL_(RMS, t=200ms) von 160 dB schon für die beiden kleineren Airgun-Konfigurationen Sicherheitsradien von fast 1.000 m, für die beiden größeren Airgun-Konfigurationen liegen die Abstände nicht unter 5.000 m. Für SEL-Werte zwischen 150 – 160 dB werden schon für die beiden kleineren Airgun-Konfigurationen fast immer Sicherheitsradien um die 10.000 m erreicht (Breitzke & Bohlen 2010), und Flächen von mehr als 200 km² (vgl. Kapitel III.4.3.1) beschallt.

In wieweit Airgun-Impulse zu Strandungsereignissen führen können, ist zurzeit nicht abschätzbar. Die Frage, ob Strandungen auslösende Verhaltensänderungen in der Antarktis als erhöhtes Risikoszenario zu betrachten sind, kann daher das UBA bei dem derzeitigen Stand des Wissens nicht beantworten. Fluchtreaktionen auslösende Störungen müssen jedoch in ihren Auswirkungen betrachtet werden.

Zur Einschätzung der biologischen Signifikanz betrachtet das AWI die Relevanz akustisch ausgelöster Verhaltensänderungen in Bezug auf die im Rahmen des PCAD-Modells (NRC 2005) aufgeführten Lebensfunktionen: Migration, Nahrungssuche, Fortpflanzung, Aufzucht und Versorgung des Nachwuchses sowie Feindvermeidungsverhalten. Hierzu zieht das AWI insbesondere die modellierten **Sicherheitsradien** und die **Expositionsdauer** für ihren Grenzwert für Verhaltensänderungen von 160 dB SPL_(RMS) heran. Unter Annahme eines maximalen Radius von 7,5 km und einer daraus resultierenden maximalen Expositionszeit von 1 h 37 min sehen sie keine signifikanten Auswirkungen für die Lebensfunktionen: Migration, Nahrungssuche und Fortpflanzung gegeben. Auch eine signifikante Störung des

Feindvermeideverhaltens halten sie für unwahrscheinlich. Einzig die Auswirkungen einer akustischen Störung für die **Aufzucht des Nachwuchses**, durch die mögliche Trennung von Mutter-Kalb-Paaren, werden als biologisch signifikant identifiziert. Die Mitigationsstrategie des AWI berücksichtigt daher den 160 dB SPL_(RMS)-Sicherheitsradius.

Biologisch signifikante Effekte durch langfristige Auswirkungen von kurz- und mittelfristigen Störungen werden durch den AWI-Ansatz nicht bewertet. Insbesondere die Effekte akustischer Maskierung, sowie die Wechselwirkungen von akustischer Störung mit anderen Stressfaktoren sollten in einer vorsorgenden Evaluierung des Risikos betrachtet werden.

Die AWI-Analyse des Expositionsrisikos basiert im Wesentlichen auf dem vorab diskutierten Grenzwertkonzept. Schon die AWI-Grenzwerte resultieren in Sicherheitsradien, die mit Mitigationsmaßnahmen – wie dem visuellen Monitoring – nicht zu erfassen oder zu mindern sind. Das vorgeschlagene Mitigationskonzept des AWI ist nicht geeignet, die von ihnen beschriebenen Risiken ausreichend zu mindern. Zudem bestehen weiterhin Zweifel an der Höhe der vom AWI vorgeschlagenen Grenzwerte. Nach Einschätzung des UBA entsprechen diese Werte nicht dem Vorsorgeansatz des AUG und können daher nach heutigem Kenntnisstand vom UBA nicht befürwortet werden.

III.5 Bewertung des Risikos

III.5.1 Risiko auf Ebene des Individuums

Das AWI betrachtet in ihrer Risikoanalyse mögliche Verletzungen von Walen und Robben sowie schallinduzierte Verhaltensänderungen. Formen der Störung, die sich nicht in einer sichtbaren Verhaltensänderung niederschlagen, sowie die durch das USP und AUG ebenfalls geschützten heimischen Vögel werden nicht betrachtet.

Ein zentraler Ansatz zur Mitigation möglicher Risiken besteht in der Identifikation von Sicherheitsradien. Unter der Voraussetzung, dass alle getroffenen Annahmen zur Bestimmung dieser Radien zutreffen, sollte ein Tier, das sich außerhalb dieser Zone befindet, keinem signifikanten Risiko einer Schädigung unterliegen.

Die AWI-Mitigationsstrategie basiert auf verschiedenen Annahmen (v. a. Höhe der Grenzwerte, Zielgröße der Schutzgüter, Ebene der Schädigung), bei denen das UBA eine andere Position vertritt.

III.5.1.1 Risiko der Verletzung

Das AWI betrachtet die Verletzung von Individuen als zu vermeidenden Schaden. Dem Ansatz des AWI, dass eine Verletzung erst mit Beginn einer PTS gegeben sein soll, kann das UBA nicht folgen. So weisen z. B. Kujawa & Libermann (2009) auf eine direkte jedoch langfristige Verbindung von TTS und PTS hin (vgl. Kapitel III.3.1). Des Weiteren können die aus der Southall-Studie (2007) herangezogenen extrapolierten Werte in ihrer jetzigen Höhe weder für PTS noch für TTS übernommen werden (vgl. III.3.1.3). Die Ergebnisse neuerer Studien widersprechen dem angenommenen linearen Zusammenhang zwischen Schallenergie und Auswirkung („Equal Energy“-Ansatz), auf dem zurzeit die Herleitung von Sicherheitsradien für Mitigationsansätze beruht. Daher könnten auf kurzen Beschallungen basierende Extrapolationen für die Bestimmung von TTS zu einer Unterschätzung des Risikos führen (vgl. Kapitel III.3.1.2). Auch die deutlich niedrigeren Belastungswerte zur Auslösung einer TTS, die von Lucke et al. (2009) und Kastelein (2011) für hochfrequente Schweinswale ermittelt wurden, weisen auf weiteren Diskussionsbedarf zu den Grenzwerten hin.

Basierend auf ihren Annahmen (vgl. Tabelle 5) sieht das AWI ein geringes Risiko, dass Wale oder Robben dem Risiko einer Verletzung ausgesetzt sind. Unter Anwendung einer Sicherheitszone von 500 m kann dieses Risiko ihrer Einschätzung nach auf ein Minimum reduziert werden.

Würde der AWI-Grenzwert der Schallwirkenergie (198 dB SEL für PTS) durch einen vorsorgenden Grenzwert von beispielsweise 160 dB SEL (für TTS) ersetzt werden, würden erheblich größere Zonen beschallt werden, wodurch ein Verletzungsszenario für einzelne Tiere erheblich wahrscheinlicher werden würde. Für dieses Szenario kann die vom AWI beschriebene Mitigationsstrategie keine signifikante Minderung des Risikos gewährleisten.

Tabelle 5: Grenzwerte für die Schädigungsebene Verletzung

Beispielhafte Verwendung unterschiedlicher Grenzwerte und daraus resultierende Sicherheitszonen

Schädigungsebene Verletzung				
	AWI (PTS)		Vorsorgender Ansatz (TTS)	
	Schallpegel	Sicherheitszone	Schallpegel	Sicherheitszone
Duales Kriterium: SPL _(peak)	230 dB	0,025 km	194 dB	ca. 0,15 – 1,2 km
SEL	198 dB	max. 0,2 km (0,126 km ²)	160 dB	> 5 – 80 km (78 – 20.000 km ²)

III.5.1.2 Risiko der biologischen, signifikanten, akustischen Störung

Das AWI zieht in ihrer Analyse des Risikos mit Verweis auf Southall et al. (2007) auch Grenzwerte für eine schallinduzierte Verhaltensänderung – den gemittelten Schallspitzenpegel $SPL_{(RMS)}$ – heran. Southall et al. zeigen, dass signifikante Verhaltensänderungen für tief-frequente Arten bereits ab einem Grenzbereich von 140 – 160 dB $SPL_{(RMS)}$ zu erwarten sind. Das AWI hat hier den oberen Grenzwert und damit die weniger konservative Herangehensweise gewählt. Bei der Modellierung der Schallwellen und den daraus resultierenden Sicherheitsradien (basierend auf den gewählten Southall-Grenzwerten) hat das AWI für die **Berechnung des $SPL_{(RMS)}$ mit 200 ms** ein Zeitfenster gewählt, das nicht dem von Southall beschriebenen und häufig verwendeten 90%-Energie-Ansatz für den Schallimpuls entspricht (vgl. Kapitel III.1.2.5). Da die zur Wahl des Grenzwertes für Verhaltensänderungen herangezogenen Vergleichswerte überwiegend auf solchen Werten beruhen, entspricht der modellierte $SPL_{(RMS)}$ -Wert des AWI von 160 dB_{t=200ms} einem höheren numerischen Wert als die herangezogenen Vergleichswerte aus der Literatur mit $SPL_{(RMS)}$ von 160 dB_{90%}. Die auf diesem $SPL_{(RMS)}$ basierenden SEL-Werte können bis zu 7 dB höher liegen. Schon eine Erhöhung um 3 dB würde zu einer annähernden Verdoppelung der zugehörigen Sicherheitsradien führen.

Tabelle 6: Diskutierte Grenzwerte für die Schädigungsebene Störung und daraus resultierende Sicherheitsradien: (kl) = 1 G-Gun oder 3 GI-Gun-Array. (gr) = 8 G-Gun-Array oder 8 G-Gun + 1 Bolt-Gun.

Schädigungsebene Störung			
	SPL _(RMS, t=200ms) [AWI]	SPL _(RMS, t=90%=40ms) [häufig in der Vergleichsliteratur]	SPL _(RMS) konservativ [Southall et al.2007]
Schallpegel	160 dB_(t=200ms) ≈ 167 dB _(t=40ms)	160 dB _(t=40ms) ≈ 153 dB_(t=200ms)	140 dB _(t=40ms) ≈ 133 dB_(t=200ms)
Sicherheitsradius	0,8 – 1,1 km (kl) 5,6 – 7,5 km (gr)	2 – 2,5 km ³¹ (kl) > 10 km (gr)	9 km (kl) >200 km ³² (gr)
Fläche	2 – 176 km ²	12 - > 314 km ²	254 – >125.000 km ²

Schlussendlich ist die biologische Relevanz des verwendeten Grenzwertes nicht geklärt (Madsen 2006 zu SPL_(RMS), vgl. Kapitel III.3 und III.4). Doch bleibt die Tatsache bestehen, dass zum Vergleich herangezogene Studien aus der Vergangenheit den Schalldruck vielfach nur mit dem SPL_(RMS) beschreiben.

Das AWI betrachtet allein die Trennung von Mutter-Kalb-Paaren als eine mögliche Verhaltensänderung mit biologisch signifikanten Auswirkungen. Hierfür modellieren sie Sicherheitsradien um 1 km für die kleinen Arrays und zwischen 5 – 7 km für die großen Arrays. Das AWI geht nicht davon aus, dass sie derartige Sicherheitszonen beobachten können. Sie argumentieren jedoch, dass bereits der Versuch, also das Abdecken zumindest eines Teils der Sicherheitszone, eine signifikante Reduzierung des Risikos bewirken würde. Unter der Annahme, dass ein Radius von 1 km sicher beobachtet werden kann, bedeutet dies für einen möglichen Sicherheitsradius von 7,5 km, dass 98 % der Fläche der Sicherheitszone nicht beobachtet werden³³. Würden niedrigere Grenzwerte für den Schalldruck (siehe Tabelle 6) herangezogen, würde ein noch größerer Anteil der Sicherheitszone unbeobachtet bleiben.

Die langfristigen Auswirkungen kurz- und mittelfristiger Störungen, z. B. durch die Effekte akustischer Maskierung, oder die Wechselwirkungen von akustischer Störung mit anderen Stressfaktoren werden durch den Ansatz des AWI nicht betrachtet oder als biologisch nicht signifikant bewertet. Wale sind im Laufe ihres Lebens, das sich für den größten Teil der betroffenen Wale nur zu einem Teil im AV-Gebiet abspielt, verschiedensten schädigenden Einflüssen ausgesetzt. Eine weitere Erhöhung der Allostase-Last³⁴ kann langfristig signifikante Auswirkungen haben, auch wenn der kurzfristige Effekt nicht geeignet scheint, die Fitness

³¹ aus Abb. 102-105 der AWI-Risikoanalyse

³² Nach Breitzke & Bohlen (2010) lässt sich der Sicherheitsradius genähert durch die Annahme der sphärischen Ausbreitung mit $SEL = SL - 20 \log_{10} r$ beschreiben. Die Abschätzung liefert für die großen Arrays eine Unterschätzung der realen Werte. Nach $SEL = SPL_{(RMS)} + 10 \log_{10}(t)$ lässt sich für $SPL_{RMS} = 140$ dB und $t = 40$ ms ein SEL von 126 dB berechnen. Über den Quellschallpegel (SL) (AWI-Risikoanalyse S. 53, Tabelle 7) lässt sich hieraus die Distanz zu Schallquelle berechnen. Diese liegen für das 8 GI-Gun Array bei $r = 200$ km und für das 8 GI-Gun + 1 Bolt-Gun Array bei $r = 282$ km.

³³ $R = 1$ km $\rightarrow A = 3,14$ km²; $r = 7,5$ km $\rightarrow A = 176,71$ km²

³⁴ Eine moderate Allostase (vgl. Kapitel III.3.3.2) ist gesundheitsfördernd und hilfreich beim Umgang mit den alltäglichen Stressoren. Fällt diese Reaktion allerdings zu heftig aus oder hält sie zu lange an, hat dies schädigende Einflüsse auf den Organismus, was McEwen & Winfield (2003) als "Allostase-Last" bezeichnen.

eines Tieres signifikant zu verändern. Eine vorsorgende Betrachtung sollte langfristige Effekte von Verhaltensänderungen zur Bewertung des möglichen Risikos mit heranziehen.

III.5.2 Risiko auf Ebene der Population

Wie in Kapitel III.3 und III.4 dargelegt, betrachtet das AWI zwar das Risiko für einzelne Individuen zu schützender Arten, sieht sich in ihrer Interpretation des USP jedoch ausschließlich in der Pflicht, Schaden von Populationen antarktischer Arten zu vermeiden. Das amerikanische PCAD-Modell wurde herangezogen, um die biologische Signifikanz möglicher Störungen zu betrachten. Echte Übertragungsfunktionen, um von der akustischen Störung auf quantifizierbare Auswirkungen (z. B. auf die Fitness von Individuen und darüber hinaus von Populationen) zu schließen, existieren derzeit nicht. Wie bereits ausgeführt, fehlt eine Risikobewertung für Robben und Pinguine.

Um trotzdem das Risiko von Schallimpulsen von Airguns auf Populationen geschützter antarktischer Arten zu erfassen, zieht das AWI das PBR-Konzept („Potential Biological Removal“)³⁵ heran, das eine Abschätzung darüber ermöglichen soll, wie viele Tiere dem Bestand entnommen³⁶ werden können, ohne die Bestandsentwicklung zu gefährden. Diese Berechnungen zieht das AWI heran, um zu verdeutlichen, dass die potentiellen Auswirkungen seismischer Aktivitäten selbst im Falle des Todes beschallter Tiere auf die Population geringfügig wären.

Die eingehenden Variablen Sterblichkeitsrate (6%), Populationswachstumsrate (4%) und Erholungsfaktor (10%) werden für alle Walarten mit den gleichen metrischen Werten (die jeweils nachfolgend in Klammer gesetzten Angaben) abgeschätzt. Auch die Angaben für die eingehende Populationsgröße sind mit einigen Fragezeichen behaftet. Für den häufigsten Bartenwal, den Antarktischen Zwergwal, schwanken die Angaben um 50 %, und die IUCN sieht sich derzeit nicht in der Lage, die Bestandsgröße abzuschätzen. Die Abschätzung für Buckelwale wurde seit 2007 um 50% nach oben korrigiert, die für Große Schwertwale um 2/3 nach unten. Zudem betrachtet das AWI die in der Antarktis vorkommenden Walarten jeweils als eine antarktische Population. Diese Herangehensweise unterstützt das UBA nicht. Zumindest für sechs der 14 heimischen antarktischen Walarten finden sich in der Literatur gegenteilige Hinweise: Vermutlich existieren in der Antarktis mehrere Populationen von Blauwal (2), Finnwal (2), Gemeinem Zwergwal (2), Buckelwal (7), Südkaper (3) und Großem Schwertwal (mindestens 3) (vgl. Tabelle 3). Jede Einzelpopulation ist durch das USP und AUG gleichermaßen geschützt.

Der berechnete PBR-Wert soll eine Abschätzung darüber ermöglichen, wie viele Tiere dem Bestand entnommen werden können, ohne die Bestandsentwicklung zu gefährden. Für eine

³⁵ Das sog. **PBR-Konzept** wird im amerikanischen Gesetz zum Schutz mariner Säuger (MMPA - Marine Mammal Protection Act) verwendet, um die maximale Anzahl von Tieren zu bestimmen, die - außerhalb der natürlichen Sterblichkeit - aus einem Bestand entnommen werden kann, so dass trotzdem weiterhin eine optimale Bestandsentwicklung erwartet werden kann.

$PBR = (\text{minimale Populationsgröße}) \times (1/2 \text{ max. Wachstumsrate der Population}) \times (F_r = \text{Erholungsfaktor})$; es wird für alle Wale eine Wachstumsrate von 4% und ein Erholungsfaktor von 10% angenommen.

³⁶ Die Definition von „Entnahme aus der Natur“ beinhaltet nach dem USP das Töten genauso wie das Verletzen oder Stören heimischer Säugetiere oder Vögel.

„Entnahme“ sind nach dem USP auch die möglicherweise verletzten oder biologisch signifikant gestörten Individuen zu berücksichtigen.

Den abgeschätzten PBR-Werten stellt das AWI extrapolierte Werte für die Anzahl wahrscheinlicher Begegnungen der Polarstern mit antarktischen Walen gegenüber. Das AWI berechnet die mögliche Anzahl der Begegnungen für eine Streifenbreite um das Schiff, die ihren Sicherheitsradien für Verletzung (PTS, 500 m) und Störung (160 dB SPL_(RMS)-Radius; 0,7 – 7,5 km) entsprechen. Neben den zu betrachtenden Streifenbreiten gehen auch hier die Populationsgröße (vgl. oben und Kapitel III.2.3.1) und die verwendete Antreffrate als Variablen in den Vergleich ein.

Zur Ermittlung einer Polarstern spezifischen Antreffrate zieht das AWI die durch das nautische Personal aufgezeichneten Sichtungsraten für Wale heran. Die durchschnittlich 70 Walsichtungen (pro generischer Forschungsfahrt von 60 Tagen) extrapolieren sie zu einer mittleren Sichtsungsrate von $2,0 \times 10^{-4}$ Walen pro 13-tägige Seismikaktivität³⁷. Vergleichbare Aussagen aus der Literatur unterstützen diese Berechnung nicht: Stone (2003) wertete für das „Joint Nature Conservation Committee“ (JNCC)³⁸ 201 seismische Surveys aus. Ihre Ergebnisse zeigen deutlich, dass der Einsatz der Schiffscrew als Beobachter für die Mitigation mariner Säugetiere die am wenigsten effektive Alternative darstellt. Sie sind weniger kompetent, Tiere zu entdecken und sichten Tiere erst in geringeren Entfernungen. Stone (2003) empfiehlt daher, geschulte und nur dieser Aufgabe zugeordnete Beobachter³⁹ einzusetzen. Bei dem nautischen Personal der Polarstern handelt es sich weder um geschulte noch nur dieser Aufgabe zugeordnete Beobachter. Daher besteht eine hohe Wahrscheinlichkeit, dass die Sichtungsraten der Schiffscrew der Polarstern eine Unterschätzung darstellen und qualitativ nicht mit denen der zitierten Studien vergleichbar sind. Die Ergebnisse von Kock et al. (2010) legen denselben Schluss nahe: Die geschulten Walbeobachter ihres Sichtungs-Surveys entdeckten in 21 Tagen 74 Wale von Bord der Polarstern, also hochgerechnet fast dreimal so viele Tiere wie die Schiffscrew der Polarstern.

Zudem ist zu fragen, welche Aussagekraft eine generische Antreffrate für alle Gebiete der Antarktis und für alle Arten haben kann. In diesem Zusammenhang wäre insbesondere die Betrachtung der Auswirkungen des Einsatzes von Airguns in Regionen höherer Dichte eine wichtige ergänzende Information. Zudem stellen visuelle Sichtsungsdaten (im Gegensatz zu akustischen) für einige Arten immer eine Unterschätzung dar (vgl. Gedamke & Robinson (2010), Širovic (2004)). Darüber hinaus sind Antreffraten in ihrer Aussagekraft weit davon entfernt, eine ähnliche Stärke wie Abundanzen/Dichten bezüglich der möglichen Anwesenheit von Arten zu haben.

³⁷ Von Polarstern aus wurden durchschnittlich 70 Wale pro durchschnittlich 60tägiger Forschungsfahrt gesichtet. Da die meisten der Wale Zwergwale sind, berechnet das AWI, welchen Anteil der Population des Antarktischen Zwergwales sie durch einen durchschnittlich 13tägigen Airguneinsatz beeinflussen könnten. Als konservativer Ansatz wählen sie eine 10mal höhere Anzahl von 700 Sichtungen und vergleichen diese mit der unbestätigten Populationsabschätzung von 750.000 Zwergwalen. Im Ergebnis kommen sie auf eine statistische Quote von $2,0 \times 10^{-4}$ Zwergwalen pro 13tägiger Seismikaktivität. Dieselbe Quote verwendet das AWI dann auch für die anderen Arten.

³⁸ Das JNCC ist der gesetzlich vorgeschriebene Berater der englischen Regierung zu allen Belangen des nationalen und internationalen Naturschutz.

³⁹ Stone (2003): "The term 'dedicated marine mammal observer' ..., is taken to mean someone with experience of marine mammal observations, dedicated to that task alone during the survey, and whose normal role on seismic surveys is that of marine mammal observer. It does not include those personnel who are normally fishery liaison officers, but who may on occasion be dedicated to the task of marine mammal observations."

Die nachfolgende Tabelle 7 zeigt beispielhaft, wie die Anpassung einzelner Variablen – wie im Beispiel des Grenzwertes und der daraus resultierenden Sicherheitszonen – die Abschätzungen des AWI relativieren. Weitere vom AWI berechnete Variablen wären beispielsweise die Anzahl der Sichtungen oder die Größe der herangezogenen Vergleichspopulation (der Zwergwale).

Tabelle 7: Alternativen bei der Berechnung der Anzahl der geschätzten Polarstern-Wal-Begegnungen
Als Antreffrate wird der AWI-Wert von $2,0 \times 10^{-4}$ Walen einer Population für eine generische Fahrt mit 13 Tagen Seismikaktivität verwendet.

	AWI (Walbegegnungen um die Polarstern für 198 dB_{SEL} [< 0,5 km])	Alternativ 1 (Walbegegnungen um die Polarstern für 164 dB_{SEL} [4 - 40 km])	AWI (Walbegegnungen um die Polarstern für 160 dB_(RMS) (t=200ms) [0,8 – 7,5 km])	Alternativ 2 (Walbegegnungen um die Polarstern für 153 dB_(RMS) (t=200ms) [2 - 10 km])
Geschätzte Antreffrate für z. B. Blauwale (PBR = 1)	0,1	1,6 – 16	0,3 – 3	0,8 – 4
Geschätzte Antreffrate für z. B. Finnwale (PBR = 30)	3	48 – 480	9 – 90	24 – 120

Das PBR-Konzept wurde im Rahmen des Fischereimanagement entwickelt und ist somit nur bedingt auf Wale oder Robben übertragbar. Dies gilt umso mehr, da für keine der Arten in der Antarktis fundierte Grunddaten existieren. Es kann daher nur mit Nachdruck der Aussage des AWI zugestimmt werden, dass die von ihnen berechneten PBR-Raten mit einer großen Unsicherheit behaftet sind. Weder die abgeschätzten PBR-Raten noch die extrapolierte Antreffrate sind nach Einschätzung des UBA geeignet, um zur statistischen Abschätzung des Risikos herangezogen zu werden.

III.5.2.1 Risiko einer Auswirkung auf Populationsebene durch sofortige Verletzungen

Das AWI betrachtet in ihrer abschließenden Darstellung des Risikos für die unter dem Schutz des USP und AUG stehenden Arten allein das Risiko für Wale. Angesichts der Bestandszahlen sieht das AWI kein Risiko für Populationen von Robben und es ist anzunehmen, dass dies auch für Populationen von Pinguinen gelten würde.

Statistisch geht das AWI davon aus, dass sie nicht mehr als 2×10^{-4} Tieren einer Population während eines Airgun-Survey begegnen würden. Da die vom AWI für den 500 m Streifen um die Polarstern berechneten Begegnungsraten um eine Zehnerpotenz unter den PBR-Raten liegen, hält das AWI eine Auswirkung auf Populationsebene für unwahrscheinlich. Unter der Annahme, dass die Anwesenheit von Walen in diesem 500 m Streifen durch Mitigationsmaßnahmen verhindert werden kann, sieht das AWI ein Risiko auf Populationsebene als nicht gegeben an. Das UBA sieht hingegen ein Risiko für die Schutzgüter des USP und AUG

in einem Streifen schädigender Schallsignale von deutlich mehr als 500 m um Polarstern gegeben.

Über die vorab bereits diskutierten Vorbehalte bezüglich des PBR-Konzeptes im Allgemeinen und der einzelnen extrapolierten metrischen Vergleichswerte im Besonderen, ist gerade hier darauf hinzuweisen, dass die langfristigen Auswirkungen in die Betrachtung des Risikos auf der Populationsebene mit einfließen müssen. Die vom AWI berechneten PBR-Werte beziehen sich auf eine spezifische Population und auf die Zeitdauer von einem Jahr. Die migrierenden Walpopulationen sind über den Jahresverlauf nicht nur zusätzlichen „Entnahmen“ durch die betrachteten Seismikaktivitäten in der Antarktis ausgesetzt, sondern einer Vielzahl anderer Einflüsse, die ebenfalls – über die natürliche Sterblichkeitsrate hinaus – schädigend auf eine Population einwirken können. Nach den Berechnungen des AWI würde ein Seismik-Survey in 5 % des Jahreszeitbudgets (13 Tagen) 10 % der jährlichen, noch akzeptablen zusätzlichen Entnahmerate durch anthropogene Einflüsse „aufbrauchen“. Sind bereits ab 164 dB SEL schädliche Auswirkungen durch Airgun-Impulse zu erwarten, würde sich das Verhältnis zwischen akzeptabler Entnahme und PBR umdrehen und statt eine Zehnerpotenz darunter ca. eine Zehnerpotenz darüber liegen (vgl. Tabelle 7). Der Anteil der am Jahresbudget noch tragbaren Entnahmen aus der Natur wäre dann entsprechend höher.

Der Bewertung des AWI, die jedes Risiko der Verletzung durch ihre Mitigationsmaßnahmen „ausgemerzt“ sieht, kann sich das UBA nicht anschließen.

III.5.2.2 Risiko einer Auswirkung auf Populationsebene durch akustische Störungen

Wie bereits auf Ebene des Individuums betrachtet das AWI auch auf Ebene der Population allein die möglichen Auswirkungen einer Trennung von Mutter-Kalb-Paaren durch akustische Störungen. Somit berechnen sie die Anzahl möglicher Begegnungen zwischen Mutter-Kalb-Paaren und der Polarstern. Diese sehen sie – analog der angenommenen Wachstumsrate – bei 4 % der generellen Anzahl von Begegnungen. Auch unter Betrachtung des größeren vom AWI gewählten Störungsradius bis 7,5 km liegen die resultierenden Begegnungsraten stets deutlich unter den PBR-Raten für alle Individuen einer Art. Analog der Diskussionen in den vorherigen Kapiteln hält das AWI daher, auch unter dem Vorbehalt der nur eingeschränkt umzusetzenden Mitigationsmaßnahmen, Effekte auf Populationsebene für unwahrscheinlich.

In welchem Maße sich das Risiko der Störung von Individuen auf ein Risiko auf Populationsebene für antarktische Wale überträgt, kann zurzeit mit dem PCAD-Modell nicht beurteilt werden. Für Schnabelwale wird die Entwicklung einer Übertragungsfunktion zur Quantifizierung der Auswirkungen auf Populationsebene jedoch in naher Zukunft erwartet (Moretti 2011).

Wie bereits in Kapitel III.5.1.2 diskutiert, hält das UBA ein Risiko auf Populationsebene durch schallinduzierte Störungen nicht nur in Bezug auf Mutter-Kalb-Paare für signifikant, sondern sieht die Notwendigkeit, neben den kurz- auch mittel- und langfristige Effekte zu betrachten, die durch kumulative und synergetische Effekte auch auf Populationen schädigend einwirken können. Obwohl das Risiko auf Populationsebene derzeit nicht abschließend bewertet werden kann, scheint die Interpretation des AWI hier verfrüht und wird vom UBA nicht unterstützt.

III.5.3 Risiko durch kumulative und/oder synergetische Effekte

Kumulative oder synergetische Effekte durch den Einfluss der verschiedenen Schallquellen der Polarstern, also neben den Airguns auch Sonare und der Eigenlärm des Eisbrechers, waren nicht Gegenstand der AWI-Risikoanalyse und wurden demzufolge in diesem Rahmen nicht betrachtet.

Für derartige und weitere Effekte, die über den Einfluss des einzelnen Forschungsschiffes hinausgehen, besteht jedoch dringender Forschungsbedarf. Insbesondere sollten Ansätze entwickelt werden, um kumulative Auswirkungen der gesamten Schalleinträge durch Touristen- und Forschungsschiffe für das – im Verhältnis zu anderen Ozeanbecken – schallarme Gebiet des AV zu bewerten. Auch die Bedeutung der Antarktis als „Ruhezzone“ für die sich dort regelmäßig mehrere Monate aufhaltenden antarktischen Wale sollte betrachtet werden. Weiterer Forschungsbedarf besteht bei der Betrachtung der Auswirkungen von akustischen Störungen auf das Zeit-Energie-Budget von Tieren und bei den synergetischen und kumulativen Effekten im Zusammenwirken mit weiteren Stressfaktoren (siehe auch Wright et al. 2007), wie dem Einfluss des Klimawandels auf das gesamte Nahrungsnetz und das Ökosystem. (Hierzu gehört z. B. weit reichender tieffrequenter Schall auf Grund erhöhter pH-Werte in den Ozeanen (Brewer & Hester 2009)).

Southall et al. (2007) betonen, dass ihre Kriterien weder ausreichen, um kumulative und ökosystemare Effekte von wiederholten oder andauernden anthropogenem Lärmeinträgen in die marine Umwelt, noch potentielle Interaktionen mit anderen Stressfaktoren zu beschreiben. Für diese Effekte ist nicht ansatzweise abzuschätzen, in welchem Maße sie populationsrelevant wirksam sind. Deshalb sollte ein vorsorgender und konservativer Ansatz die Vorgehensweise bestimmen.

III.5.4 Resümee der Risikobewertung

Die Vielzahl der betrachteten Informationen führt das AWI letztendlich in der Schlussfolgerung zusammen, dass der Einsatz der von ihnen beschriebenen Airguns nur ein sehr geringes Potential für eine mögliche Schädigung von nach dem USP und AUG geschützten Arten hat. Ein Risiko der Verletzung durch den Einsatz von Airguns sieht das AWI allein im engen Umkreis von maximal 200 m um die Schallquelle. Biologisch signifikante akustische Störungen macht das AWI allein für die möglicherweise bereits bei Schalldrücken von 160 dB SPL_(RMS) ausgelöste Trennung von Mutter-Kalb-Paaren aus. Formen der Störung, die sich nicht in einer sichtbaren Verhaltensänderung niederschlagen, werden nicht betrachtet. Ein leicht erhöhtes (aber durch ihre Mitigationsstrategie zu minderndes) Risiko sehen sie aufgrund der geringen Populationsgröße für den Antarktischen Blauwal. Das Risiko einer Verletzung oder signifikanten akustischen Störung wird für Robben weder auf der Individuen- noch auf der Kolonieebene und für Pinguine gar nicht betrachtet.

Zur Bewertung des Risikos auf Populationsebene zieht das AWI das PBR-Konzept heran. Nach ihren Berechnungen würde selbst die Entnahme aller während der Seismikaktivitäten begegneten Wale noch innerhalb der Rate liegen, die eine optimale Bestandsentwicklung weiterhin erwarten lässt. Die Berechnungen des AWI beruhen auf verschiedenen Annahmen,

die bei einer unterschiedlichen Bewertung einer der dort einfließenden Variablen deutlich andere Ergebnisse liefern könnten.

Das UBA betrachtet das PBR-Konzept nicht als adäquates Mittel, um das Risiko für antarktische Populationen abzuschätzen und folgt nicht den hierauf beruhenden Schlussfolgerungen des AWI. Es ist zu erwarten, dass Modellierungen mit dem PCAD-Modell in naher Zukunft (z. B. für Schnabelwale) die Auswirkungen auf Populationsebene zumindest für bestimmte Aspekte der biologischen Fitness quantifizieren können.

Das UBA sieht ein Risiko, dass antarktische Wale, Robben oder Pinguine durch den Einsatz der beschriebenen Airguns in einem Radius von mehreren Kilometern möglicherweise schädigenden (TTS), mit größerer Wahrscheinlichkeit jedoch störenden Schallimpulsen ausgesetzt werden. Für die größeren der beschriebenen Airgun-Arrays kann sich dieser Radius weit über die 10 km-Grenze hinaus ausdehnen. Unbeantwortete Fragen sieht das UBA auch in Bezug auf möglicherweise langfristige Auswirkungen von Störungen, z. B. durch die Effekte akustischer Maskierung oder die Wechselwirkungen mit anderen Stressfaktoren. Insbesondere die Tatsache, dass die Antarktis das am wenigsten durch anthropogene Schalleinträge belastete Gebiet der Erde ist, und die Tiere daher wahrscheinlich schon bei geringeren Schalldrücken TTS erleiden könnten, sollte in die Bewertung des Risikos einfließen.

Viele Autoren wiesen bereits für verschiedene Verhaltensweisen nach, dass akustische Störungen signifikante Auswirkungen auf Individuen mariner Säugetiere haben können. In welchem Ausmaß diese Effekte die biologische Fitness beeinträchtigen, wird diskutiert und kann derzeit erst beispielhaft in den Auswirkungen auf Populationsebene quantifiziert werden.

III.6 Mitigation

Im Kapitel „Risikomanagement“ entwickelt das AWI eine Mitigationsstrategie zur Minderung möglicher in den von ihnen in den vorherigen Kapiteln identifizierten Risiken als Folge von Airguneinsätzen in der Antarktis. Hierbei betrachtet es nur noch die in ihren „Output“ genannten Ergebnisabschnitten aufgeführten Aspekte.

Diese AWI-Mitigationsstrategie umfasst nachfolgende Aspekte, die zu beachten, jedoch nicht zwingend vorgeschrieben sind:

- Planung der Fahrtabschnitte, so dass eine Beschallung von flachen Gewässern (< 100 m Tiefe) mit $SPL_{(RMS)} > 140$ dB vermieden wird.
- Falls doch flache Meeresbereiche akustisch vermessen werden, sollen Messtransekte stets vom flacheren Gewässer ausgehend ins tiefere führen.
- Temporäre und geographische Zonen höherer Dichten des Blauwals sollen vermieden werden: Das AWI identifiziert hier geographisch die „Nähe zum Packeis“ und temporär den „Hochsommer“ (bis Februar).

Darüber hinaus sollen folgende Aspekte ein mögliches Risiko mindern (obligatorische Vorgaben):

- Langsame Erhöhung der Schallbelastung (15 – 60 min) durch ein sukzessives Erhöhen des Arbeitsdruckes und/oder ein sukzessives Zuschalten der Airguns („Ramp-Up“).
- Einsetzen einer Wache, die während des Einsatzes von Airguns durchgehend nach marinen Säugetieren Ausschau hält („marine mammal watch“) und ein Abschalten der Airguns herbeiführt.
- Identifizierung von Sicherheitsradien
Für marine Säugetiere außerhalb der Sicherheitsradien wird angenommen, dass sie keinem Risiko eines schädigenden Einflusses durch Airguneinsätze ausgesetzt sind.
- Sofortiges Abschalten („Shut down“) der Airguns, wenn marine Säugetiere innerhalb der Sicherheitszone gesichtet werden. Nach einem Abschalten kann:
 - erneut mit voller Schallstärke weiter geschossen werden, wenn keine Wale innerhalb der Sicherheitsradien gesichtet werden und die Unterbrechung nur kurze Zeit währte.
 - Nach einem „Shut Down“ kann mit einem „Ramp-Up“ erneut gestartet werden, wenn die letzte Sichtungssposition des Tieres weiter als 1.000 m entfernt ist.

Alle Mitigationsmaßnahmen zielen darauf ab zu verhindern, dass sich Meeressäuger im Wasser in Bereichen potentiell schädigender Schallwellen aufhalten. Tiere oberhalb der Wasserlinie, z. B. auf Eis ruhende Robben werden hierbei nicht berücksichtigt, da die Schallausbreitung über die Mediengrenze Wasser-Luft hinaus vernachlässigbar ist.

Das AWI empfiehlt in seiner Mitigationsstrategie, Seismikfahrten in den Antarktischen Winter ab Anfang Februar zu legen, da sie für diese Zeiträume davon ausgehen, dass insbesondere der Antarktische Blauwal bereits wieder in die Sommerquartiere gewandert und die Möglichkeit, auf einen dieser Wale zu treffen, dementsprechend minimiert sei. Širovic et al. (2009) vermuten allerdings, dass sich z. B. die Migration der Blauwale bis in den Mai hineinzieht. Für andere Walarten weist das AWI für Zeiträume bis Mitte oder sogar Ende Februar (Seiwa-

le) höchste Antreffraten aus. Eine Mitigationsstrategie, die bereits in der Planung von Seismikfahrten auf die Vermeidung einer schädigenden Beschallung abzielt, ist auf alle heimischen Walarten auszuweiten. Zudem sind Robben und Pinguine zu berücksichtigen, für die Standorte bekannter Kolonien und dementsprechend zu erwartende höhere Dichten in den angrenzenden Meeresregionen in die Mitigationsstrategie einzuplanen sind.

Ausgehend von diesen Werten hat das AWI für verschiedene Airgun-Konfigurationen und Meerestiefen Sicherheitsradien modelliert, auf deren Basis schließlich eine Strategie zur Reduzierung der Schadenswirkung entwickelt wird. Das AWI-Mitigationskonzept arbeitet mit zwei Annahmen: Zum einen geht das AWI davon aus, dass marine Säugetiere auf störenden Unterwasserlärm mit Ausweichverhalten reagieren. Zum anderen stellt eine auf Störung basierende Verhaltensänderung (Ausweich- oder Fluchtreaktion als Basis für die Mitigationsmaßnahme „Ramp-Up“/„Soft-Start“) für das AWI keine schädliche Beeinträchtigung der Schutzgüter des AVS dar. Da nach dem USP und AUG sowohl die Verletzung und Störung von Individuen als auch die Beunruhigung von Tieransammlungen durch akustische Ereignisse verboten sind, bieten diese Annahmen keinen ausreichenden Schutz für die in der Antarktis vorkommenden Tiere. Es ist vielmehr im Einzelnen zu prüfen, ob eine Verletzung oder Störung bereits eines einzelnen Exemplars eines heimischen marinen Säugetieres oder Vogels oder eine Beunruhigung von Tieransammlungen zu erwarten ist.

III.6.1 Sicherheitsradien

Eine weitere Annahme, die dem Mitigationskonzept des AWI zugrunde liegt, ist das „Equal-Energy“-Konzept, also die Annahme, dass gleiche Energiedosen die gleichen Auswirkungen nach sich ziehen. Hierauf gründet die Annahme, dass bei einem Sicherheitsradius, ab dem bestimmte SEL-Werte unterschritten werden, keine schädliche Beeinträchtigung der zu schützenden Tiere mehr zu erwarten ist. Neuere Studien weisen jedoch darauf hin, dass die Dauer der Beschallung insbesondere bei niedrigeren Schallpegeln eine größere Rolle spielt (vgl. Kapitel III.3.1.3). Die auf der Basis des „Equal-Energy“-Konzepts extrapolierten Grenzwerte von Southall et al. (2007) würden entsprechend dieser Studien eine Unterschätzung darstellen und die darauf aufbauend vom AWI berechneten Sicherheitsradien zu klein ausfallen. Daher stellt sich die Frage, ob die Sicherheitsradien des AWI das Risiko einer Schädigung vermeiden können.

Im Rahmen ihrer Mitigationsstrategie schlägt das AWI eine Sicherheitszone von 500 m vor. Diese basiert darauf, dass eine permanente Hörschwellenverschiebung (PTS) vermieden werden soll. Mit Bezug auf die für die großen Airgun-Konfigurationen berechneten Sicherheitsradien für multiple Schussereignisse für TTS (183 dB SEL → bis zu 4,2 km) oder Verhaltensänderungen (160 dB SPL_(RMS) → bis zu 7,5 km) schlagen sie vor, nach „bestem Bemühen“ die visuellen Beobachtungen durchzuführen. Jedoch sind Sicherheitszonen von mehr als 4 km nach aktuellem Kenntnisstand nicht mehr sicher beobachtbar.

Prinzipiell ist bei der Frage nach der Rolle von Sicherheitszonen auch der bereits in Kapitel III.1.2.4 diskutierte Aspekt der erneut auftretenden höheren Schallpegel zu beachten: Das AWI zeigt in ihren modellierten Werten, dass Wale sowohl bei horizontalen als auch bei ver-

tikalen Ausweichreaktionen erneut in Regionen mit höheren Schalldrücken geraten können (vgl. Abbildung 44, 96 und 97 der AWI-Risikoanalyse).

Dies zeigt, dass Sicherheitszonen allein keine Gewähr dafür sind, dass keine Tiere geschädigt werden können. Sicherheitszonen tragen einen wichtigen Teil zur Reduzierung des Risikos für betroffene Tierarten bei, können aber oftmals nicht in der erforderlichen Größe beobachtet werden und sind somit für die Mitigation nur begrenzt einsetzbar. Da diese Sicherheitszonen nur die Wasseroberfläche und nicht den Wasserkörper darunter betrachten, ist insbesondere in den Fällen sehr großer Sicherheitszonen eine Mitigationsstrategie erforderlich, die verschiedene Aspekte (siehe Kapitel III 6.2) beinhaltet, um eine effektive Risikominderung zu gewährleisten.

III.6.2 Resümee der Mitigation

Alle Mitigationsansätze verfolgen das Ziel, eine schädigende Schallexposition der zu schützenden Arten zu vermeiden. Dies wird entweder dadurch erreicht, dass eine Exposition als solche vermieden wird, oder dadurch, dass eine Exposition nur in einem solchen Grad stattfindet, der keine Schädigung der zu schützenden Tiere erwarten lässt. Für das AV-Gebiet ist somit eine Mitigationsstrategie zu entwickeln, die sowohl den Bereich der möglichen Verletzung als auch den Bereich der signifikanten Störung abdeckt.

Mit ihrer Mitigationsstrategie hat sich das AWI an existierenden Standards, z. B. des britischen JNCC (2004), orientiert. Ihre obligatorische Vorgabe des visuellen Monitorings der Oberfläche des beschallten Raumes wird jedoch nur einem Teil des Risikos gerecht, da dies nur in Zeiträumen mit guten Sichtverhältnissen möglich ist und Tiere unterhalb der Wasseroberfläche nicht beobachtet werden können. Für alle Zeiträume mit schlechten Sichtverhältnissen kann das Risiko einer schädlichen Beeinträchtigung durch akustische Beschallung mit den vom AWI vorgeschlagenen Maßnahmen nicht vermieden werden.

Der anzustrebende Mitigationsansatz, Zeiträume höherer Dichten in der Antarktis zu vermeiden, ist mit der freiwilligen Beschränkung auf den Zeitraum geringer Blauwaldichten in Zeiten nach dem Hochsommer unzureichend. Dieser Ansatz sollte auf alle heimischen marinen Säugetiere sowie Pinguine angewendet werden.

Schon zur Vermeidung einer **verletzenden Schädigung** ergeben sich bei den vom AWI beschriebenen Airgun-Konfigurationen berechnete Sicherheitsradien bis zu mehreren Kilometern. Auch wenn der Bereich, ab dem eine signifikante Störung (z. B. Maskierungseffekte) eintreten kann, kontext- und artspezifisch ist, muss vor dem Hintergrund existierender Einzelnachweise (siehe auch Kapitel III.3.3) davon ausgegangen werden, dass zu betrachtende Sicherheitszonen zur Vermeidung einer **störenden Schädigung** deutlich über den Bereich hinausgeht, der durch visuelles Monitoring erfasst werden kann. Dies bedeutet, dass visuelle Beobachtungen nur begrenzt zur Schadensminimierung geeignet und verstärkt weitere Maßnahmen zur effektiven Mitigation einzubeziehen sind (vgl. Kapitel III.7.3.1).

III.7 Fazit

III.7.1 Zusammenfassende Bewertung

Während die Hintergrundlärmbelastung in den Meeren weltweit ansteigt und sich in einigen Regionen in den letzten 50 Jahren verdoppelt bis verdreifacht hat (McDonald et al. 2008), stellt die Antarktis eine der letzten noch existierenden lärmarmen Rückzugsorte für marine Säugetiere dar. Das AV-Gebiet ist für viele der dort heimischen und migrierenden Walarten von zentraler Bedeutung, um ihr Jahresenergiebudget zu decken. Für die nach dem USP und AUG geschützten Robben und Pinguine sind vielfach Plätze höherer Aggregation (Kolonien) bekannt. Für die ebenfalls geschützten Wale ist die Datenlage weniger eindeutig, aber auch hier gibt es Hinweise auf Bereiche höherer Aggregation (bevorzugte Nahrungsgründe).

Die Wahrscheinlichkeit, im AV-Gebiet auf nach dem USP und AUG geschützte Arten zu treffen, ist groß. Es ist mit an Sicherheit grenzender Wahrscheinlichkeit davon auszugehen, dass auf einer durchschnittlichen Seismikfahrtstrecke von 3.100 km Individuen von Walen, Robben und Pinguinen schädlichen Schallimpulsen ausgesetzt sind, da der Radius schädlicher Impulse bis weit oberhalb von 10 km liegen kann.

Nach dem USP und AUG sind nicht nur alle Säugetiere auf der Ebene der Population, sondern darüber hinaus alle **heimischen** Säugetiere und Vögel bereits auf **der Ebene des Individuums geschützt**, unabhängig von ihrem Gefährdungsgrad, den sie nach anderen internationalen Schutzregimen (z. B. nach der Roten Liste der IUCN oder dem Status der IWC) haben. Es ist daher dafür Sorge zu tragen, dass keiner Population und keinem Individuum der antarktischen 14 Wal- und 6 Robbenarten sowie der 5 einheimischen Pinguinarten Schaden zugefügt wird. Über die Verletzung hinaus ist bereits die Störung eines Individuums zu vermeiden.

Die AWI-Risikoanalyse führt insgesamt keine detaillierte Betrachtung der verschiedenen Populationen von Arten in der Antarktis durch. Einzelpopulationen antarktischer Walarten, wie beispielsweise den überwiegend in der Ross-See vorkommenden „Typ C“ – Großer Schwertwal betrachtet die Risikoanalyse des AWI nicht, obwohl es zumindest für 6 Arten Hinweise auf getrennte Einzelpopulationen gibt. Da die Populationsgröße vom AWI als eine der zentralen Variablen zur Abschätzung des Risikos auf Populationsebene herangezogen wird, kann dies zu einer erheblichen Unterschätzung des Risikos führen.

Bei der Identifizierung von Gefahren hat sich das AWI vor allem an dem Verletzungskriterium von Southall et al. (2007) orientiert. Basierend auf deren PTS-Grenzwerten hat es eine aufwendige Schallmodellierung durchgeführt, um das Expositionsrisiko für betroffene Arten zu bestimmen. Die Modellierung des AWI stellt eine wichtige Grundlage dar, um die räumliche Schallexposition durch den Einsatz von Airguns zu bewerten. Das UBA unterstützt zwar die Verwendung des dualen Kriteriums von Southall et al. zur Bestimmung des Expositionsrisikos. Allerdings vertritt das UBA hinsichtlich des Kriteriums für den Beginn einer Verletzung (TTS oder PTS) sowie der Höhe der herangezogenen Grenzwerte eine andere Position als das AWI.

Durch den Einsatz von Airguns besteht nach Einschätzung des AWI in einem Bereich bis maximal 200 m für Wale und 2.000 m für Robben ein **Verletzungsrisiko**. Ein Risiko für schallinduzierte Strandungen von Walen in der Antarktis sieht das AWI nicht. Das Verlet-

zungsrisiko für Pinguine wird nicht betrachtet. Biologisch signifikante Auswirkungen durch **akustische Störungen** sieht das AWI allein für eine mögliche Trennung von Mutter-Kalb-Paaren. Schallimpulse, die derartige Verhaltensänderungen auslösen könnten, modelliert das AWI für Sicherheitsradien bis zu 7,5 km. Das Risiko einer Verhaltensänderung für Robben und Pinguine wird nicht betrachtet. Schlussendlich sieht das AWI allein für Blauwale, für eine aus dem Einsatz von Airguns resultierende mögliche Tötung eines Tieres durch die Trennung von Mutter-Kalb-Paaren, eine zusätzliche Gefährdung für die antarktische Population gegeben. Diese Schlussfolgerung basiert auf verschiedenen Annahmen, denen sich das UBA nicht anschließen kann: Über welche Radien und Flächen mit einem Risiko von Störungen durch Airgun-Impulse zu rechnen ist, kann noch nicht abschließend bewertet werden. Das UBA kann nicht ausschließen, dass ein mögliches Risiko der Verletzung für Individuen von Walen, Robben und Pinguinen bis zu einer Entfernung von 5 km für die kleineren Airgun-Arrays und bis zu 80 km für die größeren Arrays besteht. Der vom AWI herangezogene Grenzwert von 160 dB SPL_(RMS) stellt für das UBA nach dem gegenwärtigen Kenntnisstand keine konservative Untergrenze für Verhaltensreaktionen dar. Es gibt konkrete Hinweise auf signifikante Störungen bereits ab 140 dB SPL_(RMS) (vgl. Southall et al. 2007, Tyack et al. 2011). Da Verhaltensreaktionen in hohem Maße kontextabhängig sind, ist eine Grenzwertdiskussion hier verfrüht; sie sollte in eine zukünftige ökosystemare Betrachtung des Schadensrisikos durch akustische Störung einfließen und artspezifisch erfolgen.

Die Analyse des AWI zu möglichen negativen Auswirkungen lässt vor allem eine stringente Anwendung des Besorgnisgrundsatzes, wie er durch das AUG vorgegeben ist und in der Mediationsvereinbarung vom September 2006 festgehalten wurde, vermissen. Obwohl konkrete Anhaltspunkte für den möglichen Eintritt von Umweltauswirkungen, insbesondere durch langfristige, kumulative und/oder synergetische Effekte existieren und das AWI konkrete Anhaltspunkte bestimmter Ursachenzusammenhänge weder bejahen noch verneinen kann, haben diese Effekte keinen Eingang in ihre Analyse gefunden.

Die vom AWI auf Basis ihrer Risikoanalyse entwickelte Mitigationsstrategie deckt auch nach ihrer eigenen Einschätzung nicht das gesamte Risiko ab. Im Gegensatz zum AWI sieht das UBA einen erheblichen Anteil des Risikos ungemindert. Dies ergibt sich zum einen aus der unterschiedlichen Bewertung darüber, wie weit die Schutzgüter (alle Individuen heimischer mariner Säugetiere und heimischer Vögel) zu fassen und welche Schallexpositionen zu vermeiden sind. Zum anderen lässt die Beschränkung auf visuelle Beobachtungstechniken einen erheblichen Teil des Aktionsraumes der Arten unbeobachtet und beschränkt den Beobachtungszeitraum auf die Phasen mit guten Sichtbedingungen. Daher ist die Mitigationsstrategie aus Sicht des UBA für den Einsatz von Airguns weiterzuentwickeln.

Die wissenschaftliche Diskussion zu den Auswirkungen von Unterwasserschall auf marine Säugetiere schreitet derzeit schnell voran. Seit der Übergabe der Risikoanalyse an das UBA im Jahr 2009 sind wichtige neue Erkenntnisse zum Verständnis von Schallimpulsen, ihrem Ausbreitungsverhalten und ihren Auswirkungen veröffentlicht worden. Vor diesem Hintergrund erscheint es unwahrscheinlich, dass eine „Momentaufnahme“ des Risikos für marine Säugetiere langfristig durch eine einmalige generische Risikoanalyse erfasst werden kann. Schon das AWI hat in ihrer Risikoanalyse herausgestellt, dass vielfache Wissenslücken zu schließen, und die notwendige wissenschaftliche biologische Basis zu erweitern ist. Dieses

Ziel ist kontinuierlich weiter zu verfolgen. Dafür sollten entsprechend den zwischen AWI und UBA in 2008 vereinbarten Zielen des „Memorandum of Understanding“⁴⁰ Projekte zur biologischen Begleitforschung stärker in der mittelfristigen Forschungsplanung der Polarstern verankert werden.

III.7.2 Bewertung der Tätigkeiten im Genehmigungsverfahren

Tätigkeiten nach dem AUG werden zur Bewertung der Erheblichkeit ihrer Auswirkungen in drei Kategorien eingeteilt. Ob der Einsatz von Airguns im Rahmen seismischer Messverfahren „weniger als geringfügige oder vorübergehende“ (Kategorie I), „geringfügige oder vorübergehende“ (Kategorie II) oder „mehr als geringfügige oder vorübergehende“ (Kategorie III) Auswirkungen auf die in § 3 Abs. 4 AUG genannten Schutzgüter „besorgen“ lässt, hängt von der Art, dem Volumen und dem Schussintervall der eingesetzten Airguns sowie den Charakteristika des Untersuchungsgebietes und der damit verbundenen räumlichen Dimension der Auswirkungen auf die Schutzgüter ab. Gleichermaßen müssen Zeit und Dauer der Tätigkeit in die Bewertung der Tätigkeit eingehen. In der Regel werden lediglich „weniger als geringfügige oder vorübergehende Auswirkungen“ bei seismischen Tätigkeiten nicht zu erwarten sein.

Von einer Geringfügigkeit der Auswirkungen im Sinne der Kategorie II wird bereits auszugehen sein, wenn die Intensität der Auswirkungen zu feststellbaren Veränderungen im Ökosystem führt. Liegt der Verdacht einer deutlichen Veränderung im Ökosystem (Wesnigk 1999) oder einer Schädigung von Schutzgütern und ökologischen Prozessen nahe, sind die Auswirkungen „mehr als geringfügig“ (Kategorie III). Dies erfordert die Durchführung einer Umweltverträglichkeitsprüfung. Nach dem bisherigen Stand der Wissenschaft ist zu erwarten, dass bei den vom AWI beschriebenen kleineren Airgun-Arrays zumindest eine **Umwelterheblichkeitsprüfung (UEP)** und bei den größeren Airgun-Arrays eine **Umweltverträglichkeitsprüfung (UVP)** erforderlich sein wird. Eine Aktivität der Kategorie III mit UVP erfordert neben der Beteiligung der Behörden, deren Aufgabenbereich durch die Tätigkeit berührt wird, auch eine öffentliche Auslegung, die Unterrichtung der Vertragsparteien des USP und des CEP sowie die Beratung durch eine Konsultativtagung der Vertragsparteien des AV.

Eine Genehmigung kann nicht erteilt werden, wenn konkrete Anhaltspunkte vorliegen, dass negative Auswirkungen auf die Schutzgüter des AUG zu besorgen sind, die „mehr als geringfügig und vorübergehend sind“ (Kategorie III) und die nicht durch Nebenbestimmungen soweit abgemindert werden können, dass negative Auswirkungen ausgeschlossen werden können. In diesen Fällen kann die Genehmigungsfähigkeit nicht durch Nebenbestimmungen hergestellt werden, d. h. Mitigationsmaßnahmen sind unter Berücksichtigung der besten verfügbaren Technik nicht ausreichend, um die negativen Auswirkungen auszuschließen. Dies wird vor allem bei einem Auslösen der Airguns bei schlechter Sicht oder zur Nachtzeit der Fall sein. Erst wenn die Überwachung der Sicherheitszone durch Monitoring in Echtzeit gewährleistet werden kann – z. B. durch den Einsatz neuer Techniken wie der IR-Kamera oder durch auf der Polarstern anwendbarer Systeme zum akustischen Echtzeitmonitoring – könn-

⁴⁰ Memorandum of Understanding zwischen AWI und UBA vom 13.06.2008

te eine Genehmigung auch für seismische Messverfahren bei schlechten Sichtbedingungen oder bei Nacht erteilt werden.

Ferner sind die geplanten Tätigkeiten am Maßstab der artenschutzrechtlichen Verbotstatbestände des § 17 Abs. 1 Nr. 1 und 2 AUG zu überprüfen. Insbesondere bei großen Airgun-Konfigurationen ist aufgrund des damit verbundenen erhöhten Schalleintrages von einer nicht durch entsprechende Mitigationsmaßnahmen ausschließbaren Gefahr der Verletzung oder Störung von Individuen auszugehen. Auch wenn die seismischen Aktivitäten Meeres-säugetiere oder Vögel in der Antarktis töten, verletzen, stören oder schädlich auf diese einwirken und damit eine verbotene Tätigkeit im Sinne des USP und AUG darstellen, könnten sie im Rahmen einer **Ausnahmegenehmigung** zugelassen werden. Diese wird – sofern die Voraussetzungen dafür vorliegen – von der allgemeinen Genehmigung der Tätigkeit mit umfasst und unter entsprechenden Auflagen als vorsorgliche Maßnahme hinsichtlich der unvermeidlichen Folgen der seismischen Messverfahren, erteilt werden. Es ist hierbei im Einzelfall – in Abwägung von Forschungsfreiheit und Umweltschutz – zu prüfen, welches Rechtsgut jeweils überwiegt. Hierbei ist dem Aspekt der „unvermeidlichen Folgen“ besondere Beachtung zu schenken. Die „Unvermeidbarkeit“ ist unter Berücksichtigung der technologischen Möglichkeiten – also der besten verfügbaren Technik – und am Forschungsziel zu messen. So wird zukünftig auch hier der Frage nach alternativen technischen Möglichkeiten zur Erhebung seismischer Messdaten eine besondere Bedeutung zukommen.

III.7.3 Empfehlungen zur Mitigation

Eine besondere Rolle im Rahmen des Genehmigungsverfahrens werden die Auflagen spielen, die mit der Genehmigung seismischer Tätigkeiten erlassen werden, um negative Auswirkungen auf die Schutzgüter nach § 3 Abs. 4 AUG oder eine Verletzung oder Störung von Säugetieren oder Vögeln sowie ein schädliches Einwirken auf Tieransammlungen im Sinne von § 17 Abs. 1 AUG durch diese Tätigkeiten zu unterbinden. Hierbei ist zu berücksichtigen, dass wissenschaftliche Unsicherheiten hinsichtlich der direkten, indirekten, langfristigen oder kumulativen Effekte von Schall auf Meeresbewohner nicht zulasten des Vorsorgeprinzips gehen dürfen und keine oder weniger wirksame Schutzmaßnahmen zu Ungunsten der Umwelt führen dürfen. Auch können Kosten-Nutzen-Erwägungen kein Argument sein, um Maßnahmen zur Vermeidung von Umweltverschlechterungen – wie sie die Verlärmung großer Meeresräume darstellen – aufzuschieben.

Derzeit sind die zur Vermeidung von Störungen zu beobachtenden Sicherheitszonen – auch bei guten Sichtbedingungen – visuell nur bedingt kontrollierbar. Trotzdem werden die häufig über mehr als 24 Stunden andauernden Seismik-Messreihen bei schlechten Sichtbedingungen (bei Nacht oder schlechten Wetter) durchgeführt. Hinzu kommt, dass auch zukünftig einsetzbare Systeme, wie das vom AWI zurzeit entwickelte IR-gestützte Detektions-System, mittelfristig größere Abstände nicht erfassen können. Eine allein auf visuellen Sicherheitszonen basierende Risikominimierung ist demzufolge nur eingeschränkt für die Mitigation geeignet.

Vor diesem Hintergrund sollten existierende Ansätze genutzt werden, um Optionen zum Einsatz von akustischem Echtzeitmonitoring (z. B. passives akustisches Monitoring) zu entwi-

ckeln, die auch auf der Polarstern zur Detektion von Meeressäugern eingesetzt werden können.

III.7.3.1 Mindestvorgaben für eine effektive Mitigation

Eine effektive **Mitigationsstrategie** ist fallspezifisch für die einzusetzenden Airgun-Arrays (kleine 3er- oder große 8er-Konfigurationen), das betroffene Gebiet (flache oder tiefe Gewässer) und – wenn möglich – für die zu erwartenden Arten zu entwickeln und sollte folgende drei Aspekte abdecken:

- Geographische und temporäre Beschränkungen

Hierzu gehören die Schließung „kritischer Habitate“⁴¹, um zu verhindern, dass zentrale Habitate beeinflusst werden, sowie saisonale Einschränkungen, um eine Beeinträchtigung in sensiblen Zeiten zu vermeiden. Gleichzeitig sollten Gebiete definiert werden, in denen Seismikaktivitäten mit relativ geringem Risiko durchgeführt werden können.

- Quellenbasierte Mitigation

Hierzu gehört die Nutzung der besten verfügbaren Technik, die dazu führt, dass der Quellschalldruck, die Frequenzbreite und die laterale Abstrahlung vermindert werden. Dies kann sowohl durch Anpassung der existierenden Technik der Airguns geschehen als auch durch die Verwendung alternativer Techniken. Gleichmaßen sind alle Optionen zur Reduzierung der Anwendungsdauer und des Schussintervalls auszuschöpfen und die Schallquelle nur mit dem für die wissenschaftliche Fragestellung unbedingt notwendigen Schalldruck zu verwenden.

- Operationale Mitigation

Hierzu gehören verschiedene Aspekte, die während der Durchführung der seismischen Surveys zu beachten sind. So sind die besten verfügbaren Techniken zur Mitigation anzuwenden. Dies beinhaltet die Identifizierung angepasster Sicherheitszonen mit entsprechenden Anforderungen an das Monitoring dieser Zonen. Im Detail sollten über die vom AWI beschriebenen Aspekte hinaus mindestens folgende Vorgaben für eine umfassende Mitigationsstrategie erfüllt sein:

- Der Quellschalldruck der verwendeten Airgun-Konfigurationen ist auf die niedrigste mögliche Größe, bei der die wissenschaftliche Fragestellung noch beantwortet werden kann, zu reduzieren.
- Die Sicherheitszone um die Schallquelle, in der sich während Seismikaktivitäten keine Meeressäuger im Wasser befinden dürfen, ist in Abhängigkeit vom Meeresgebiet und der verwendeten Airgun-Konfiguration festzulegen.
- Airguns sind sofort abzuschalten („Shut-Down“), sobald Meeressäuger in der Sicherheitszone im Wasser anwesend sind.

⁴¹ „Kritische Habitate“ sind Areale die für wichtige Lebensprozesse, in der Antarktis gehören hierzu vor allem z. B. Nahrungsaufnahme oder Aufzucht der Jungen.

- Ein „Soft-Start“/„Ramp-Up“-Prozedere ist durchzuführen⁴²:
Hierbei ist der Schallpegel langsam über mindestens 20 min zu steigern. Die visuelle Überwachung der Sicherheitszone beginnt mindestens 30 min vor einem geplanten „Soft-Start“ (60 min in Gewässern tiefer als 200 m). Mit dem „Soft-Start“-Prozedere kann nur begonnen werden, wenn in dieser Zeit keine Meeressäuger in der Sicherheitszone gesichtet wurden. Nach jeder Profilunterbrechung von mehr als 15 min erfolgt ein erneuter „Soft-Start“. Die Effektivität des „Ramp-Up“ als solches und deren Durchführung ist gemäß dem Stand des Wissens regelmäßig zu prüfen und gegebenenfalls weiterzuentwickeln.
- Beobachtung von Meeressäugern zur Mitigation („Marine Mammal Watch“):
Die Beobachtungen der Sicherheitszone sind durch geschulte⁴³, unabhängige Beobachter durchzuführen, die auf dem Schiff nur dieser Aufgabe nachkommen. Die Sicherheitszone ist visuell (mindestens 3 Beobachter pro Schicht) und akustisch⁴⁴ (mindestens 1 Bioakustiker pro Schicht) zu überwachen.⁴⁵ Kann eine Überwachung der Sicherheitszonen nicht gewährleistet werden, ist der Survey abubrechen.

Angesichts des hohen Eigenlärms der Polarstern sollte zusätzlich ein leiseres Begleitschiff eingesetzt werden, um akustische Mitigationsbeobachtungen zu unterstützen. Für die großen Airgun-Konfigurationen könnte – je nach zu erwartenden Sicherheitsradien – erst durch Einsatz weiterer Beobachtungsplattformen eine effektive Überwachung der Sicherheitszonen gewährleistet werden.

Die effektivste Mitigation besteht in der Vermeidung überflüssiger oder doppelter Vermessungen von Seismik-Transekten. Daher sollten räumliche oder zeitliche Überschneidungen von Surveys verhindert werden. So könnten alle in der Antarktis stattfindenden Vermessungen prospektiv über das Sekretariat der Antarktis-Vertragsstaaten (ATS⁴⁶) erfasst (z. B. im Rahmen des existierenden retrospektive Bibliothekssystem für antarktische Seismikdaten⁴⁷) und koordiniert werden.

Die geographische und saisonale Beschränkung der Beschallung stellt eine weitere effektive Mitigationsmaßnahme dar, die bisher nur eingeschränkt eingesetzt werden kann. Der Forschungsbedarf, um diese Maßnahme umzusetzen, ist immer noch erheblich. Ein besonderes Augenmerk wird hier auf der Ausweisung von marinen Schutzgebieten, wie beispielsweise in der Ross-See (CCAMLR-Schutzgebietskonzept), liegen.

Es sollte jede Möglichkeit genutzt werden, die gravierenden Datenlücken zu kritischen Habitaten, saisonalem Vorkommen und der räumlichen Verteilung von heimischen Arten zu

⁴² Auch wenn die Effektivität des Ramp-Up für einige Arten umstritten ist, kann ein gewisses Maß an positiver Mitigationwirkung erwartet werden.

⁴³ Gemäß der Definition im „Memorandum of Understanding“ (MoU) zwischen AWI und UBA vom Juni 2007.

⁴⁴ Visuelle Detektionsraten liegen für einige Arten (z. B. Blau- und Pottwal; Entenwale) deutlich unterhalb denen für akustische Detektion (s. a. Sirovic (2004), Gedamke & Robinson (2010)).

⁴⁵ Alternative Überwachungstechniken können eingesetzt werden, wenn ihre Effektivität unabhängig nachgewiesen wurde und ihre Anwendung keine zusätzliche signifikante Störung bedeutet.

⁴⁶ Antarctic Treaty Secretariat (ATS)

⁴⁷ Antarctic Seismic Data Library System (SDLS)

schließen und weitere Datenpunkte durch begleitend stattfindende biologische Forschung in der Antarktis zu erheben.

III.7.4 Empfehlungen zur Begleitforschung

Derjenige, der seismische Tätigkeiten in der Antarktis durchführt und damit – trotz bestehender zahlreicher Wissenslücken zum Vorkommen und zur Verteilung von marinen Säugetieren, vor allem von Walen, und zu deren Verhaltensreaktionen auf Unterwasserlärm im Gebiet der Antarktis – störend auf die antarktische Tierwelt einwirkt, steht auch in der Verantwortung, zur Klärung dieser Fragen beizutragen.

Nach § 1 AUG ist die Antarktis nicht nur als ein der Wissenschaft gewidmetes Naturreservat zu bewahren, sondern auch umfassend zu schützen. **Umweltschutz und Forschungsfreiheit sind gleichrangige Schutzziele des AUG.** Um das Risiko für die antarktische Tierwelt durch seismische Messverfahren besser bewerten zu können und einen maximalen Forschungserfolg bei der geringstmöglichen Beeinträchtigung der antarktischen Umwelt zu gewährleisten, ist begleitende biologische Forschung zur Klärung der Wissenslücken erforderlich.

Das AWI sieht in ihrer Auflistung zum Forschungsbedarf die Notwendigkeit, die Wissensbasis zur Beurteilung der Auswirkungen von Airgun-Einsätzen in der Antarktis zu vergrößern. Hier muss zwischen Basisdaten, die unabhängig von der Region erhoben werden können (z. B. bestimmte Verhaltensreaktionen auf Schall oder Daten zum Hörvermögen) und für die Antarktis spezifische Daten, die nur dort erhoben werden können, unterschieden werden. Zu letzteren gehört insbesondere Forschung, die das Wissen um die räumlich-zeitliche Verteilung von Walen in der Antarktis verbessert sowie die Ermittlung von Plätzen höherer Walddichten („hot spots“), Abundanzen einzelner Arten und der Migrationsrouten zwischen den Kalbungs- und Aufzuchtsarealen und den antarktischen Nahrungsgebieten. Dafür sollten international anerkannte Verfahren, wie das im Forschungsvorhaben des UBA „Walmonitoring Antarktis“⁴⁸ eingesetzte „Line Transect Distance Sampling“, zur Anwendung kommen. Da Forschung in der Antarktis vielfachen zeitlichen und logistischen Beschränkungen unterliegt, sollte auf jeder Antarktisfahrt ein Forschungsprojekt zur langfristigen Verringerung dieser antarktisspezifischen Wissenslücken eingeplant werden. Das von Deutschland finanzierte und vom AWI betriebene Forschungsschiff Polarstern bietet eine der wenigen Möglichkeiten, in dieser Region aktive Forschung zu betreiben. Somit besteht hier nicht nur die Möglichkeit, sondern auch die Verantwortung, diese Ressourcen bestmöglich einzusetzen, um die gleichrangigen Schutzziele **Forschungsfreiheit und Umweltschutz** zu fördern.

⁴⁸ „Erhebung und Auswertung von Daten zum Vorkommen, zu Verteilung und zu relativen Abundanzen von Meeressäugern in der Antarktis nach international anerkannten Standards“, UFOPLAN 2008, FKZ 3708 91 101-2

IV. Literaturverzeichnis

- Abbot, T.A., Premus, V. A. und Abbot, P.A. (2010). A real-time method for autonomous passive acoustic detection-classification of humpback whales. *J. Acoust. Soc. Am*, vol. 127, issue 5, p. 2894.
- Ainley, D.G. 2010. A history of the exploitation of the Ross Sea, Antarctica. *Polar Rec.* 46 (238): 233–243.
- Ainley, D.G., Dugger, K.M., Toniolo, V., Gaffney, I. (2007). Cetacean occurrence patterns in the Amundsen and southern Bellingshausen sea sector, southern ocean. *Marine Mammal Science*, 23 (2), pp. 287-305.
- André M., M. Solé, M. Lenoir, M. Durfort, C. Quero, A. Mas, A. Lombarte, M. van der Schaar, M. López-Bejar, M. Morell, S. Zaugg, L. Houégnigan (2011). Low-frequency sounds induce acoustic trauma in cephalopods. *Frontiers in ecology and the environment*, DOI: 10.1890/100124.
- ASCOBANS (2011). Report of the Noise Working Group, 18th ASCOBANS Advisory Committee Meeting, 4-6 May 2011, Bonn. AC18/Doc.4-08 (WG) rev.1.
- Barlow, J. & Gisiner, R. (2006). Mitigating, monitoring and assessing the effects of anthropogenic sound on beaked whales. *Journal of Cetacean Research and Management* 7: 239–250.
- Barlow, J., Ferguson, M. C., Perrin, W. F., Balance, L., Gerrodette, T., Joyce, G. MacLeod, C. D., Mullin, K., Palka, D. L., und Waring, G. (2006). Abundance and densities of beaked and bottlenose whales (family Ziphiidae). *J. Cetacean Res. Manage.* 7(3):263–270, 2006
- Bengtson, J.L. & B.S. Stewart (1992). Diving and haulout behavior of crabeater seals in the Weddell Sea, Antarctica, during March 1986. *Polar Biol.* 12: 635-644.
- Boyd, I. L. (2002), Antarctic Marine Mammals, in *Encyclopedia of Marine Mammals*, 2nd edition, edited by W. F. Perrin, et al., pp. 42-46, Academic Press, London.
- Branch, T.A. et al. (2007). Past and present distribution, densities and movements of blue whales *Balaenoptera musculus* in the Southern Hemisphere and northern Indian Ocean. *Mammal Review* 37:116-175.
- Branch, T.A. und Butterworth, D.S. (2001). Estimates of abundance south of 60°S for cetacean species sighted frequently on the 1978/79 to 1997/98 IWC/IDCR-SOWER sighting surveys. *J. Cetacean Res. Manage.* 3(3):251-70
- Breitzke, M, und Bohlen, T. (2010), Modelling sound propagation in the Southern Ocean to estimate the acoustic impact of seismic research surveys on marine mammals, *Geophysical Journal International*, 181, 818-846.
- Breitzke, M., Boebel, O., El Nagggar, S., Jokat, W. und Werner, B. (2008). Broad-band calibration of marine seismic sources used by R/V Polarstern for academic research in polar regions. *Geophysical Journal International*, 174, 505-524.
- Brewer, P. G. und Hester, K. (2009). Ocean Acidification and the Increasing Transparency of the Ocean to Low-Frequency Sound. *Oceanography*, Vol. 22, Number 4.

- Castellote, M., Clark, C.W. and Lammers, M.O. (2010). Potential negative effects in the reproduction and survival of fin whales (*Balaenoptera physalus*) by shipping and airgun noise. Submitted to Scientific Committee, International Whaling Commission, SC/62/E3, 12pp.
- Chan, A. A. Y.-H., Giraldo-Perez, P., Smith, S. und Blumstein, D. T. (2010). Anthropogenic noise affects risk assessment and attention: the distracted prey hypothesis. *Biol Lett.* doi: 10.1098/rsbl.2009.1081.
- Clark, C.W. und Gagnon, G.C. (2006). Considering the temporal and spatial scales of noise exposures from seismic surveys on baleen whales. Submitted to Scientific Committee, International Whaling Commission, SC/58/E9, 9pp.
- Clark, C.W., Ellison, W.T., Southall, B.L., Hatch, L.T., Van Parijs, S.M., Frankel, A. und Ponirakis, D. (2009). Acoustic Masking in Marine Ecosystems: Intuitions, Analysis, and Implications. *Marine Ecology Progress Series* 395:201-222.
- Cooke, J. G. 1999 Improvement of fishery management advice through harvest algorithms. *ICES J. Mar. Sci.* 56, 797–810. (doi:10.1006/jmsc.1999.0552)
- Cox, T. M. Et. Al. (2006). Understanding the impacts of anthropogenic sound on beaked whales. *Journal of Cetacean Research and Management*, 7, 177-187.
- Czybulka, D. (2010). Rechtsfragen im Zusammenhang mit seismischen Untersuchungen und Belangen des Natur- und Ökosystems schutzes in antarktischen Gewässern“. Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag des Umweltbundesamt.
- Dallman, M. F. & Bhatnagar, S. (2001). Chronic stress and energy balance: Role of the hypothalamo-pituitary-adrenal axis. In B. S. McEwen and H. M. Goodman (Eds.), *Handbook of Physiology; Section 7: The Endocrine System; Volume IV: Coping with the Environment: Neural and Endocrine Mechanisms* (pp. 179-210). New York: Oxford University Press.
- Deecke, V. B., Ford, J. K. B. und Slater, P. J. B. (2005). The vocal behaviour of mammal-eating killer whales: communicating with costly calls. *Animal Behaviour*, 69, 395-405.
- DeRuiter, S.L., Tyack, P.L., Lin, Y.T., Newhall, A.E., Lynch, J.F. und Miller, P.J.O. (2006). Modelling acoustic propagation of airgun array pulses recorded on tagged sperm whales (*Physeter macrocephalus*), *J. acoust. Soc. Am.*, 120, 4100–4114.
- Dolman, S.J. and Simmonds, M.P. (2006). An updated note on the vulnerability of cetaceans to acoustic disturbance. Submitted to Scientific Committee, International Whaling Commission, SC/58/E22, 11pp.
- Engel, M.H., Marcondes, M.C.C., Martins, C.C.A., O Luna, F., Lima, R.P. and Campos, A. (2004). Are seismic surveys responsible for cetacean strandings? An unusual mortality of adult humpback whales in Abrolhos Bank, Northeastern coast of Brazil. Submitted to Scientific Committee, International Whaling Commission, SC/56/E28.
- Erbe, C. (2002). Underwater noise of whale-watching boats and potential effects on killer whales (*Orcinus orca*), based on an acoustic impact model. *Marine Mammal Science* 18:394-418.
- Fair, P. A. & Becker, P. R. (2000). Reviews of Stress in Marine Mammals. *Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery*, 7: 335-354.

- Finneran JJ, Schlundt CE, Branstetter B, Dear RL (2007) Assessing temporary threshold shift in a bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) using multiple simultaneous auditory evoked potentials. *J. Acoust. Soc. Am.* 122: 1249–1264.
- Finneran, J. J., Carder, D. A., Schlundt, C. E., and Dear, R. L. (2010). "Growth and recovery of temporary threshold shift (TTS) at 3 kHz in bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*)," *J. Acoust. Soc. Am.* 127, 3256–3266.
- Flores, H., Haas, Ch., van Franeker, J.A. und Meesters, E. (2008). Density of pack-ice seals and penguins in the western Weddell Sea in relation to ice thickness and ocean depth, *Deep-Sea Research II* 55 (2008), 1068–1074.
- Foot, A. D. & Nystuen, J. A. (2008). Variation in call pitch among killer whale ecotypes. *J. Acoust. Soc. Am.* Volume 123, Issue 3, pp. 1747-1752 (March 2008).
- Gedamke, J. und McCauley, R.D. (2010). Initial quantification of low frequency masking potential of a seismic survey. *International Whaling Commission*, SC/62/E12.
- Gedamke, J. und S. M. Robinson (2010). Acoustic survey for marine mammal occurrence and distribution off East Antarctica (30-80°E) in Jan.- Feb. 2006. *Deep-Sea Research II* 57: 968-981
- Gill, A., und P. G. H. Evans (2002). Marine mammals of the Antarctic in relation to hydro-acoustic activities, 216 pp, Study on behalf of the German Federal Agency for Nature Conservation (BfN).
- Godlewska, M. und Klusek, Z. (1987). Vertical Distribution and Diurnal Migrations of Krill - *Euphausia superba* Dana - from Hydroacoustical Observations, SIBEX, December
- Goold, J.C., und Fish P.J. (1998). Broadband spectra of seismic survey airgun emissions, with reference to dolphin auditory thresholds. *Journal of the Acoustical Society of America* 103(4):2177-2184.
- Hewitt, R. und Lipsky, J.D. (2009). Krill and other plankton in *Encyclopedia of Marine Mammals*, edited by W. F. Perrin, et al., pp. 657-664, Academic Press, London.
- Hildebrand, J. (2008). Evaluation of the revised version of the report "Strategic assessment of the Risk posed to marine mammals by the use of airguns in the Antarctic Treaty Area, version 16.06.2008. 06.2008). Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag des Umweltbundesamt.
- Hildebrand, J. (2009): Evaluation of the revised version of the report "Strategic assessment of the Risk posed to marine mammals by the use of airguns in the Antarctic Treaty Area, version 27.03.2009. 06.2008). Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag des Umweltbundesamt.
- ICES. (2005). Report to the Ad-hoc Group on Impacts of Sonar on Cetaceans and Fish (AGISC). CM 2006/ACE: 25 pp.
- ICES (2010). Report of the Working Group on Marine Mammal Ecology (WGMME). ICES WGMME REPORT 2010 (www.ices.dk/reports/ACOM/2010/WGMME/wgmme_final_2010.pdf).
- International Whaling Commission (2001) Report of the subcommittee on the comprehensive assessment of whale stocks—other stocks. *J. Cetacean Resource Management (Spec. Issue)* 3: 209–228.

JNCC (Joint Nature Conservation Committee) (2004). Guidelines for minimizing acoustic disturbance to marine mammals from seismic surveys. Joint Nature Conservation Committee, Peterborough. <http://www.jncc.gov.uk/pdf/Seismic_survey_guidelines_200404.pdf>.

JNCC (Joint Nature Conservation Committee) (2009). JNCC guidelines for minimising the risk of disturbance and injury to marine mammals from seismic surveys. <http://www.jncc.gov.uk/page-1534> >.

Jochens, A., D., Biggs, K., Benoit-Bird, D., Engelhaupt, J., Gordon, C., Hu, N., Jaquet, M., Johnson, R., Leben, B., Mate, P., Miller, J., Ortega-Ortiz, A., Thode, P., Tyack, and B. Wursig (2008). Sperm whale seismic study in the Gulf of Mexico: Synthesis report. U.S. Dept. of the Interior, Minerals Management Service, Gulf of Mexico OCS Region, New Orleans, LA. OCS Study MMS 2008-006. 341 pp.

Johnston, R. C., D. H. Reed, and J. F. Desler (1988). Special report of the SEG Technical Standards Committee. SEG standards for specifying marine seismic energy sources, *Geophysics*, 53, 566-575.

Kasamatsu, F., Joyce, G.G., Ensor, P. und Mermoz, J. (1996). Current occurrence of baleen whales in Antarctic waters, Rep. Int. Whaling Comm., 46, 293-303.

Kasamatsu, F., Matsuoka, K. und Hakamada, T. (1998). Spatial Structure of Whale Community in the Antarctic Feeding Grounds with Special Reference to the Interspecific Relationships – Preliminary Report. Paper SC/50/E2 submitted to IWC Scientific Committee, 1998.

Kasamatsu, F., und Joyce, G.G. (1995). Current status of odontocetes in the Antarctic. *Antarctic Science*, 7(4), 365-379.

Kaschner, K., Watson, R., Trites, A.W., und Pauly, D. (2006). Mapping world-wide distributions of marine mammal species using a relative environmental suitability (RES) model, *Marine Ecology Progress Series*, 316, 285-310.

Kastelein, R. et al. 2011. Temporary hearing threshold shifts and recovery in a harbor porpoise (*Phocoena phocoena*) and harbor seals (*Phoca vitulina*) exposed to white noise in a 1/1-octave band around 4 kHz. *J. Acoust. Soc. Am.* 129(4, Pt. 2):2432 [Abstract].

Kastak, D., Southall, B.L., Schusterman, R.J. und Reichmuth Kastak, (2005). Underwater temporary threshold shift in pinnipeds: Effects of noise level and duration. *J. Acoust. Soc. Am.* 118 (5), November 2005.

Kock, K.-H., Herr, H., Scheidat, M., Bräger, S., Lehnert, K., Lehnert, L.S., Verdaat, H., Williams, R., Siebert, U. und Boebel, O. (2010). Sighting surveys from a ship and a helicopter in the Weddell Sea in 2006/07 and 2008/09. Submitted to Scientific Committee, International Whaling Commission, SC/62/O15.

Kooyman G.L. und Kooyman, T.G. (1995). Diving behaviour of emperor penguins nurturing chicks at Coulman Island, Antarctica. *The Condor* 97: 536-549.

Kujawa, S.G. und Liberman, M.C. (2009). Adding insult to injury: cochlear nerve degeneration after "temporary" noise-induced hearing loss. *J Neurosci* 29:14077-14085.

Laws, R. M. (1984). Seals, in *Antarctic Ecology*, R. M. Laws, ed., pp. 621-715, Academic, London.

- Lockyer, C. (1981). Growth and energy budgets of large baleen whales from the Southern Hemisphere. In: Mammals in the Seas. Vol. III, General Papers and Large Cetaceans. FAO Fish. Ser. 5, pp. 379–487.
- Løkkeborg, S., Ona, E., Vold, A. und Salthaug, A. (2010). Effects of Sounds from Seismic Airguns on Fish Behaviour and Catch Rates. Presented at 2nd International Conference on The Effects of Noise on Aquatic Life, Cork, Irland 15.-20.08.2010.
- Lucke, K. (2008). Evaluation of the revised version of the report "Strategic assessment of the Risk posed to marine mammals by the use of airguns in the Antarctic Treaty Area, version 16.06.2008. 06.2008). Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag des Umweltbundesamt.
- Lucke, K. (2009): Evaluation of the revised version of the report "Strategic assessment of the Risk posed to marine mammals by the use of airguns in the Antarctic Treaty Area, version 27.03.2009. 06.2008). Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag des Umweltbundesamt.
- Lucke, K., Siebert, U., Lepper, P.A. und Blanchet, M.-A. (2009). Temporary shift in masked hearing thresholds in a harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) after exposure to seismic air-gun stimuli. *Journal of the Acoustical Society of America* 125: 4060-4070.
- Lusseau D. & Bejder, L. (2007). The long-term consequences of short-term responses to disturbance: Experiences from whalewatching impact assessment. *International Journal of Comparative Psychology (Special Issue)* 20: 228-236.
- MacGillivray, A.O. and Chapman, N.R. (2005). Results from an acoustic modelling study of seismic airgun survey noise in Queen Charlotte Basin. Technical report submitted to the BC Offshore Oil and Gas Team, 43 pp. Available at http://www.empr.gov.bc.ca/OG/offshoreoilandgas/ReportsPresentationsandEducationalMaterial/Reports/Documents/QCB_Acoustic_Modelling_Study_Report_2005.pdf
- Madsen, P. T. (2005), Marine mammals and noise: Problems with root mean square sound pressure levels for transients, *The Journal of the Acoustical Society of America*, 117, 3952-3957.
- Madsen, P. T. (2008): Evaluation of the report "Strategic assessment of the Risk posed to marine mammals by the use of airguns in the Antarctic Treaty Area, version 16.06.2008). Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag des Umweltbundesamt.
- Madsen, P. T. (2009): Evaluation of the revised version of the report "Strategic assessment of the Risk posed to marine mammals by the use of airguns in the Antarctic Treaty Area, version 27.03.2009. 06.2008). Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag des Umweltbundesamt.
- Madsen, P.T., Johnson, M., Miller, P.J.O., Aguilar Soto, N., Lynch, J. & Tyack, P. (2006). Quantitative measures of air-gun pulses recorded on sperm whales (*Physeter macrocephalus*) using acoustic tags during controlled exposure experiments, *J. acoust. Soc. Am.*, 120, 2366–2379.
- McCauley, R.D., Fewtrell, J. und Popper, A.N. (2003). High intensity anthropogenic sound damages fish ears. *J. Acoust. Soc. Am.*, Vol. 113, No. 1, January 2003
- McDonald, M. A., Wiggins, S. M., Hildebrand, J. A. und Ross D. (2008). A 50 year comparison of ambient ocean noise near San Clemente Island: A bathymetrically complex coastal region off Southern California, *J. Acous. Soc. Am.*, 124:1985-1992.

- McDonald, M.A., Mesnick, S. L. und Hildebrand, J. A. (2006). Biogeographic characterisation of blue whale song worldwide: using song to identify populations. *J. Cetacean Res. Manage.* 8(1):55–65, 2006
- McEwen, B. S. und J. C. Wingfield. 2003. The concept of allostasis in biology and biomedicine. *Hormones and Behavior* 43:2–15. CrossRef, PubMed, CSA
- Miller, P.J.O., Johnson, M.P., Madsen, P.T., Biassoni, N., Quero, M. und Tyack, P.L. (2009). Using at-sea experiments to study the effects of airguns on the foraging behaviour of sperm whales in the Gulf of Mexico. *Deep-Sea Research I*. doi:10.1016/j.dsr.2009.02.008
- Mooney T.A., Hanlon R.T., Christensen-Dalsgaard J., Madsen P.T., Ketten D.R. und Nachtigall P.E. (2010). Sound detection by the longfin squid (*Loligo pealeii*) studied with auditory evoked potentials: sensitivity to low-frequency particle motion and not pressure. *J. Exp. Biol.* 2010 Nov. 1; 213(Pt 21):3748-59.
- Mooney, T.A., Nachtigall, P.E., Vlachos, S. (2009a). Predicting temporary threshold shifts in a bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*): the effects of noise level and duration, *J. Acoust. Soc. Am.* 125 (3), March 2009.
- Mooney, T.A., Nachtigall, P.E., Vlachos, S. (2009b). Sonar-induced temporary hearing loss in dolphins, *Biol. Lett.* published online 8 April 2009.
- Moore, M. J. und Early, G. A. (2004). Cumulative sperm whale bone damage and the bends. *Science* 306, 2215.
- Moretti, D.J. (2011). Modelling the effects of acoustic disturbance on beaked whale Populations. 4th Conference on the Effects of Sound in the Ocean on Marine Mammals, ESOMM (Abstract).
- National Marine Fisheries Service (2002), National Marine Fisheries Service Endangered Species Act - Section 7 Consultation Biological Opinion on SURTASS LFA, 170, NMFS.
- Nowacek D.P., Friedlaender A.S., Halpin P.N., Hazen E.L., Johnston D.W., et al. (2011). Super-Aggregations of Krill and Humpback Whales in Wilhelmina Bay, Antarctic Peninsula. *PLoS ONE* 6(4): e19173. doi:10.1371/journal.pone.0019173.
- NRC (2005). Marine mammals populations and ocean noise: determining when noise causes biologically significant effects, National Academy Press, Washington, DC.
- OSPAR (2009). Overview of the impacts of anthropogenic underwater sound in the marine environment. OSPAR Commission, 2009. Publication number 441/2009.
- Parker, D. E., Tubbs, R. L., Johnston, P. A., und Johnston, L. S. (1976). Influence of auditory fatigue on masked pure-tone thresholds. *J. Acoust. Soc. Am.* 60, 881–885.
- Parsons, E. C. M., Clark, J., and Simmonds, M. P. (2010). The Conservation of British Cetaceans: A Review of the Threats and Protection afforded to Whales, Dolphins, and Porpoises in UK Waters, Part 2. *Journal of International Wildlife Law & Policy*, 13:99-17.
- Pastene, L.A., Acevedo, J., Goto, M., Zerbini, A. N., Acuña, P., Aguayo-Lobo, A. (2009), Population structure and possible migratory links of common minke whales, *Balaenoptera acutorostrata*, in the Southern Hemisphere. *Conserv. Genet.* (2010) 11: 1553–1558.

- Richardson, W. J., C. R. Greene, C. I. Malme, & D. H. Thomson (1995). Marine mammals and noise. Academic Press. San Diego. 576 pp.
- Schick, R.S., New, L.F., Thomas, L., Costa, D.P., Hindell, M.A., McMahon, C.R., Robinson, P.W., Simmons, S.E., Thums, M., Harwood, J. and Clark, J.S. (2011). The relationship between foraging, disturbances to foraging, and vital rates in elephant seals. 4th Conference on the Effects of Sound in the Ocean on Marine Mammals, ESOMM (Abstract).
- Schlundt, C.E., Finneran, J.J., Carder D.A. and Ridgway, S.H. (2000). Temporary shift in masked hearing thresholds of bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*, and white whales, *Delphinapterus leucas*, after exposure to intense tones. J. Acoust. Soc. Am. 107 (6): 3496- 3508.
- Siegel, V. (2005). Distribution and population dynamics of *Euphausia superba*: summary of recent findings, Polar Biology, 29, 1-22.
- Sih, A., Bell, A.M., und Kerby, J.L. (2004). Two stressors are far deadlier than one. TRENDS in Ecology and Evolution Vol. 19 No. 6, pp. 274-6.
- Širovic, A., Hildebrand, J.A. and Thiele, D. (2006). Baleen whales in the Scotia Sea during January and February 2003. Journal of Cetacean Research and Management, 8(2), 161-171.
- Širovic, A., Hildebrand, J.A., Wiggins, S.M., Donald, M.A., Moore, S. and Thiele, D. (2004). Seasonality of blue and fin whale calls and the influence of sea ice in the Western Antarctic Peninsula. Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography, 51, 2327-2344.
- Širovic, A., J Hildebrand, J.A., Wiggins, S.M. und Thiele, D. (2009). Blue and fin whale acoustic presence around Antarctica during 2003 and 2004. Marine Mammal Science 25: 125-136.
- Southall, B.L., Bowles, A.E., Ellison, W.T., Finneran, J.J., Gentry, R.L., Greene, C.R. Jr., Kastak, D., Ketten, D.R., Miller, J.H., Nachtigall, P.E., Richardson, W.J., Thomas, J.A. and Tyack, P.L. (2007). Marine mammal noise exposure criteria: Initial scientific recommendations. Aquatic Mammals, 33: 411 – 521.
- Stone, C.J. (2003). The effects of seismic activity on marine mammals in UK waters, 1998-2000. JNCC Report 323.
- Tarling, G. A.; Klevjer, T.; Fielding, S.; Watkins, J.; Atkinson, A.; Murphy, E.; Korb, R.; Whitehouse, M. Und Leaper, R. (2009). Variability and predictability of Antarctic krill swarm structure. Deep-Sea Research Part I, 56 (11). 1994-2012. 10.1016/j.dsr.2009.07.004
- Taylor, B., Barlow, J., Pitman, R., Ballance, L., Klinger, T., DeMaster, D., Hildebrand, J., Urban, J., Palacios, D. und Mead, J. (2004). A call for research to assess risk of acoustic impact on beaked whale populations. Submitted to Scientific Committee, International Whaling Commission SC/56/E36, 4pp.
- Tougaard, J., Carstensen, J., Teilmann, J., Skov, H. und Rasmussen, P. (2009). Pile driving zone of responsiveness extends beyond 20 km for harbour porpoises (*Phocoena phocoena*, (L.)). J. Acoust. Soc. Am. 126 (1):11-14.
- Tyack, P (2009). Human-generated sound and marine mammals. Physics Today 62 n.11 (2009): 39-44.

- Tyack, P.L., Zimmer, W.M.X., Moretti, D., Southall, B.L., Claridge, D.E., et al. (2011). Beaked Whales Respond to Simulated and Actual Navy Sonar. PLoS ONE 6(3): e17009. doi:10.1371/journal.pone.0017009.
- Van Franeker, J. (2004). Distribution and Population Densities of Marine Mammals South of 60° S. Polarforschung 72 (2/3), 71 - 74, 2002 (erschienen 2004).
- Weir, C. (2008). Short-Finned Pilot Whales (*Globicephala macrorhynchus*) Respond to an Air-gun Ramp-up Procedure off Gabon. Aquatic Mammals 2008, 34(3), 349-354.
- Wesnigk, J. B. (1999). Entscheidungshilfen für die Genehmigungspraxis zur Umsetzung des Gesetzes zur Ausführung des Umweltschutzprotokolls vom 4. Oktober 1991 zum Antarktis-Vertrag (AUG). Bd. 1 & 2. Forschungsbericht 101 01 136, UBA-FB 97-076; Texte 16/99.
- Whitehead, H. (2002). Estimates of the current global population, size and historical trajectory for sperm whales. Mar Ecol Prog Ser 242:295-304.
- Whitehead, H. and Weilgart, L. (2000). The sperm whale: social females and roving males. Pp.154–172 in: Cetacean Societies: Field Studies of Dolphins and Whales (eds. J. Mann, R.C. Connor, P.L. Tyack, and H. Whitehead). University of Chicago Press, Chicago. 433pp.
- Williams, R., Lusseau, D. and Hammond, P.S. (2006). Estimating relative energetic costs of human disturbance to killer whales (*Orcinus orca*). Biol. Conservation 133 (2006), 301-311.
- Wright, A. J., Aguilar, Soto, N., Baldwin, A. L., Bateson, M., Beale, C., Clark, C. et al. (2007). Anthropogenic Noise as a Stressor in Animals: A Multidisciplinary Perspective. International Journal of Comparative Psychology 20(2): 250-273.
- Wright, A. J., Deak, T. und Parsons, E.C.M. (2009). Concerns Related to Chronic Stress in Marine Mammals. Submitted to Scientific Committee, International Whaling Commission, SC/61/E16.
- Zimmer, W.M. und P.L. Tyack (2007). Repetitive shallow dives pose decompression risk in deep-diving beaked whales. Marine Mammal Science 23 (October):888 - 925. DOI: 10.1111/j.1748-7692.2007.00152.x

V. Anlage 1: Die materiell-rechtlichen Grundlagen für die Beurteilung seismischer Aktivitäten in der Antarktis

Inhaltsverzeichnis

I.	EINLEITUNG	76
II.	DAS ANTARKTIS-VERTRAGSSYSTEM – RECHTLICHE GRUNDLAGE FÜR DIE DURCHFÜHRUNG ALLER AKTIVITÄTEN IN DER ANTARKTIS.....	76
II.1	DIE BESORGNIS NEGATIVER UMWELTAUSWIRKUNGEN NACH § 3 Abs. 4 AUG.....	77
	VII.1.1 Der Besorgnisgrundsatz.....	77
	VII.1.2 Die Schutzgüter von § 3 Abs. 4 AUG.....	78
	VII.1.3 Resümee	81
II.2	DER ARTENSCHUTZRECHTLICHE VERBOTSTATBESTAND DES § 17 Abs. 1 AUG	81
	VII.2.1 Das Eingriffsverbot des § 17 Abs. 1 Nr. 1 AUG	82
	VII.2.2 Das Verbot schädlichen Einwirkens in § 17 Abs. 1 Nr. 2 AUG.....	84
	VII.2.3 Verhältnis zu CCAS, CCAMLR und ICRW	85
	VII.2.4 Resümee	86
III.	WEITERE VÖLKERRECHTLICHE REGELUNGEN	87
III.1	VERHÄLTNIS ZUM SRÜ	87
III.2	VERHÄLTNIS ZUR BONNER KONVENTION	88

I. Einleitung

Ein umfassendes völkerrechtliches Vertragswerk zum Umgang mit anthropogen induziertem Unterwasserlärm existiert nicht. Verschiedene internationale Abkommen befassen sich jedoch mit dem Schutz der Meeresumwelt sowie verschiedener Tierarten und können so wichtige Anhaltspunkte liefern, wie mit Aktivitäten umzugehen ist, die Unterwasserlärm erzeugen und sich daher negativ auf die Meeresumwelt auswirken können.

Zum Schutz der antarktischen Umwelt bildet das Antarktis-Vertragssystem den Regelungsrahmen für die Anforderungen an die Planung und Durchführung aller Aktivitäten in der Antarktis, die auch für seismische Forschungsaktivitäten gelten (siehe dazu II.). Darüber hinaus liefern – neben dem AVS – weitere völkerrechtliche Regelungen Anhaltspunkte für die Beurteilung seismischer Vorhaben (siehe dazu III.).

II. Das Antarktis-Vertragssystem – Rechtliche Grundlage für die Durchführung aller Aktivitäten in der Antarktis

Zum Antarktis-Vertragssystem (AVS) zählen neben dem Antarktis-Vertrag (AV)¹ das Umweltschutzprotokoll (USP)², das Übereinkommen zur Erhaltung der antarktischen Robben (Convention on the Conservation of Antarctic Seals – CCAS)³ und das Übereinkommen über die Erhaltung der lebenden Meeresschätze der Antarktis (Convention on the Conservation of Antarctic Marine Living Resources – CCAMLR)⁴.

Das AUG⁵, welches das USP in deutsches Recht umsetzt, stellt nach § 3 Abs. 1 Satz 1 AUG alle Tätigkeiten, die in Deutschland organisiert werden oder von dessen Hoheitsgebiet ausgehen, unter einen Genehmigungsvorbehalt. Materielle Genehmigungsvoraussetzung ist, dass durch die Tätigkeit negative Umweltauswirkungen im Sinne von § 3 Abs. 4 AUG nicht zu besorgen sind (siehe dazu II.1.). Sofern die beabsichtigte Tätigkeit Handlungen umfasst, die nach der artenschutzrechtlichen Vorschrift in § 17 Abs. 1 AUG verboten sind, darf die Genehmigung darüber hinaus nur erteilt werden, wenn die in § 17 Abs. 2 – 4 AUG genannten Voraussetzungen erfüllt sind (siehe dazu II.2.).

¹ Antarktis-Vertrag vom 1. Dezember 1959, BGBl. II 1978, 1518; in Kraft seit dem 23. Juni 1961

² Gesetz zum Umweltschutzprotokoll vom 4. Oktober 1991 zum Antarktis-Vertrag, BGBl. II 1994, 2478; in Kraft seit dem 14.01.1998

³ Gesetz zu dem Übereinkommen vom 1. Juni 1972 zur Erhaltung der antarktischen Robben (RobErhÜbkG), BGBl. II 1987, 90

⁴ Gesetz zu dem Übereinkommen vom 20. Mai 1980 über die Erhaltung der lebenden Meeresschätze der Antarktis (AntarktMeerSchÜbkG), BGBl. II 1982, 420

⁵ Gesetz zur Ausführung des Umweltschutzprotokolls vom 4. Oktober 1991 zum Antarktis-Vertrag (Umweltschutzprotokoll-Ausführungsgesetz) vom 22. September 1994, BGBl. I 1994, 2593, zuletzt geändert durch Art. 69 der Verordnung vom 31. Oktober 2006, BGBl. I 2006, 2407

II.1 Die Besorgnis negativer Umweltauswirkungen nach § 3 Abs. 4 AUG

II.1.1 Der Besorgnisgrundsatz

Unter welchen materiellen Voraussetzungen eine Genehmigung für seismische Forschungsaktivitäten nach § 3 Abs. 1 Satz 1 AUG erteilt oder nicht mehr erteilt werden kann, legt § 3 Abs. 4 AUG fest. Danach darf die Genehmigung nur erteilt werden, wenn die Tätigkeit die dort genannten negativen Auswirkungen nicht **„besorgen“** lässt. Die Regelung im USP, auf der § 3 Abs. 4 AUG beruht, verlangt, dass die Tätigkeit so geplant und durchgeführt wird, dass nach Art. 3 Abs. 2 Buchst. a USP nachteilige Auswirkungen auf die antarktische Umwelt sowie die abhängigen und verbundenen Ökosysteme **begrenzt** und weitere negative Auswirkungen im Sinne von Art. 3 Abs. 2 Buchst. b USP **vermieden** werden.

Grundsätzlich ist – sofern im Rahmen geltender methodischer Standards Auslegungs- und Abwägungsspielräume eröffnet sind – der konventionsgemäßen Auslegung der Vorrang zu geben.⁶ Es war jedoch der ausdrückliche Wille des Gesetzgebers zum AUG, auf den Besorgnisbegriff zurückzugreifen. Nach der Gesetzesbegründung werden die nach § 3 Abs. 4 AUG unbedingt zu vermeidenden Auswirkungen nur dann wirklich vermieden, wenn ihr Nicht-Eintreten nach den Maßstäben des Besorgnisgrundsatzes gewährleistet ist.⁷ Der Gesetzgeber zum AUG hat also ganz bewusst auf den Besorgnisgrundsatz und damit auf einen strengeren Bewertungsmaßstab für den Schutz der antarktischen Umwelt zurückgegriffen, als ihn das USP, dessen Maßstab lediglich als Mindeststandard anzusehen ist, vorsieht.⁸ Nach anderer Ansicht sind im Wege völkerrechtsfreundlicher Auslegung des AUG die negativen Auswirkungen nach § 3 Abs. 4 Nr. 1 – 6 AUG zu vermeiden und die nach § 3 Abs. 4 Nr. 7 AUG zu begrenzen.⁹

Maßgeblich für die Auslegung der „Besorgnis“ ist das gemeinsame Verständnis von „Besorgnis“ in der Vereinbarung zwischen AWI und UBA über die Behandlung wissenschaftlicher Tätigkeiten nach dem AUG vom 21.09.2006 (Mediationsvereinbarung). Danach ist von einer „Besorgnis“ auszugehen, wenn auf Grund **konkreter Anhaltspunkte die Möglichkeit des Eintritts von Umweltauswirkungen** im Sinne des § 3 Abs. 4 AUG besteht oder nach derzeitigem Stand von Wissenschaft und Technik **bestimmte Ursachenzusammenhänge insoweit weder bejaht noch verneint werden können**. Eine Besorgnis ist **nicht** anzunehmen, wenn der Eintritt dieser Auswirkungen derart unwahrscheinlich ist, dass er nach den Maßstäben praktischer Vernunft und damit als **Restrisiko** hinnehmbar ist. Im Rahmen der Genehmigungsentscheidung nach § 3 Abs. 4 AUG ist bei der Ermittlung konkreter Anhaltspunkte für Umweltauswirkungen auf alle Tatsachen unter Beachtung des **Standes von Wissenschaft und Technik** abzustellen. Sofern die Feststellung von Umweltauswirkungen nicht möglich ist, sind weitere fundierte und nachprüfbare Erkenntnisse und die Praxis anderer Vertragsstaaten heranzuziehen.

⁶ BVerfG Beschl. v. 14.10.2004, 2 BvR 1481/04, Rn. 62

⁷ BT-Drs. 12/7491, S. 17

⁸ Vgl. auch Smeddinck, NuR 2006, 342, 346

⁹ Czybulka: Rechtsfragen im Zusammenhang mit seismischen Untersuchungen und Belangen des Natur- und Ökosystemschutzes in antarktischen Gewässern, Rechtsgutachten im Auftrag des Umweltbundesamtes, 2010, S. 46

Die Erkenntnisse über den Einfluss von Unterwasserschall auf marines Leben sind lückenhaft. Seit dem Beginn der Diskussion über mögliche schädliche Auswirkungen anthropogenen Unterwasserlärms hat sich das Wissen entlang der Wirkkette von der Schallerzeugung über Schallausbreitung und Schallrezeption bis zu möglichen physiologischen und ökologischen Auswirkungen verbessert. Viele zentrale Fragen, insbesondere in Bezug auf die populationsrelevanten Auswirkungen von anthropogenem Unterwasserschall, können aber erst in Ansätzen beantwortet werden. Daher kann gerade auch wegen der wissenschaftlichen Unsicherheiten hinsichtlich der direkten, indirekten, langfristigen oder kumulativen Effekte von Schall auf die Meeresbewohner die Möglichkeit des Eintritts von Umweltauswirkungen im Sinne des § 3 Abs. 4 AUG nicht ausgeschlossen werden und bestimmte Ursachenzusammenhänge nach dem derzeitigen Stand von Wissenschaft und Technik insoweit weder bejaht noch verneint werden. Seismische Tätigkeiten lassen – entsprechend der oben genannten Definition – negative Auswirkungen auf die Schutzgüter von § 3 Abs. 4 Nr. 4, 5 und 7 AUG besorgen (siehe auch 1.2.).

Bei der Subsumtion aller Tatsachen und Erkenntnisse unter den unbestimmten Rechtsbegriff der „Besorgnis“ ist die Gleichrangigkeit der Schutzziele Umweltschutz und Forschungsfreiheit im Sinne praktischer Konkordanz zu berücksichtigen. Dabei ist ein hohes und der ökologisch sensiblen antarktischen Region angemessenes Umweltschutzniveau zugrunde zu legen. Die Forschungsfreiheit setzt eine intakte Umwelt voraus und muss zugleich der Bewahrung einer intakten Umwelt dienen. Aus der ausdrücklichen Nennung der Wissenschaft folgt, dass der strenge Schutz der Antarktis, den USP und AUG verlangen, damit zu begründen ist, dass die antarktische Natur neben dem Schutz um ihre einmalige Qualität auch als Objekt wissenschaftlicher Interessen geschützt ist. Umweltschutz in der Antarktis dient daher auch dem Zweck, die Antarktis als Ort und Gegenstand von Forschung in ihrem jetzigen, weitgehend unberührten und unverschmutzten Zustand zu erhalten. Ziel der seismischen Forschungsaktivitäten muss es daher sein, größtmögliche wissenschaftliche Erkenntnisse bei gleichzeitig minimaler Beeinträchtigung der antarktischen Umwelt – insbesondere der Meeressäuger – zu erreichen.

Diese Auslegungsgrundsätze gelten auch für die überschlägige Prognoseentscheidung hinsichtlich der Besorgnis im Rahmen der **Verfahrensauswahl** nach § 4 Abs. 3 AUG auf der Basis der vorhandenen und vorgelegten Unterlagen.

II.1.2 Die Schutzgüter von § 3 Abs. 4 AUG

Neben dem Schutz von Arten und Populationen sehen AUG und USP den Schutz von gefährdeten oder bedrohten Arten sowie den Ökosystemschutz als Schutzziele vor:

II.1.2.1 § 3 Abs. 4 Nr. 4 AUG¹⁰

§ 3 Abs. 4 Nr. 4 AUG schützt Tierarten und deren Populationen vor schädlichen Veränderungen in Verbreitung, Häufigkeit oder Produktivität. Eine „schädliche Veränderung“ im Sinne

¹⁰ § 3 Abs. 4 Nr. 4 AUG setzt Art. 3 Abs. 2 Buchst. b (iv) USP in deutsches Recht um.

von § 3 Abs. 4 Nr. 4 AUG ist die negative Veränderung des Ist-Zustandes der Verbreitung¹¹, Häufigkeit¹² oder Produktivität¹³ einer Population¹⁴. Erfasst sind nicht nur körperliche Einwirkungen oder physikalische Veränderungen, sondern auch durch bestimmte Einwirkungen ausgelöste Verhaltensänderungen von Tieren, die sich auf Populationsebene auswirken können. § 3 Abs. 4 Nr. 4 AUG grenzt den Schutzbereich nicht auf Säugetiere und Vögel sowie auf in der Antarktis heimische Arten ein. Daher sind sowohl Populationen von Walen, Robben, Pinguinen als auch von Fischen, Tintenfischen und Krill gleichermaßen erfasst.

Im Hinblick auf seismische Aktivitäten können diese nach § 3 Abs. 4 AUG dann nicht genehmigt werden, wenn deren Auswirkungen – wie die Unterbrechung oder Beeinträchtigung von normalen Verhaltensmustern oder Lebensvorgängen der Tiere (z. B. Vertreibung aus Nahrungsgründen), physiologische Auswirkungen (z. B. eine erhöhte Herzschlagrate), Verletzungen (z. B. Gehörschädigungen) oder der Tod einzelner Tiere – dazu führen, dass die Verbreitung oder Häufigkeit der betroffenen Population schädlich verändert wird. Auch kann Lärm die Produktivität von Tieren beeinträchtigen: Marine Säugetiere sind über ihren Lebenszyklus verschiedenen Stressfaktoren (z. B. Walfang, Meeresverschmutzung, ansteigender Hintergrundlärm) ausgesetzt, die ihre biologische Fitness verschlechtern können, was Auswirkungen auf die Produktivität haben und die Entwicklungsfähigkeit der Population herabsetzen kann. Die kumulativen und synergetischen Effekte dieser Stressfaktoren können zurzeit nicht quantifiziert werden, doch ist davon auszugehen, dass ein weiterer Stressfaktor – wie der durch seismische Aktivitäten erzeugte Lärm – die Stressreaktion erhöht und damit die Produktivität einer Population oder Art negativ beeinflussen kann.

II.1.2.2 § 3 Abs. 4 Nr. 5 AUG¹⁵

Soweit zusätzliche Gefahren für gefährdete oder bedrohte Arten oder deren Populationen zu besorgen sind, darf nach § 3 Abs. 4 Nr. 5 AUG die Genehmigung nicht erteilt werden. Danach sind schon solche Handlungen zu vermeiden, die die hinreichende Wahrscheinlichkeit eines Schadens beinhalten und die ohnehin gefährdeten oder bedrohten Arten zusätzlich – also über den bereits bestehenden Gefährdungsstatus hinaus – gefährden. Was unter gefährdeten oder bedrohten Tierarten zu verstehen ist, definieren das AUG und USP nicht. Zum Schutzbereich gehören in jedem Fall die in § 17 Abs. 4 AUG (Anhang A zu Anlage II USP) genannten „besonders geschützten Arten“, was derzeit allein die Rossrobbe ist.

Bei der Bestimmung, welche Arten oder Populationen von Arten darüber hinaus als gefährdet oder bedroht anzusehen sind, können andere Konventionen, wie z. B. das Washingtoner

¹¹ Verbreitung“ ist das Vorkommen einer Art oder Population in einem Gebiet.

¹² „Häufigkeit“ (Abundanz) ist die Maßzahl für das Vorkommen einer Art oder Population in ähnlichen Beständen in einem größeren Gebiet im Sinne der Präsenz.

¹³ „Produktivität“ bezeichnet die Fähigkeit, sich zu reproduzieren und die Anzahl der Tiere zu halten oder nachhaltig zu erhöhen.

¹⁴ „Population“ bezeichnet eine Gruppe von Individuen einer Art, die zur gleichen Zeit ein bestimmtes Areal besiedeln und die genetischen Eigenschaften, wie die Fähigkeit der Anpassung, Reproduktion und Ausdauer, besitzen. – Vgl. zu den verschiedenen Definitionen: Knickmeier, Katrin, Populationsproblematik von Meeressäugern und tauchenden Vögeln in der Antarktis gemäß Umweltschutzprotokoll-Ausführungsgesetz (AUG), 2002, 3 f.; Carstens et al, S. 38 mit weiteren Nachweisen

¹⁵ § 3 Abs. 4 Nr. 5 AUG setzt Art. 3 Abs. 2 Buchst. b (v) USP in deutsches Recht um.

Artenschutzabkommen¹⁶, die Anlage I der Bonner Konvention¹⁷, die Rote Liste der Weltnaturschutzunion (International Union for the Conservation of Nature, IUCN) sowie die Status-einschätzungen der Internationalen Walfangkommission (IWC¹⁸) hilfreich sein, die gefährdete oder bedrohte Arten anhand eigener Kriterien auflisten. So begründet die Rote Liste der IUCN im Gegensatz zum USP und AUG zwar keinen rechtlichen Schutz, stellt aber Kriterien für die Beurteilung auf, ob eine Spezies u. a. „vom Aussterben bedroht“ („critically endangered“), „stark gefährdet“ („endangered“) oder „gefährdet“ („vulnerable“) ist. Diese Kriterien zum Gefährdungsgrad sollten nach dem Wissenschaftlichen Komitee für die Antarktis-Forschung (Scientific Committee on Antarctic Research – SCAR) für die Ausweisung weiterer besonders geschützter Arten herangezogen werden. Im Hinblick auf die Besorgnis zusätzlicher Gefahren für gefährdete oder bedrohte Arten oder deren Populationen nach § 3 Abs. 4 Nr. 5 AUG durch Tätigkeiten seismischer Forschung können so z. B. die nach der Roten Liste¹⁹ aktuell als gefährdet eingestuften vier antarktischen Walarten relevant sein.

II.1.2.3 § 3 Abs. 4 Nr. 7 AUG²⁰

Nach § 3 Abs. 4 Nr. 7 AUG darf die Genehmigung nicht erteilt werden, soweit erhebliche Beeinträchtigungen auf die antarktische Umwelt sowie die abhängigen und verbundenen Ökosysteme zu besorgen sind. Schutzgut von § 3 Abs. 4 Nr. 7 AUG ist die antarktische Umwelt, also die Gesamtheit aller physikalischen, chemischen und lebenden Komponenten eines geographisch-topographischen Bereichs²¹. Erfasst werden letztlich jedes Individuum einer Art, jede Population und jedes Habitat des Gesamtökosystem Antarktis. Der Begriff „Ökosystem“ definiert sich aus der ökologischen Gemeinschaft und der abiotischen Umwelt, die eine Einheit bilden und durch dynamische und komplexe Vorgänge sowie Wechselwirkungen gekennzeichnet sind.²² Das Ökosystem der Antarktis ist auch wegen der vorherrschenden kurzen Nahrungsketten besonders empfindlich. Viele der antarktischen Säugetiere ernähren sich vorwiegend von Krill (z. B. Blau-, Finn- oder Antarktischer Zwergwal) oder Tintenfisch (z. B. Pottwal). Seismische Tätigkeiten können bei Tintenfischen zu Flucht- und Defensiverhalten führen. Auswirkungen seismischer Tätigkeiten auf Krill sind nicht bekannt. Es wird aber angenommen, dass sie denen von Fischen und Tintenfischen ähnlich sind. Damit können seismische Forschungsaktivitäten unmittelbar Auswirkungen auf die ökologischen Abhängigkeiten im Rahmen der Nahrungskette haben.

¹⁶ Übereinkommen über den Handel mit gefährdeten Arten frei lebender Tiere und Pflanzen vom 03.03.1979, BGBl. II 1979 S. 773

¹⁷ Convention on the Conservation of Migratory Species of Wild Animals (CMS), BGBl. 1984 II, S. 571; in Kraft seit 01.11.1983

¹⁸ International Whaling Commission

¹⁹ <http://www.iucnredlist.org/about/red-list-overview>

²⁰ § 3 Abs. 4 Nr. 7 AUG setzt Art. 3 Abs. 2 Buchst. a USP in deutsches Recht um.

²¹ Kämmerer, Die Antarktis in der Raum- und Umweltschutzordnung des Völkerrechts, S. 64 f. m. w. N.

²² vgl. die Darstellung bei Carstens et al S. 37

II.1.3 Resümee

Das AUG legt mit dem Besorgnisgrundsatz in § 3 Abs. 4 AUG gegenüber dem USP einen strengeren Bewertungsmaßstab und damit ein höheres Schutzniveau an, der dem besonderen Schutzanspruch der antarktischen Umwelt gerecht wird. Die in der Mediationsvereinbarung vom 21. September 2006 festgelegten Grundsätze zur Auslegung der „Besorgnis“ einschließlich der Definition eines Restrisikos tragen dem Umweltschutz und der Forschungsfreiheit in der Antarktis gleichermaßen – und damit einer verfassungskonformen Auslegung – Rechnung und präzisieren die Anforderungen an die vom UBA zu treffende Genehmigungsentscheidung.

Seismische Forschungstätigkeiten lassen negative Auswirkungen auf die Schutzgüter des § 3 Abs. 4 Nr. 4, 5 und 7 AUG besorgen. Eine Genehmigung kann dann nicht erteilt werden, wenn durch Mitigationsmaßnahmen – unter Berücksichtigung der besten verfügbaren Technik – nicht sichergestellt werden kann, dass die Anforderungen des AUG erfüllt werden und damit die negativen Auswirkungen im Sinne von § 3 Abs. 4 AUG nicht ausgeschlossen werden können (vgl. zu möglichen Mitigationsmaßnahmen Kapitel III.6 der UBA-Bewertung). Die Maßnahmen zur Mitigation können nach § 3 Abs. 7 Satz 1 AUG und müssen nach § 7 Abs. 2 Satz 2 AUG (Genehmigungsverfahren mit Umwelterheblichkeitsprüfung) sowie nach § 12 Abs. 2 AUG (Genehmigungsverfahren mit Umweltverträglichkeitsprüfung) durch entsprechende Auflagen oder Bedingungen in der Genehmigung erfolgen.

II.2 Der artenschutzrechtliche Verbotstatbestand des § 17 Abs. 1 AUG

Über den allgemeinen Zulassungstatbestand in § 3 Abs. 4 AUG hinaus sind seismische Forschungstätigkeiten zudem daraufhin zu prüfen, ob sie den Tatbestand eines artenschutzrechtlichen Verbots des § 17 Abs. 1 Nr. 1 oder 2 AUG erfüllen. Sollte dies der Fall sein, kann das Umweltbundesamt im Einvernehmen mit dem Bundesamt für Naturschutz nach § 17 Abs. 2 AUG davon aus den in § 17 Abs. 2 Satz 2 Nr. 1 – 3 AUG genannten forschungsbezogenen Gründen eine Ausnahmegenehmigung erteilen.

Seismische Forschungsaktivitäten zielen nicht auf einen direkten Eingriff oder ein unmittelbar schädliches Einwirken in die antarktische Tier- und Pflanzenwelt ab. Sie sind in erster Linie darauf ausgerichtet, den Meeresboden und -untergrund zu erkunden und zu vermessen. Für § 17 Abs. 1 AUG ist dies auch nicht von Belang. Dieser setzt weder hinsichtlich der in Nr. 1 genannten Handlungen noch hinsichtlich des schädlichen Einwirkens in Nr. 2 Buchst. a – c sowie Buchst. e – f Zielgerichtetheit voraus. Allein § 17 Abs. 1 Nr. 2 Buchst. d AUG erfordert ein „absichtliches Beunruhigen“. Diese Qualifizierung des Beunruhigens wäre unnötig, wenn § 17 Abs. 1 AUG nur zielgerichtete Handlungen erfassen würde. Auch ist nach § 36 Abs. 1 Nr. 3 und 4 AUG sowohl der vorsätzliche als auch der fahrlässige Verstoß gegen § 17 Abs. 1 Nr. 1 und 2 AUG eine Ordnungswidrigkeit. Dass der Verstoß auch fahrlässig begangen werden kann, zeigt, dass eine Zielgerichtetheit der Handlung von § 17 Abs. 1 AUG nicht gewollt ist. Dafür spricht schließlich auch § 17 Abs. 2 Satz 2 Nr. 3 AUG, wonach eine Genehmigung nach § 17 Abs. 2 AUG als „vorsorgliche Maßnahme“ hinsichtlich unvermeidlicher Folgen wissenschaftlicher Tätigkeiten erteilt werden kann. Diese vorsorgliche Genehmigungsertei-

lung soll Folgen von Tätigkeiten erfassen, die gerade nicht zielgerichtet herbeigeführt werden, sondern deren Eintreten nicht ausgeschlossen werden kann.

II.2.1 Das Verbot des § 17 Abs. 1 Nr. 1 AUG

II.2.1.1 Die tatbestandliche Handlung

Nach dem Wortlaut des § 17 Abs. 1 Nr. 1 AUG ist es u. a. verboten, „**in der Antarktis Säugetiere oder Vögel zu töten, zu verletzen, zu fangen oder zu berühren ...**“. Die entsprechende Regelung im USP geht über die in § 17 Abs. 1 Nr. 1 AUG genannten verbotenen Tätigkeiten hinaus. Nach Art. 3 Abs. 1 Anlage II zum USP ist eine „Entnahme aus der Natur“ verboten, was nach Art. 1 Buchst. g Anlage II zum USP u. a. „das **Töten, Verletzen, Fangen, Berühren oder Stören** eines heimischen Säugetiers oder Vogels“ ist. Das USP verbietet demnach – anders als das AUG – auch das Stören eines einzelnen Säugetiers oder Vogels²³ und beinhaltet damit gegenüber dem AUG einen größeren Schutz vor Eingriffen in die antarktische Tierwelt.

Da das USP für die Bundesrepublik Deutschland völkerrechtlich bindend ist, sind die deutschen Staatsorgane verpflichtet, diese Völkerrechtsnormen zu befolgen und Verletzungen nach Möglichkeit zu unterlassen.²⁴ Das USP steht, da der Bundesgesetzgeber diesem mit förmlichen Gesetz nach Art. 59 Abs. 2 GG zugestimmt hat, im Rang eines Bundesgesetzes und ist damit Bestandteil des innerstaatlichen Rechts. Es ist – wie Gesetzesrecht des Bundes – im Rahmen methodisch vertretbarer Auslegung zu beachten und anzuwenden. Nach den Grundsätzen der völkerrechtskonformen Auslegung ist § 17 Abs. 1 Nr. 1 AUG dahingehend auszulegen, dass auch das Stören einzelner Säugetiere oder Vögel verboten ist.

Anthropogener Unterwasserlärm kann sich auf verschiedenste Weise auf marine Tierarten auswirken. Diese Auswirkungen umfassen das gesamte Spektrum von keiner feststellbaren nachteiligen Auswirkung, über Verhaltensänderungen und Gehörschädigungen bis zum Todesfall. Als „Störungen“ von Tieren sind alle Handlungen anzusehen, die entweder physiologische Auswirkungen haben, oder die zur Folge haben, dass normale Verhaltensmuster oder Lebensvorgänge von Organismen unterbrochen oder beeinträchtigt werden, oder die sich negativ auf das psychische Wohlbefinden des Tieres auswirken. Dabei ist zu berücksichtigen, dass nicht jede Störung den artenschutzrechtlichen Verbotstatbestand des § 17 Abs. 1 Nr. 1 AUG erfüllen kann. Eine Forschungstätigkeit dürfte, wenn sie keine Störung von Säugetieren oder Vögeln hervorrufen soll, nur schwierig durchzuführen sein. Die Störung muss – um den Verbotstatbestand zu erfüllen – eine gewisse Signifikanz aufweisen (vgl. auch Kapitel III.3.3.1 der UBA-Bewertung). Bei der Subsumtion aller Tatsachen und Erkenntnisse unter den unbestimmten Rechtsbegriff des „Störens“ ist wiederum die Gleichrangigkeit der Schutzziele Umweltschutz (hier insbesondere der Tierschutz) und die Freiheit der wissenschaftlichen Forschung im Sinne praktischer Konkordanz zu berücksichtigen.

²³ Bereits die Agreed Measures for the Conservation of Antarctic Fauna and Flora zählten in Art. VI Abs. 1 die Störung enumerativ auf: „Each Participating Government shall prohibit within the Treaty Area the killing, wounding, capturing or molesting of any native mammal or native bird, or any attempt at any such act, except in accordance with a permit.“

²⁴ BVerfG Beschl. v. 26.10.2004, 2 BvR 955/00, 2 BvR 1038/01, Rn. 86

Sofern einzelne Individuen von Säugetieren oder Vögeln infolge der seismischen Forschungstätigkeiten direkt oder indirekt (infolge von schallinduzierten Verhaltensänderungen) gestört, verletzt oder getötet werden, ist die Tätigkeit nach § 17 Abs. 1 Nr. 1 AUG verboten und kann nur unter den Voraussetzungen von § 17 Abs. 2 – 4 AUG ausnahmsweise genehmigt werden.

II.2.1.2 Die Schutzgüter

Nach § 17 Abs. 1 Nr. 1 AUG ist es verboten, **in der Antarktis Säugetiere oder Vögel** zu töten, zu verletzen, zu fangen, zu berühren oder zu stören. Der Wortlaut der Regelung erfasst damit jedes einzelne Exemplar von in der Antarktis vorkommenden Säugetieren und Vögeln, gleichgültig, ob die Tiere in der Antarktis heimisch sind, nur sporadisch oder als Irrgäste vorkommen. Nach Art. 3 Abs. 1 Anlage II zum USP i. V. m. Art. 1 Buchst. g Anlage II zum USP ist das „Töten, Verletzen, Fangen, Berühren oder Stören eines **heimischen Säugetiers oder Vogels**“ verboten.²⁵ „Heimisches Säugetier“ bedeutet nach Art. 1 Buchst. a Anlage II zum USP „jedes Exemplar, das einer zur Klasse der Säugetiere gehörenden Art angehört, im Gebiet des AV heimisch ist oder dort aufgrund natürlicher Wanderungen saisonal vorkommt“. Irrgäste, also nur gelegentlich in das AV-Gebiet wandernde Arten, werden vom USP auf Individuenebene nicht erfasst.

Aber auch § 17 Abs. 1 Nr. 1 AUG ist dahingehend auszulegen, dass nur heimische Säugetiere geschützt werden:

Gegen eine Beschränkung auf heimische Säugetiere spricht der Wortlaut von § 17 Abs. 1 Nr. 1 AUG, der den Begriff „heimisch“ nicht verwendet, wogegen § 17 Abs. 1 Nr. 2 AUG die Formulierung „in der Antarktis heimische Tier- oder Pflanzenwelt“ gebraucht. Vereinzelt wird daher vertreten, dass § 17 Abs. 1 Nr. 1 AUG aus artenschutzrechtlichen Gründen nur Sinn mache, wenn in erster Linie die Tötung, Verletzung etc. jedes einzelnen Individuums verhindert und jedes Individuum egal welcher Art den gleichen Schutzanspruch genieße.²⁶

Für eine Beschränkung des § 17 Abs. 1 Nr. 1 AUG auf heimische Säugetiere und Vögel spricht aber der eindeutige Wortlaut der Überschrift des § 17 AUG „Erhaltung der antarktischen Tier- und Pflanzenwelt“. Dies zeigt, dass § 17 AUG nur dem Schutz der antarktischen Tiere dienen soll. Würde in § 17 Abs. 1 Nr. 1 AUG jedes Säugetier geschützt, dürften auch in die Antarktis eingeschleppte Arten (vor allem Ratten oder Mäuse) nicht oder nur mit einer Ausnahmegenehmigung, die auch nur zu wissenschaftlichen Zwecken möglich wäre, getötet oder gefangen werden. Die so möglichen negativen Auswirkungen durch invasive Arten, wie die Verdrängung aus oder die Veränderung der Lebensräume antarktischer Tiere, kann vom Gesetzgeber nicht gewollt sein und ist auch mit dem Sinn und Zweck des Schutzes der antarktischen Umwelt in § 1 AUG nicht vereinbar. Daneben ergibt sich die Beschränkung des Schutzes auf heimische Arten aus systematischen Gründen. Nach § 18 Abs. 2 AUG bedarf die Verbringung nicht heimischer Tiere in die Antarktis einer Genehmigung. Diese kann nur für wissenschaftliche Zwecke erteilt werden und muss die Auflage enthalten, dass die Tiere

²⁵ Nach der geänderten Anlage II zum USP, Measure 16 (2009), bedeutet „der Natur entnehmen“ zukünftig auch, die Entfernung oder Beschädigung von heimischen Wirbellosen (z. B. Krill oder Tintenfische) in solchen Mengen, dass deren Verbreitung oder Dichte erheblich beeinträchtigt wird.

²⁶ Czybulka, S. 27 f.; a. A. Carstens et al, S. 33 f.

vor Ablauf der Genehmigung aus der Antarktis zu entfernen sind. Wollte man auch nicht heimische Arten schützen, wäre eine derartige Regelung nicht erforderlich.

Viel spricht dafür, dass der Gesetzgeber in § 17 Abs. 1 Nr. 1 AUG keine über Art. 3 Abs. 1 Alternative 1 in Verbindung mit Art. 1 Buchst. g Anlage II zum USP („Entnahme aus der Natur“) hinausgehende Umsetzung bezweckt hat und der Schutz von **heimischen** Säugetieren und Vögeln in § 17 Abs. 1 Nr. 1 AUG gewollt war.²⁷

II.2.2 Das Verbot schädlichen Einwirkens in § 17 Abs. 1 Nr. 2 AUG

II.2.2.1 Die tatbestandliche Handlung

§ 17 Abs. 1 Nr. 2 AUG verbietet Handlungen, die schädlich auf die Tier- und Pflanzenwelt der Antarktis einwirken. Was unter einem „schädlichen Einwirken“ zu verstehen ist, listen § 17 Abs. 1 Nr. 2 Buchst. a bis f AUG **beispielhaft** auf. Es besteht ein grundsätzliches Verbot schädlicher Einwirkungen.²⁸ Verboten ist u. a. ein Beunruhigen von Vogel- und Robbenansammlungen durch Luft-, Land- oder Wasserfahrzeuge sowie durch Sprengstoffe und Schusswaffen. Der Gesetzgeber hatte dabei zwar keine durch Schall verursachten Beunruhigungen im Sinn.²⁹ Die – nicht abschließenden – Regelbeispiele geben aber einen eindeutigen Hinweis darauf, dass verbotene Handlungen nach Nr. 2 alle die sind, die akustische Ereignisse darstellen, die zu einer Beunruhigung von Vogel- und Robbenansammlungen führen können.³⁰ Verboten ist folglich jede Lärmeinwirkung, die diese Tieransammlungen beunruhigt.³¹ Eine irgendwie geartete Gehörverletzung wird dabei nicht vorausgesetzt.³² Bezüglich der zu fordernden Intensität der Handlung kann ein schädliches Einwirken durch seismische Aktivitäten kaum verneint werden. Wenn bereits die Benutzung kleiner Boote in einer Weise, dass Vogel- und Robbenansammlungen beunruhigt werden (§ 17 Abs. 1 Nr. 2 Buchst. b AUG), ein schädliches Einwirken darstellen kann, muss dies erst recht für eine mögliche Beunruhigung dieser Tieransammlungen durch seismische Aktivitäten gelten. Eine Beunruhigung kann auf verschiedene Weise zum Ausdruck kommen. Denkbar sind physiologische Auswirkungen (wie erhöhte Herzschlag- oder veränderte Atmungsrate) oder die Unterbrechung und Beeinträchtigung von normalen Verhaltensmustern oder Lebensvorgängen der Tiere sowie negative Auswirkungen auf deren psychisches Wohlbefinden.

II.2.2.2 Die Schutzgüter

§ 17 Abs. 1 Nr. 2 Buchst. a – d AUG erfassen als Schutzgut **Vogel- und Robbenansammlungen**. „Ansammlungen“ von Tieren sind aus wenigen Individuen bestehende Gruppen (mindestens 3 Individuen) oder größere Tierkolonien und nehmen eine Zwischenstellung

²⁷ In der offiziellen Übersetzung des AUG ins Englische heißt es daher auch: „... to kill, injure, capture or handle a native mammal or bird...“.

²⁸ Wolfrum, Rüdiger, Umweltschutz im Ewigen Eis, ZRP 1997, 336, 338; Kämmerer S. 217 f., der nicht von einer abschließenden sondern einen den Begriff der schädlichen Einwirkungen erweiternden Aufzählung ausgeht.

²⁹ Scott, Karen, Sound and Cetaceans: A Regional Response to Regulating Acoustic Marine Pollution, Journal of International Wildlife Law and Policy 2007, 175 (186)

³⁰ Czybulka, S. 39

³¹ Carstens et al. S. 54

³² Czybulka, S. 39

zwischen Individuen- und Populationsebene ein.³³ Aus der Schutzwirkung dieser Regelbeispiele folgt, dass bestimmte Sammelpunkte – sogenannte „hot spots“ – geschützt werden sollen. Ansammlungen von Walen werden im Gesetz nicht ausdrücklich genannt. Es ist jedoch kein sachlicher Grund ersichtlich, weshalb Ansammlungen von Walen gegenüber denen von Robben und Vögeln nicht geschützt werden sollten. Die in § 17 Abs. 1 Nr. 2 Buchst. a – c AUG genannten schädlichen Einwirkungen durch Luft- und Wasserfahrzeuge sowie durch Schusswaffen oder Sprengstoffe können auf Ansammlungen von Walen ähnlich negative Auswirkungen haben, wie auf Ansammlungen von Robben und Vögeln. Aus dem Regelbeispielcharakter von § 17 Abs. 1 Nr. 2 AUG folgt, dass auch **Walansammlungen** geschützt werden.

Darüber hinaus bezweckt § 17 Abs. 1 Nr. 2 Buchst. f AUG³⁴ den Schutz des Lebensraums von Arten und Populationen heimischer Säugetiere und Vögel vor nachteiligen Veränderungen. Die Vorschrift dient dem **Habitatschutz** von Arten oder Populationen. „Habitat“ ist der Bereich, in dem sich eine Art aufhalten kann, wobei unter anderem Brut-, Wohn- und Zufluchtsstätten sowie der Zugang zu Nahrungsgrundlagen umfasst sind. So können durch seismische Forschung erhebliche nachteilige Auswirkungen dadurch eintreten, dass Nahrungsgrundlagen durch Vergrämung der Beutetiere wegfallen oder gemindert werden. Darüber hinaus können Tiere durch die Einwirkung von Lärm aus ihrem Lebensraum verdrängt oder in ihrem Kommunikationsraum eingeengt werden. Diese Folgen seismischer Forschung sind nach § 17 Abs. 1 Nr. 2 AUG verboten und können nur unter den Voraussetzungen von § 17 Abs. 2 – 4 AUG genehmigt werden. Vor allem ist diese Genehmigung insoweit zu beschränken, als die für die Arten oder Populationen wesentlichen Lebensräume sowie das Gleichgewicht der in der Antarktis vorhandenen Ökosysteme erhalten bleiben (§ 17 Abs. 3 Nr. 3 AUG).

II.2.3 Verhältnis zu CCAS, CCAMLR und ICRW³⁵

Die in § 17 Abs. 1 AUG genannten Arten sind im gesamten Vertragsgebiet geschützt, d. h. im Gebiet südlich von 60° südlicher Breite einschließend aller Eisbänke. Allerdings gelten für die Seegebiete der Antarktis ebenfalls CCAS, CCAMLR und ICRW, die sich für diese Gebiete mit dem AUG und USP überlagern.³⁶ Für Tiere an Land gelten das AUG und USP.

II.2.3.1 Schutz von Robben und Walen

Nach § 17 Abs. 7 AUG (Art. 4 Abs. 2 USP, Art. 7 Anlage II USP) bleiben das RobErhÜbkG (CCAS) und WalfÜbkG (ICRW) unberührt. Beide treffen hinsichtlich Walen und Robben zum Teil speziellere Regelungen und sind insoweit *lex specialis* zu den Regelungen im AUG (USP). Dies gilt aber nur, soweit sich die Regelungsbereiche tatsächlich überlagern. Die Re-

³³ Carstens et al, S. 36

³⁴ § 17 Abs. 1 Nr. 2 Buchst. f AUG setzt Art. 1 Buchst. h (vi) Anlage II zum USP in deutsches Recht um.

³⁵ International Convention for the Regulating of Whaling vom 2. Dezember 1946 (ICRW); in deutsches Recht umgesetzt durch das Gesetz zu dem Internationalen Übereinkommen vom 2. Dezember 1946 zur Regelung des Walfangs vom 18. Juni 1982, BGBl 1982 II S. 558 (WalfÜbkG)

³⁶ Kämmerer, S. 217

gelungen des RobErhÜbkG und WalfÜbkG sind nur dann als speziellere Regelungen bezüglich Robben und Walen anzuwenden, soweit ihr Anwendungsbereich reicht. Sie verbieten nicht alle Einwirkungen auf Meeressäuger und überlagern sich nicht vollständig mit dem AUG. RobErhÜbkG, WalfÜbkG und AUG enthalten gleiche Regelungen nur hinsichtlich des Fangs und der Tötung von Robben (im Wasser) oder Walen. Unter Bezugnahme auf die völkerrechtlichen Vorgaben (Art. 4 Abs. 2 USP, Art. 7 Anlage II USP) führt die Gesetzesbegründung zum AUG aus, dass die Unberührtheitsklausel in § 17 Abs. 7 AUG verhindern soll, dass Handlungen, die sich unmittelbar auf die Forschung und Nutzung von Robben im Rahmen der Robbenkonvention beziehen, einer zusätzlichen Genehmigungspflicht nach dem AUG unterliegen. Gleiches soll für die Nutzung und Erforschung von Walen in der Antarktis gelten.³⁷ Daraus folgt, dass § 17 Abs. 1 Nr. 1 AUG greift, soweit Wale und Robben infolge seismischer Aktivitäten getötet, verletzt oder gestört werden.

II.2.3.2 Die Schutzgüter nach CCAMLR

Seismische Tätigkeiten können auch Auswirkungen auf weitere Lebewesen haben. So können die Schallwellen bei Fisch und Tintenfisch zu Vermeidungsreaktionen und Verhaltensänderungen führen. Ähnliche Auswirkungen werden auch für Krill angenommen. Lebende Meeresschätze im Sinne von CCAMLR sind nach Art. I Abs. 2 Populationen von Fischen, Weichtieren, Krustentieren und allen anderen, südlich der antarktischen Konvergenz betroffenen Arten lebender Organismen, einschließlich Vögel. Nach dem Übereinkommen werden nicht nur bestimmte Arten geschützt, sondern das Ökosystem als solches.³⁸ Das CCAMLR-Konventionsgebiet ist nicht auf das Gebiet von 60° südlicher Breite beschränkt, sondern schließt die Seegebiete südlich der Antarktischen Konvergenz ein (Art. I Abs. 1). Da der antarktische Krill die zentrale Nahrungsquelle für Wale und Robben darstellt und nach der Konvention die ökologischen Abhängigkeiten zwischen den genutzten und von ihnen abhängigen Arten zu berücksichtigen sind, ist u. a. darauf zu achten, dass infolge seismischer Aktivität nicht so viel Krill geschädigt wird, dass die ausreichende Sicherung des Nachwuchses nicht mehr gesichert ist oder die ökologische Wechselbeziehung nicht mehr aufrecht erhalten bleibt (Art. II Abs. 3).

II.2.4 Resümee

Sofern seismische Forschungstätigkeiten in der Antarktis heimische Säugetiere und Vögel töten, verletzen oder stören, sind sie nach § 17 Abs. 1 Nr. 1 AUG, soweit sie zu einer Beunruhigung von Tieransammlungen führen, nach § 17 Abs. 1 Nr. 2 verboten und können nur unter den Voraussetzungen der § 17 Abs. 2 – 4 AUG genehmigt werden. Voraussetzung für die Erteilung einer Ausnahmegenehmigung ist unter anderem, dass entsprechende Mitigationsmaßnahmen beauftragt werden können, um sicherzustellen, dass nicht mehr Tiere gestört, verletzt oder getötet werden, als unbedingt notwendig, und um zu gewährleisten, dass wesentliche Lebensräume von Säugetier- und Vogelarten erhalten bleiben.

³⁷ BR-Drs. 287/94, S. 56

³⁸ Wolfrum, S. 337, Fritz, Simone, Integrierter Umweltschutz im Völkerrecht, 2009, S. 234

III. Weitere völkerrechtliche Regelungen

Darüber hinaus spielen weitere völkerrechtliche Regelungen bei der Beurteilung seismischer Aktivitäten in der Antarktis eine Rolle. Von Bedeutung sind das Seerechtsübereinkommen der Vereinten Nationen vom 10. Dezember 1982 (SRÜ)³⁹ sowie das Übereinkommen zur Erhaltung der wandernden wild lebenden Tierarten vom 23. Juni 1979 (Bonner Konvention)⁴⁰.

III.1 Verhältnis zum SRÜ

Nach Art. 87 SRÜ steht die Hohe See allen Staaten, ob Küsten- oder Binnenstaaten, offen und Teil VII SRÜ gilt nach Art. 86 Abs. 1 S. 1 SRÜ für alle Teile des Meeres, die nicht zur Ausschließlichen Wirtschaftszone, zum Küstenmeer oder zu inneren Gewässern eines Staates gehören. Die Antarktis ist ein staatsfreier Raum, so dass die antarktischen Gewässer insgesamt als „Hohe See“ anzusehen sind. Die Freiheit der Hohen See wird gemäß den Bedingungen des SRÜ und den sonstigen Regeln des Völkerrechts ausgeübt und umfasst u. a. nach Art. 87 Abs. 1 Buchst. f SRÜ die Freiheit der wissenschaftlichen Forschung.⁴¹

Nach Art. 194 Abs. 1 SRÜ sind die Vertragsstaaten verpflichtet, Maßnahmen zu ergreifen, um die Verschmutzung der Meeresumwelt zu verhüten, zu verringern und zu überwachen. Art. 1 Abs. 1 Nr. 4 SRÜ definiert „Verschmutzung der Meeresumwelt“ als „unmittelbare oder mittelbare Zuführung von Stoffen oder Energie durch den Menschen in die Meeresumwelt“.⁴² Das SRÜ zeigt sich hinsichtlich des Meeresumweltschutzes vor anfangs unbekannten oder wenig erforschten Eingriffen – auch solchen nicht-stofflicher Art – grundsätzlich entwicklungs offen. Dies folgt aus dem offenen und vorsorgeorientierten Ansatz des vorgenannten Verschmutzungsbegriffs.⁴³ Aus wortlaut- („Energie“) und rechtssystematischen Erwägungen ist es naheliegend, dass anthropogener Schall als eine Form des Energieeintrags nach Art. 1 Abs. 1 Nr. 4 SRÜ zu sehen ist.⁴⁴

Zwar schützen die materiellen Bestimmungen des SRÜ grundsätzlich auch die antarktischen Meere. Das AVS hat aber Anwendungsvorrang, d. h. im Verhältnis zum Seerecht gilt eine Regelungspriorität des AVS für dessen Parteien.⁴⁵ Nach Art. VI AV gilt dieser für das Gebiet südlich von 60° südlicher Breite einschließlich aller Eisbänke. Jedoch lässt der Vertrag die Rechte oder die Ausübung der Rechte eines Staates nach dem Völkerrecht in Bezug auf die Hohe See in jenem Gebiet (also dem Gebiet der Antarktis) unberührt. Damit sind die Vertragsparteien grundsätzlich verpflichtet, die Freiheiten des Meeresvölkerrechts zu respektieren. Sie sind aber nicht daran gehindert, Maßnahmen zum Meeresumweltschutz zu ergrei-

³⁹ BGBl. 1994 II S. 1798 in Kraft seit 16.11.1994

⁴⁰ Convention on the Conservation of Migratory Species of Wild Animals (CMS), BGBl. 1984 II, S. 571; in Kraft seit 01.11.1983

⁴¹ Nähere Regelung zur wissenschaftlichen Meeresforschung enthält Teil XIII.

⁴² Nach der Richtlinie 2008/56/EG vom 17. Juni 2008 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Meeresumwelt (Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie) umfasst der Begriff der Energie auch vom Menschen verursachte Unterwassergeräusche (Art. 3 Nr. 8 der Richtlinie).

⁴³ Proelß, Alexander, Meeresschutz im Völker- und Europarecht, 2003, 82

⁴⁴ So u. a. Scott, S. 179; Stoll, Meeresschutz im Küsten- und Offshorebereich im Hinblick auf nicht-stoffliche Einflüsse in Czybulka, Detlef, Naturschutz und Rechtsregime im Küsten- und Offshorebereich, 2003, 25 (26)

⁴⁵ Krüger, Niels, Anwendbarkeit von Umweltschutzverträgen in der Antarktis, 2000, S. 34 m. w. N.

fen. Antarktisspezifische Regelungen gehen dem Seerecht vor, sonst würde der Schutzzweck des USP in wesentlichen Teilen des Vertragsgebietes eingeschränkt.⁴⁶ Das SRÜ kann aber als „umbrella treaty“ zur Anwendung und Auslegung des USP herangezogen werden. Daher ist unter Beachtung des SRÜ die Freisetzung von Energie – hier von Schall – auf ein Mindestmaß zu beschränken.⁴⁷

III.2 Verhältnis zur Bonner Konvention

Schutzgüter der Bonner Konvention (BK)⁴⁸ sind wandernde wildlebende Tierarten, die in Anhang I der Konvention genannt werden und einem strengen Schutzregime unterliegen.⁴⁹ Das Verbreitungsgebiet einer wandernden Art definiert Art. I Abs. 1 Buchst. f) BK mit dem gesamten Land- oder Wassergebiet, in dem eine wandernde Art zu irgendeiner Zeit auf ihrem normalen Wanderweg lebt oder sich vorübergehend aufhält, das sie durchquert oder überfliegt. Demnach ist der geographische Anwendungsbereich der BK nicht beschränkt und die antarktischen Gewässer sind umfasst.⁵⁰ Darüber hinaus erfasst die Konvention grundsätzlich alle in einem Gebiet vorkommenden Tierarten, gleichgültig, ob diese dort regelmäßig, sporadisch oder nur als Irrgäste vorkommen. Für die vorliegende Beurteilung der Auswirkungen seismischer Untersuchungen in antarktischen Gewässern sind die in Anhang I der Konvention genannten Wale (Pott-, Sei-, Finn-, Blau und Buckelwal sowie Südkaper) relevant. Nach Art. 3 Abs. 1 WildTArtÜbkG (Art. II Abs. 5 BK) ist es verboten, Tiere der in Anhang I der Konvention genannten Arten von einem Schiff aus, das berechtigt ist, die Bundesflagge zu führen, außerhalb nationaler Hoheitsgrenzen der Natur zu entnehmen. „Der Natur entnehmen“ bedeutet „entnehmen, jagen, fischen, fangen, beunruhigen, töten oder jeder derartige Versuch“.

Auch hier stellt sich die Frage, ob die BK neben dem AVS anwendbar ist oder nicht, und damit die Frage nach der Regelungspriorität des AVS. Grundsätzlich sind das USP und das AUG, die später als die BK und das WildTArtÜbkG in Kraft getreten sind, spezieller für das Gebiet der Antarktis. Damit werden die Regelungen des AUG von denen des WildTArtÜbkG nicht verdrängt. Für die Beurteilung, ob Tätigkeiten seismischer Forschung in der Antarktis durchgeführt werden können oder nicht, kommt es also maßgeblich auf die Regelungen des AUG und nicht auf die des WildTArtÜbkG an.

⁴⁶ Wolfrum, S. 58 f.

⁴⁷ Gründling, Lothar, Völkerrechtliche und rechtsvergleichende Aspekte bei der Auslegung des Gesetzes zur Ausführung des Umweltschutzprotokolls vom 4. Oktober 1991 (AUG) in Wesnigk, Johanna, Entscheidungshilfen für die Genehmigungspraxis zur Umsetzung des Gesetzes zur Ausführung des Umweltschutzprotokolls vom 4. Oktober 1991 zum Antarktisvertrag (AUG), 1999., 21 (24)

⁴⁸ In deutsches Recht umgesetzt mit dem Gesetz zu dem Übereinkommen vom 23. Juni 1979 zur Erhaltung der wandernden wildlebenden Tierarten vom 29. Juni 1984 – WildTArtÜbkG (BGBl. 1984 II S. 569), zuletzt geändert durch Artikel 24 des Gesetzes vom 9. September 2001 (BGBl. I S. 2331)

⁴⁹ Für die wichtigsten in der Antarktis vorkommenden wandernden Tierarten – die Wale – gelten grundsätzlich die spezielleren Vorschriften der International Convention for the Regulation of Whaling vom 02.12.1946, die für die Betrachtung der Auswirkungen seismischer Aktivitäten auf Wale allerdings vorliegend nicht einschlägig sind.

⁵⁰ Krüger, Anwendbarkeit von Umweltschutzverträgen in der Antarktis, S. 254.