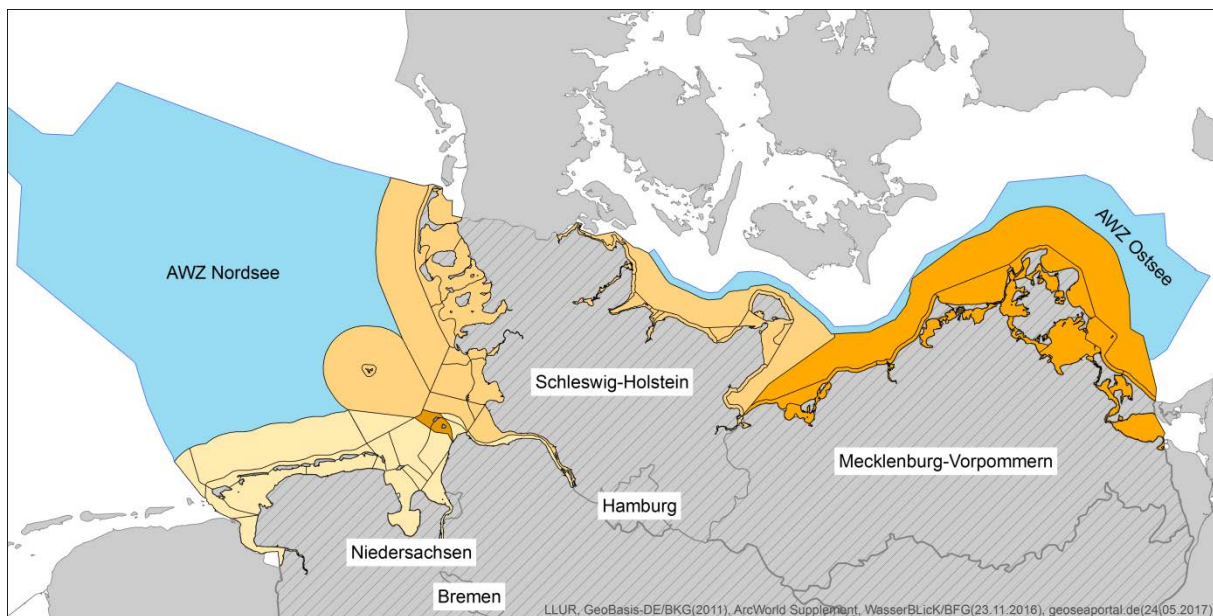


Leitfaden zur Untersuchung von Umweltauswirkungen nach Schadstoffunfällen in der deutschen Nord- und Ostsee

(Stand 31.05.2018)



**Unabhängige Umweltexpertengruppe
'Folgen von Schadstoffunfällen' (UEG)**

Auftraggeber:

Havariekommando



Beteiligte Personen:

Birgit Böhme, HK
David Fleet, LKN-SH
Michael Haarich, vTI
Wilfried Heiber, NLWKN
Heiko Leuchs, BfG
Hartmut Nies, BSH
Gregor Scheiffarth, NLPV Nds.
Norbert Theobald, BSH
Joachim Voß, LLUR-SH
Mario von Weber, LUNG MV

(Arbeitsgruppe Monitoring der Unabhängigen Umweltexpertengruppe
'Folgen von Schadstoffunfällen' (UEG AG2))

Das dem Leitfaden zugrundeliegende Konzept hat das IfAÖ im Auftrag des Havariekommandos erstellt:

IfAÖ - Institut für Angewandte Ökosystemforschung GmbH
Alte Dorfstraße 11
18184 Neu Broderstorf
www.ifaoe.de
Projektsteuerung: Dr. Jens Gercken

Bezug:

Havariekommando
Am Alten Hafen 2
27472 Cuxhaven
www.havariekommando.de

Zitiervorschlag:

UEG/HK (2018): Leitfaden zur Untersuchung von Umweltauswirkungen nach Schadstoffunfällen in der deutschen Nord- und Ostsee. 170 S. Havariekommando, Cuxhaven.

Titelbild:

GIS-Grafik (Christoph Heinrich, LLUR) unter Nutzung von GeoBasis-DE/BKG (2011), ArcWorld Supplement (ESRI), WasserBLicK/BFG (23.11.2016), www.geoseaportal.de (24.05.2017)

Vorwort

Im Auftrag des Havariekommandos hat das IfAÖ unter Federführung der UEG AG „Monitoring“ einen Vorschlag für ein „Untersuchungskonzept für einen großen Schadstoffunfall zur Ermittlung von Umweltauswirkungen in der deutschen Nord- und Ostsee“ (IfAÖ 2016) erarbeitet.

Der hier vorgelegte Leitfaden ist eine von der UEG AG „Monitoring“ gekürzte und überarbeitete Fassung des oben genannten Untersuchungskonzeptes. Er ist für die Nutzung im Einsatzfall konzipiert. Dementsprechend ist der Text auf die wesentlichen Aspekte reduziert. Die Literaturzitate sind im Text entfernt, die Literaturliste des Untersuchungskonzeptes ist jedoch im Anhang enthalten. Die Kapitelnummerierung des Leitfadens orientiert sich an der des Konzeptes, um das Auffinden der verwendeten Literatur wie auch von weitergehenden Informationen zu erleichtern.

Inhaltsübersicht

1	Veranlassung und Zielsetzung.....	7
2	Thematische Einführung	8
2.1	Öl als Umweltschadstoff.....	8
2.2	Überblick zu Monitoringuntersuchungen nach bisherigen großen Öl- und Chemikalienunfällen	9
2.3	Dispergatoren.....	11
2.4	Geltendmachung von Kosten für ein Schadstoffunfall-Monitoring	12
3	Komponenten von Relevanz für ein Schadstoffunfall-Monitoring.....	13
3.1	Chemisches Monitoring	13
3.2	Bioeffekt-Monitoring.....	14
3.3	Biologisches Monitoring.....	14
3.3.1	Benthos	15
3.3.2	Fische.....	15
3.3.3	Vögel	15
3.3.4	Meeressäuger.....	16
3.3.5	Lebensräume	16
4	Überwachungsprogramme im deutschen Meeresmonitoring	17
5	Defizite beim Meeresmonitoring in Bezug auf Vorlaufdaten.....	18
6	Generelle Monitoringprinzipien.....	19
6.1	Monitoringdesign/-strategie.....	19
6.2	Probenahmestrategien und Probenahmemethoden	22
6.3	Bewertungsverfahren.....	22
6.4	Transport und Lagerung	24
6.5	Ablauf und Koordinierung des Monitorings.....	24
7	Monitoring relevanter Komponenten.....	28
7.1	Kennblatt Allgemeine Handlungsanweisungen Schadstoffunfall-Monitoring	28
7.2	Kennblatt Chemisches Monitoring	35
7.3	Kennblatt Bioeffekt-Monitoring	40
7.4	Kennblatt Makrophytobenthos.....	46
7.5	Kennblatt Makrozoobenthos.....	52
7.6	Kennblatt Fische.....	56
7.7	Kennblatt Vögel.....	60

7.8	Kennblatt Marine Säuger	65
7.9	Kennblätter Lebensräume.....	68
7.9.1	Kennblatt Seegraswiesen.....	70
7.9.2	Kennblatt Muschelbänke	75
7.9.3	Kennblatt Sandbänke.....	79
7.9.4	Kennblatt Eulitorale Sand-, Misch- und Schlickwatten	81
7.9.5	Kennblatt Riffe	84
7.9.6	Kennblatt Uferzonen und Strände	87
7.9.7	Kennblatt Salzwiesen	90
8	Monitoring in Fokusregionen.....	95
8.1	Wangerooge bis Leuchtturm Alte Weser	95
8.2	Elbeästuar - Außenelbe bis Nord-Ostsee-Kanal.....	106
8.3	Kieler Förde bis Leuchtturm Kiel.....	116
8.4	Kadetrinne bis Seehafen Rostock.....	126
9	Methodische Handlungsanweisungen.....	136
9.1	Probenahme von Wasser	136
9.2	Probenahme von Sediment	137
9.3	Probenahme von Biota (Muscheln) für die Schadstoffanalytik	138
9.4	Handlungsanweisung zur Gewährleistung der Probenintegrität von Umweltproben für chemische Analysen.....	140
10	Anhang.....	142
10.1	Beispiele für Felderfassungsprotokolle.....	142
11	Literaturverzeichnis	147

Abbildungen

Abb. 1: Schematische Darstellung der wesentlichen Komponenten des Monitorings.....	25
Abb. 2: Allgemeine Handlungsabläufe und -optionen im Rahmen eines Schadstoffunfall-Monitorings	32
Abb. 3: Betrachtungsgebiet Wangerooge – Wilhelmshaven - Bremerhaven: Darstellung der elektronischen Seekarte mit FFH-, Vogelschutz- und Naturschutzgebieten	96
Abb. 4: Großraum Elbeästuar: Darstellung der elektronischen Seekarte mit FFH-, Vogelschutz- und Naturschutzgebieten	106
Abb. 5: Großraum Kieler Förde: Darstellung der elektronischen Seekarte mit FFH-, Vogelschutz- und Naturschutzgebieten	117
Abb. 6: Großraum Rostock/Graal-Müritz/Darß: Seekartendarstellung mit FFH-, Vogel- und Naturschutzgebieten	127

Tabellen

Tab. 1: Ansätze zur Auswahl von Probenahmestationen	23
Tab. 2: Überblick über die wesentlichen Komponenten des Monitorings	26
Tab. 3: Verletzbarkeit/Gefährdung, Sensitivität und Monitoringoptionen von Lebensräumen und biologischen Komponenten	33
Tab. 4: Chemische Untersuchungsgruppen und ihre für das Monitoring relevanten Parameter.....	36
Tab. 5: Biotestverfahren zur Ermittlung des toxischen Potentials von Umweltproben	42
Tab. 6: Häufig verwendete Biomarker zum Nachweis von Schadstoffeffekten	43
Tab. 7: Darstellung der gebräuchlichen Methoden und Parameter zur Untersuchung von Makrophyten bei einem Schadstoffunfall	50
Tab. 8: Übersicht zu den nationalen Standards existierender Monitoringprogramme	58
Tab. 9: Empfindlichkeit von Seevogelarten der Nordsee gegenüber akuten Ölverschmutzungen	60
Tab. 10: Empfindlichkeit von Lebensräumen, die von Vögeln genutzt werden, gegenüber einer Verschmutzung mit Öl und Ölderivaten.....	61
Tab. 11: Kennblätter Lebensräume – Vorkommen in Nord- und Ostsee und Schutzkategorien	68
Tab. 12: Darstellung der Methoden, Parameter, Untersuchungsfrequenzen sowie der Bewertungs- und Verfahrensgrundlagen zur Untersuchung von Seegrasbeständen bei einem Schadstoffunfall.....	72
Tab. 13: Handlungsempfehlungen für Lebensräume/Komponenten im Fokusgebiet Großraum Wangerooge – Leuchtturm Alte Weser – Wilhelmshaven	101
Tab. 14: Handlungsempfehlungen für Lebensräume/Komponenten im Fokusgebiet Elbeästuar	111
Tab. 15: Handlungsempfehlungen für Lebensräume/Komponenten in der Fokusregion Kieler Förde.....	121
Tab. 16: Handlungsempfehlungen für potenziell betroffene Lebensräume im Fokusgebiet Rostock/Graal-Müritz/Darß.....	131
Tab. 17: Erfassungsprotokoll Wasser.....	143
Tab. 18: Erfassungsprotokoll Wasser.....	144
Tab. 19: Erfassungsprotokoll Makrozoobenthos (Weichboden) im Sub- und Eulitoral	145
Tab. 20: Erfassungsprotokoll Makrozoobenthos (Weichboden) im Sub- und Eulitoral	146

1 Veranlassung und Zielsetzung



Die deutsche Nord- und Ostsee zählen zu den Meeresgebieten mit einem sehr hohen Schiffsverkehrsaufkommen. Dementsprechend befinden sich hier einige der am meisten befahrenen Schifffahrtsrouten der Welt.

Die zunehmende Nutzung der Meere, insbesondere die steigende Anzahl von Windparks, erhöht zusätzlich das Risiko von Schiffsunfällen und der damit verbundenen Freisetzung von Schadstoffen in die Umwelt. Am häufigsten gelangen Mineralöl oder Ölderivate ins Meer. Trotz des erfreulichen Rückgangs von Tankerunfällen bleibt das Risiko einer unfallbedingten Ölverschmutzung der Umwelt grundsätzlich bestehen.

Im Rahmen des vom Bonn-Abkommen koordinierten Projektes BE-AWARE I (2012 - 2014) wurde für die südliche **Nordsee** mit ihren sehr stark frequentierten Schifffahrtsrouten entlang der belgischen, niederländischen und deutschen Küste eine höhere Wahrscheinlichkeit für das Auftreten von Schiffshavarien/Ölunfällen im Vergleich zu anderen Regionen der erweiterten Nordsee ermittelt.

Für die stark befahrene **Ostsee** wurde in den letzten Jahrzehnten ein kontinuierlicher Anstieg des Schiffsverkehrs verzeichnet. Ungefähr 15% des weltweiten Seehandels werden hier abgewickelt. Nach dem Bau neuer Öl-Terminals in Russland ist zukünftig von einem weiteren Anstieg der Öltransporte auszugehen.

Bei einem Schadstoffunfall werden mit hoher Wahrscheinlichkeit sehr empfindliche Lebensräume von Verschmutzung betroffen sein. Vor diesem Hintergrund wird hiermit ein **Untersuchungskonzept** zur Ermittlung von Umweltauswirkungen bei großen Schadstoffunfällen in Nord- und Ostsee vorgelegt. Schwerpunktmäßig werden die Küsten- und Übergangsgewässer und die unmittelbar angrenzenden Küstenlebensräume behandelt, da für diese Regionen die größten Auswirkungen einer Verschmutzung mit Öl oder anderen umweltgefährdenden Chemikalien zu erwarten sind. Obwohl der Schwerpunkt des Konzeptes auf Ölunfällen liegt, sind die Untersuchungsansätze auch auf Unfälle mit anderen Chemikalien bzw. gefährlichen und schädlichen Stoffen (HNS; Hazardous and Noxious Substances) übertragbar.

Das Konzept umfasst ein chemisches, Bioeffekt-, biologisches und Lebensraum-Monitoring mit der erforderlichen Methodik. Es unterscheidet zwischen einem Sofort-Monitoring zur ersten Einschätzung des Ausmaßes und einem Langzeit-Monitoring zur Ermittlung der Schäden und der Wiederherstellung von Lebensräumen und Lebensgemeinschaften.

Die Notwendigkeit der Erstellung eines Monitoringkonzeptes ergibt sich aus der Empfehlung 20 aus dem Bericht der Unabhängigen Expertenkommission „Havarie Pallas“ („Grobecker Kommission“, Berlin 2000) und dem fünften Meilensteinbericht zu Teilprojekt 7 „Umwelt“ des Projektes „Verbesserung der Notfallvorsorge und des Notfallmanagements in der Nord- und Ostsee“. Ein derartiges Monitoring soll im Schadensfall zum einen die wissenschaftliche Grundlage zur Beschreibung und Bewertung des Schadens bieten und zum anderen zur Aufstellung von Kosten im Rahmen der versicherungstechnischen Abrechnung herangezogen werden.

2 Thematische Einführung

2.1 Öl als Umweltschadstoff



Erdöle (Mineralöle, Rohöle) sind äußerst komplexe Mischungen aus Tausenden von Substanzen, von denen Kohlenwasserstoffe (KW) die mit Abstand größte Substanzgruppe ausmachen (normalerweise >75%). Relevante geringere Beimengungen sind Stickstoff, Schwefel und Sauerstoff enthaltende Verbindungen sowie komplexierte Metalle (z. B. Eisen, Nickel, Vanadium).

KW werden nach ihrem chemischen Aufbau in Alkane (Paraffine), Cycloalkane (Naphthene) und aromatische Verbindungen gruppiert. Die relativen Anteile dieser Komponenten variieren zwischen Rohölen unterschiedlicher Herkunft und bestimmen deren physikalische Eigenschaften. Den Hauptanteil der meisten Rohöle machen die Alkane und Cycloalkane aus. In Abhängigkeit von der Anzahl ihrer Kohlenstoffe und der Temperatur handelt es sich um leicht- bis nicht-flüchtige, flüssige oder feste Verbindungen (Wachse).

Die meisten Alkane und Cycloalkane besitzen lediglich ein geringes toxisches Potenzial gegenüber aquatischen Organismen. Aromaten sind teilweise wasserlöslich und werden allgemein als die wesentlich toxischeren und umweltrelevanteren Komponenten eingestuft. Sie stehen daher auch besonders im Fokus des Schadstoffunfall-Monitorings.

Sobald Öl infolge eines Unfalls oder eines anderen Ereignisses an der Oberfläche von Gewässern austritt, unterliegt es verschiedenen physikalischen und chemischen Veränderungen, die als **Verwitterungsprozesse** bezeichnet werden. Folgende Verwitterungsprozesse finden statt: Ausbreitung, Verdunstung, Verteilung, Emulsionsbildung, Wasserlöslichkeit, Photooxidation, Sedimentation und biologischer Abbau.

Die Geschwindigkeit und Relevanz einzelner Veränderungen, die sowohl zeitlich versetzt als auch parallel zueinander erfolgen, hängen wesentlich von der Art des Öls sowie den vorherrschenden hydrographischen und meteorologischen Bedingungen ab. Allgemein sind Ausbreitung, Verdunstung, Verteilung und Emulsionsbildung in der Anfangsphase nach einer Havarie von Bedeutung, während Oxidation, Sedimentation und Biodegradation Langzeit-Prozesse sind, die das endgültige Schicksal des Öls bestimmen.

2.2 Überblick zu Monitoringuntersuchungen nach bisherigen großen Öl- und Chemikalienunfällen



Die CEDRE- und die ARCOPOL-Studie ergaben, dass ein Schadstoffunfall-Monitoring immer die folgenden drei Monitoring-Komponenten umfasst:

- Chemisches Monitoring: Ermittlung der Schadstoffkontamination in verschiedenen Kompartimenten (Wasser, Sediment, Biota).
- Bioeffekt-Monitoring: Reaktionen auf Schadstoffexposition auf sub-individueller und individueller Ebene (Biotests, Biomarker).
- Biologisches Monitoring: Untersuchungen von Schadwirkungen auf der Ebene von Populationen und/oder Lebensgemeinschaften (Populationsdynamik, Strukturparameter).

Des Weiteren wurden regelmäßig die Umweltkompartimente bzw. -komponenten Pelagial, Benthos, Vögel und marine Säuger für die Umweltüberwachung ausgewählt.

Der Vergleich der Monitoringprogramme im Rahmen der **CEDRE-Studie** (Laruelle & Calvez 2005) ergab folgende Befunde:

- Die Umweltkomponenten, die je nach Schadstoffunfall mehr oder weniger intensiv untersucht wurden, waren das Pelagial, der benthische Bereich des Sub- und Eulitoral, das Supralitoral mit dem angrenzenden terrestrischen Bereich sowie Vögel und marine Säuger.
- Schwerpunktmäßig erfolgten Monitoringaktivitäten im benthischen Bereich und dabei besonders im Eulitoral, wo treibende Ölteppiche letztendlich strandeten und sich das Öl ansammelte.
- Das Pelagial wurde näher betrachtet, wenn die lokale Fischerei oder Aquakultur von Ölverschmutzung betroffen oder bedroht war.
- Bei einem Austritt von Leichtöl oder bei starker natürlicher Dispersion war das Monitoring relativ stark auf den sublitoralen benthischen Bereich ausgerichtet.
- Das Supralitoral und angrenzende terrestrische Bereiche wurden untersucht, wenn diese Gebiete durch Spritzwasser und Windeinfluss verschmutzt waren und wenn fachkundige Experten (Botaniker) zur Verfügung standen.
- In Bezug auf Vögel und marine Säuger stieg das Monitoringinteresse, wenn bedeutende lokale Populationen vorkamen, eine hohe Mortalität zu verzeichnen war oder wenn einzelne Arten als besonders schützenswert betrachtet wurden.
- Als Grund für das Monitoring einzelner Artengruppen und Umweltkompartimente wurden häufig sozio-ökonomische Aspekte und Belange der öffentlichen Gesundheit genannt. Weitere Auswahlkriterien waren der funktionelle und/oder bioindikatorische Status von Organismen und deren Schutzstatus oder Wahrnehmung in der Öffentlichkeit.

Als Fazit aus der Auswertung der Monitoringaktivitäten wurden im Rahmen des **ARCOPOL Projektes** die folgenden Defizite und Monitoringprioritäten identifiziert:

- Ein generelles Problem war die mangelnde Koordination von Monitoringprogrammen. Gemäß der Empfehlung von Kirby & Law (2010) sollten „Umwelt-Teams“ (environmental groups) eingerichtet werden, die alle Aspekte eines Monitorings überwachen und steuern. Auf nationaler Ebene sollten bereits im Vorfeld einer Havarie Experten für einzelne Untersuchungskomponenten eines Schadstoffunfall-Monitorings benannt werden. Anstelle von wissenschaftlichen Partikularinteressen sollte ein multidisziplinärer Ansatz Priorität besitzen.
- Das Fehlen von Referenzdaten/Vorlaufdaten erschwerte die Identifizierung und Bewertung von Schadstoffwirkungen. Es werden langfristige Monitoringprogramme benötigt, um die erforderlichen Referenzdaten zu generieren. Die Umsetzung von WRRL, MSRL und FFH-RL in nationalen Monitoringprogrammen sollte dazu führen, dass zukünftig mehr nutzbare Vorlaufdaten zur Verfügung stehen.
- Festgestellt wurden auch häufig Wissenslücken zur Biologie ausgewählter Bioindikatoren. Dies kommt besonders dann negativ zum Tragen, wenn Schadstoffeffekte auf sub-individueller (Biomarker) und individueller Ebene erfasst werden sollen. Die Wahl sollte auf anerkannte und ökologisch relevante Arten fallen. Im Rahmen des EU-Projektes EROCIPS wurden relevante Auswahlkriterien ermittelt.
- In den meisten Fällen wurden nach Schadstoffunfällen nur die kurzzeitig nachweisbaren Umweltschäden überwacht und Langzeiteffekte nicht untersucht oder nicht als solche erkannt. Insofern besteht zumeist eine grundsätzliche Unkenntnis über langanhaltende Schadstoffwirkungen nach Unfällen, obwohl davon auszugehen ist, dass diese existieren.
- Die Bewertung von Langzeiteffekten kann allerdings aufgrund der natürlichen Variabilität biologischer Systeme und durch eine chronische Hintergrundbelastung erschwert sein.
- Verbreitet ist auch das Fehlen von standardisierten Richtlinien/Prozeduren zur Durchführung von Monitoringprogrammen. Diese werden als absolut notwendig erachtet, auch in Anbetracht der Tatsache, dass Programme immer flexibel an die spezifischen Umstände eines konkreten Schadstoffunfalls anzupassen sind. Die im Rahmen des PREMIAM-Projektes in Großbritannien erarbeiteten Empfehlungen können als Richtschnur zur Entwicklung von Monitoringrichtlinien in anderen Ländern dienen.
- Des Weiteren besteht eine verbreitete Unkenntnis über die Umweltgefährdung durch HNS nach Schiffsunfällen.

2.3 Dispergatoren



Zur Ölbekämpfung auf See stehen neben mechanischen grundsätzlich auch chemische Bekämpfungsmethoden zur Verfügung. Bei den Chemikalien können, hinsichtlich ihres Wirkmechanismus, verschiedene Produktklassen unterschieden werden. So bewirken Öl-Herder und Solidifizier eine Zunahme der Viskosität des Öls, indem sie Öl zusammenziehen oder verfestigen und damit die mechanische Aufnahme erleichtern. Demulgatoren und synthetische Sorptionsmittel sollen letztendlich auch die Effektivität der Aufnahme bzw. das Abschöpfen von Öl erhöhen. Bei Weitem am häufigsten werden jedoch Dispergatoren eingesetzt, die die natürliche Dispersion von Öl fördern und es damit stärker in der Wassersäule verteilen.

Wirkung von Dispergatoren

Öl wird durch den Einsatz eines Dispergators in kleinste Öltröpfchen zerteilt und von der Meeresoberfläche im Wasserkörper verteilt. Die dadurch entstandene stark vergrößerte Oberfläche des Öls erhöht die Bioverfügbarkeit für Mikroorganismen, so dass das Öl schneller biologisch abgebaut werden kann.

Anwendung von Dispergatoren und NEBA

Die Anwendung eines Dispergators sollte immer nach sorgfältiger Abwägung der im konkreten Einzelfall möglichen Vor- und Nachteile erfolgen. Einen strukturierten, schrittweisen Entscheidungsprozess ermöglicht das NEBA-Konzept (net environmental benefit analysis), das von der EMSA und IPIECA/OGP zur Abwägung von Pro und Kontra eines Dispergatoreinsatzes empfohlen wird. Der NEBA-Prozess basiert beispielsweise auf folgenden vier Schritten:

- Sammeln und Bewerten von Daten: Lageerkundung; Öldrift, Wetterbedingungen
- Vorhersagen, was sowohl das „Nicht-Handeln“ als auch die Anwendung eines Dispergators für bedrohte Lebensräume bedeuten würde
- Abwägung verschiedener Bekämpfungsoptionen hinsichtlich ökologischer und sozio-ökonomischer Vor- und Nachteile
- Wahl der besten Bekämpfungsoption, welche die Schadenswirkung des Öls minimiert und zugleich die schnellste Regeneration der Meeresumwelt verspricht

2.4 Geltendmachung von Kosten für ein Schadstoffunfall-Monitoring



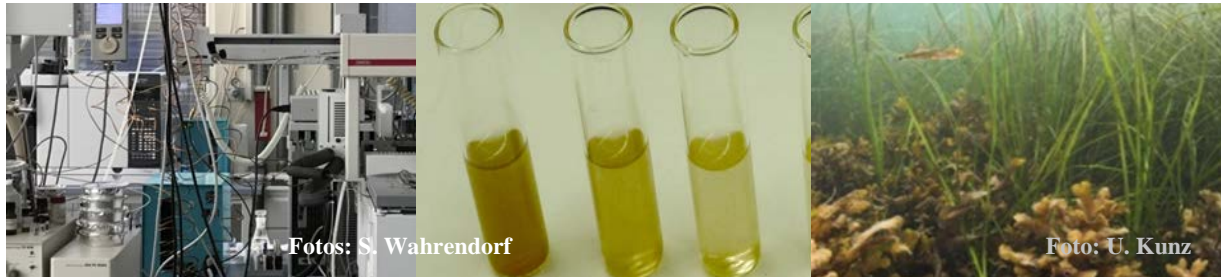
Nach einem Ölunfall stehen die oftmals sehr hohen Kosten für die notwendigen Bekämpfungs- und Reinigungsmaßnahmen im Mittelpunkt von Schadensersatzforderungen an den Verursacher der Verschmutzung. Darüber hinaus fallen aber auch Kosten bei der Erfassung und Bewertung der Umweltschädigung im Rahmen eines mehr oder weniger umfangreichen Schadstoffunfall-Monitorings an.

In den ersten Fassungen des Ölhaftungsübereinkommens und des IOPC-Fund von 1992 fanden Umweltschäden nach Ölunfällen keine Berücksichtigung. Erstattungsfähig waren ausschließlich aktuell entstandene Kosten und ökonomische Verluste.

In Bezug auf Kostenerstattungsansprüche für ein Schadstoffunfall-Monitoring ist folgendes zu beachten:

- Die Voraussetzungen, unter denen eine Kostenerstattung in Frage kommen kann, sind sehr restriktiv.
- Vorzugsweise sind Maßnahmen im Rahmen des Sofort-Monitorings bzw. in der akuten Verschmutzungsphase einer Havarie erstattungsfähig. Das Monitoring sollte möglichst die Öl bekämpfungs- und Reinigungsmaßnahmen begleiten.
- Monitoring-Programme werden hauptsächlich bei großen Umweltschäden als notwendig eingestuft. Kriterien sind z.B. ein großes betroffenes Gebiet und die Beeinträchtigung kommerzieller Fischbestände und Schalentiere.
- Die Bereitschaft zur Erstattung von Monitoring-Aktivitäten steigt mit dem Umfang des Umweltschadens.
- Umweltstudien sollten sich primär der Frage widmen, ob Maßnahmen zur Wiederherstellung des ursprünglichen Umweltzustandes notwendig und machbar sind.
- Die Notwendigkeit der Monitoringmaßnahmen ist ausführlich zu begründen. Alle Maßnahmen müssen detailliert dokumentiert werden.
- Sachverständige von ITOPF sollten an der Konzeption eines Monitoring-Programms beteiligt werden.

3 Komponenten von Relevanz für ein Schadstoffunfall-Monitoring



In verschiedenen Ländern wurden Leitlinien für ein marines Umweltmonitoring nach einem Schadstoffunfall erarbeitet. Beispiele hierfür sind das in Großbritannien durchgeführte Projekt „PREMIAM“, das von den australischen und neuseeländischen Behörden für Seeverkehrssicherheit herausgegebene „Oil Spill Monitoring Handbook“ (AMSA 2016) und die vom französischen Forschungs- und Dokumentationszentrum für unfallbedingte Gewässerverschmutzungen CEDRE (Brest) veröffentlichten Handlungsempfehlungen zur Durchführung eines Schadstoffunfall-Monitorings. Entsprechende, an verschiedenen Stellen des vorliegenden Berichtes zitierte Publikationen wurden u. a. auch von den regionalen Meeresschutzübereinkommen OSPAR und HELCOM und dem Umwelt-Fachverband der Tanker-Reedereien ITOPF herausgegeben.

Ein Vergleich der Leitlinien zeigt, dass die Monitoringprogramme hinsichtlich der zu überwachenden Umweltkomponenten im Wesentlichen übereinstimmen. Folgende Monitoringaktivitäten und Umweltkomponenten werden als besonders relevant für ein Schadstoffunfall-Monitoring erachtet.

- Chemisches Monitoring dient der Ermittlung der Kontamination der Umweltkompartimente Wasser, Sediment und Biota durch den/die ausgetretenen Schadstoff(e).
- Bioeffekt-Monitoring erfasst toxische Effekte von Schadstoffen auf ausgewählte Bioindikatoren.
- Biologisches Monitoring soll Schadwirkungen bei den biologischen Ökosystemkomponenten Benthos, Fische, Vögel, Meeressäuger und Lebensräume erfassen.

Ein wesentliches allgemeines Ziel des Schadstoffunfall-Monitorings ist die Entscheidungsfindung, ob Umweltauswirkungen vorliegen und ggf. welche Maßnahmen zur Wiederherstellung des Umweltzustandes vor Eintritt des Schadstoffunfalls erforderlich sind.

3.1 Chemisches Monitoring

Nach einer Schiffshavarie mit Austritt von Rohöl, Ölderivaten oder anderen Chemikalien ist die Ermittlung der Kontamination verschiedener Umweltkompartimente ein zentraler Bestandteil des Schadstoffunfall-Monitorings.

Zielsetzung

- Das chemische Monitoring von Wasser, Sediment und Organismen verfolgt primär das Ziel, Ausmaß und Intensität der Verschmutzung kurz nach der Freisetzung von Schadstoffen sowie die Abnahme der Schadstoffbelastung im Laufe der Zeit zu ermitteln.

- Das primäre Bewertungskriterium chemischer Analysendaten ist die Wiederherstellung des chemischen Referenzzustandes. Das kann der Zustand bei Eintritt der Havarie oder, bei langjährigem Monitoring, auch der Zustand sein, der in einem repräsentativen Referenzbereich vorliegt.
- Es dient der eindeutigen Identifizierung des Verschmutzers und damit der Beweissicherung und Geltendmachung von Schadenersatzansprüchen.

Außerdem sind die Ergebnisse des chemischen Monitorings ein wichtiges Entscheidungskriterium dafür, ob und ggf. welche Maßnahmen zur Wiederherstellung des ursprünglichen Zustands notwendig sind (Kostenerstattung).

3.2 Bioeffekt-Monitoring

Zielsetzung

Das biologische Effekt-Monitoring dient der Erfassung schadstoffbedingter Effekte und/oder Wirkungen bei Organismen als Folge der Schadstoffbelastung in der Umwelt. Insofern ist diese Art des Monitorings bei Schadstoffhavarien, wo von einer hohen Schadstoffexposition auszugehen ist, von besonderer Relevanz.

Als Monitoring-Werkzeuge zur Erfassung von Bioeffekten sind Biotests (Bioassays) und Biomarker zu unterscheiden:

- Biotests messen die Ökotoxizität von Umweltproben an ausgewählten Testorganismen unter standardisierten Laborbedingungen. Es werden *in-vitro*- und *in-vivo*-Biotests unterschieden. *In-vitro*-Tests verwenden zumeist Zelllinien als biologische Detektoren, während *in-vivo*-Tests mit lebenden Organismen durchgeführt werden.
- Biomarker sind messbare biochemische, physiologische oder morphologische Veränderungen (sog. Endpunkte), die als Reaktionen auf physikalische und chemische Umweltbelastungen entstehen. Biomarker-Untersuchungen erfolgen vornehmlich an im Freiland exponierten Organismen (Bioindikatoren).

3.3 Biologisches Monitoring

Zielsetzung

Das Monitoring des Benthos und der Artengruppen Fische, Vögel und Meeressäuger dient dazu, nach einem Schadstoffunfall die Schädigung dieser relevanten Ökosystemkomponenten zu erfassen und zu bewerten. Dies geschieht vornehmlich durch den Vergleich des durch die Verschmutzung verursachten Zustands mit dem Zustand der gleichen biologischen Komponenten, die nicht durch den Schadstoffunfall betroffen sind. Im Verlauf des Schadstoffunfall-Monitorings wird der Verlauf der Wiederherstellung des ursprünglichen Zustands oder eines vergleichbaren repräsentativen Zustands überwacht. Ein wichtiges Ziel des Monitorings ist die Entscheidungsfindung darüber, ob Maßnahmen zur Wiederherstellung erforderlich sind oder nicht sowie die Ermittlung des Regenerationsverlaufs in Verbindung mit der Beeinträchtigung der Ökosysteme.

Dabei sind primär die Ergebnisse der parallel untersuchten, nicht vom Schadstoffunfall betroffenen Artengruppen/Lebensräume in die Bewertung des Regenerationsprozesses einzubeziehen. Ein Referenzzustand kann ggf. über vorhandene Vorlaufdaten mit Bezug auf betroffene Artengruppen/Lebensräume definiert werden.

3.3.1 Benthos

Benthische Lebewesen sind als Komponente des Nahrungsnetzes von erheblicher Bedeutung für das marine Ökosystem. Aufgrund dieser Schlüsselrolle sowie der Funktion vieler Organismen als Indikator für Veränderungen in der sie umgebenden Umwelt werden das Makrophyto- und Makrozoobenthos im Rahmen verschiedener Monitoringprogramme in deutschen Küstengewässern als Qualitätskomponenten routinemäßig untersucht.

Makrophytobenthos

Benthische Makrophyten erfüllen zahlreiche ökologische Funktionen und sind auch ökonomisch von großer Bedeutung. Sie dienen vielen Organismen (wie z. B. Fischen, Krebsen und Vögeln) als Lebensraum (Habitat), Nahrungsquelle und Laichsubstrat.

Ein idealer Bioindikator zur Untersuchung der Auswirkung von Öl ist das **Gemeine Seegras** *Zostera marina*. Die Auswirkung von Öl auf das Seegras variiert von geringfügigen bis zu schweren Effekten in Abhängigkeit von der Wassertiefe, dem Öl-Typ sowie den umgebenden lokalen Bedingungen.

Andere Makrophyten, wie beispielsweise der Blasentang *Fucus vesiculosus*, reagieren weniger empfindlich auf die Ölexposition.

Makrozoobenthos

Unter dem Begriff Makrozoobenthos sind die auf oder im Meeresboden lebenden wirbellosen Organismen zusammengefasst, die von einem Sieb der Maschenweite 1 mm zurückgehalten werden.

Eine trophische Schlüsselgruppe des Makrozoobenthos (u. a. für benthophage Seevogelarten) sind z. B. Muscheln, die im Fall eines Schadstoffunfalls aufgrund der überwiegend sessilen Lebensweise adulter Exemplare, der Ernährungsweise als Filtrierer sowie der weiten Verbreitung als Bioindikatoren besonders empfindlich sind.

Die meisten Krebse reagieren sehr empfindlich auf die Exposition mit Öl, da sie sehr schnell Kohlenwasserstoffe akkumulieren.

3.3.2 Fische

Fische können direkt oder indirekt durch Öl/Ölderivate geschädigt werden. Zur direkten Schädigung zählen die Aufnahme von Öltropfen, die Aufnahme gelöster Ölkomponenten über die Kiemen oder andere Bereiche der Körperoberfläche sowie eine Beeinträchtigung der Lebensfähigkeit von Fischeiern und -larven. Durch eine durch Öl verursachte Schädigung des Habitats und/oder von Nahrungsquellen können Fische auch indirekt betroffen sein.

3.3.3 Vögel

Vögel sind besonders auffällige Opfer von Ölverschmutzungen. Sie stehen daher bei einer Ölhavarie besonders im Fokus der öffentlichen Aufmerksamkeit. Schadwirkungen von Öl auf Vögel können zwei verschiedene Ebenen betreffen:

- Einzelne Vögel sind direkt, oder weniger auffällig, indirekt von Ölverschmutzung betroffen.
- Große Vogelkonzentrationen oder Brutkolonien besonders empfindlicher Arten können nach einem Schadstoffunfall lokal massiv bedroht sein, bis hin zur Gefährdung großer Teile einer Population (z. B. Brandgans zur Mauserzeit).

Auf der Basis von Expertenurteilen wiesen Tasker & Pienkowski (1987) verschiedenen Seevogelarten der Nordsee einen Ölempfindlichkeits-Index (Oil Vulnerability Index (OVI)) zu. Der Index berücksichtigt die Verweildauer einer Art auf dem Wasser, die Bedeutung der Nordseepopulation für den Weltbestand der Art und die Größe des gesamten Weltbestandes.

3.3.4 Meeressäuger

Marine Säugetiere wie Robben und Wale zählen zu den Artengruppen, die im Fall einer Ölhavarie eine besonders hohe öffentliche Aufmerksamkeit genießen. Als potenziell auffällige Opfer von Ölverschmutzungen sind sie, ähnlich wie Vögel, bereits seit langem Untersuchungskomponenten eines Schadstoffunfall-Monitorings.

In deutschen Meeresgewässern sind Seehund, Kegelrobbe und Schweinswal die einzigen regelmäßig vorkommenden marinen Säuger. In der Nordsee ist die Wahrscheinlichkeit, dass diese Arten wegen ihrer, im Vergleich zur Ostsee, deutlich höheren Individuenzahlen Opfer einer Öl- oder Chemikalienverschmutzung werden, größer.

3.3.5 Lebensräume

Zu den augenscheinlichsten Umweltfolgen eines Ölunfalls zählen nicht die chemisch/toxischen Schädwirkungen, sondern Schäden, die durch den direkten Kontakt von Lebewesen und Lebensräumen mit Öl bzw. Ölzeugnissen entstehen. Bei Lebensräumen wie Salzwiesen, Muschelbänken und Seegraswiesen führt eine Überdeckung mit einem Ölteppich zu einer lang anhaltenden, schweren Schädigung.

Die in der Verlandungszone vorkommenden *Salzwiesen* gelten als besonders sensitive Lebensräume. Bei einer Verschmutzung mit Öl erfolgt ihre Regeneration im Allgemeinen nur langsam. Dies gilt besonders dann, wenn Öl tiefer in den Boden eingedrungen ist und somit zu einer langanhaltenden Kontamination führt. Salzwiesenpflanzen weisen erhebliche Unterschiede bezüglich ihrer Sensitivität und Regenerationsfähigkeit auf. Überwiegend reagieren einjährige Kräuter am empfindlichsten auf eine Ölverschmutzung, während Gräser und mehrjährige Kräuter weniger sensitiv sind. Ausdauernde Arten mit unterirdischen Erneuerungsorganen und ggf. vegetativer Fortpflanzung besitzen ein vergleichsweise hohes Regenerationspotenzial.

4 Überwachungsprogramme im deutschen Meeresmonitoring



Langfristig und routinemäßig erhobene Meeresumweltdaten, wie sie im Rahmen der regulären Meeresüberwachung erhoben werden, sind eine Hauptquelle für die Gewinnung von Vorlauf- oder Referenzdaten, die ein wichtiges „Werkzeug“ zur Bewertung der unfallbedingten Umweltschäden darstellen. Kernelemente der Meeresüberwachung sind die unter dem Dach des Bund/Länder-Ausschusses Nord- und Ostsee (BLANO) zusammengefassten Monitoringprogramme, das Bund-/Länder-Messprogramm (BLMP). Damit werden einschlägige EU- und nationale Regelwerke sowie Verpflichtungen aus regionalen Meeresschutzübereinkommen umgesetzt. Zu den wichtigsten zählen die Wasserrahmenrichtlinie (WRRL), die Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL), die Richtlinie über Umweltqualitätsnormen im Bereich der Wasserpolitik, die Fauna-Flora-Habitat- und Vogelschutz-Richtlinie (FFH-/VRL) sowie die OSPAR- und Helsinki-Übereinkommen (HELCOM). Außerdem sind die Überwachungsanforderungen aus der Trilateralen Zusammenarbeit zum Schutz des Wattenmeeres (TWSC) ein Bestandteil des BLMP. Im Monitoring-Handbuch mit seinen Kennblättern sind die aktuellen Bund/Länder-Messprogramme beschrieben (<http://www.meeresschutz.info/monitoringhandbuch.html>).

Der separate Anhang II des Untersuchungskonzeptes (IfAÖ 2016) enthält tabellarische Auflistungen von Monitoringprogrammen (MP), die Daten generieren, die als Vorlaufdaten/Referenzdaten von Relevanz für ein Schadstoffunfall-Monitoring sein können. Es handelt sich um die:

- MP Schadstoffe und Bioeffekte
- MP Benthische Habitate (Fauna und Flora)
- MP Fischfauna
- MP Vogelfauna

5 Defizite beim Meeresmonitoring in Bezug auf Vorlaufdaten

Prinzipiell werden im Rahmen des derzeitigen marinen Umweltmonitorings alle für ein Schadstoffunfall-Monitoring als relevant identifizierten Umweltkomponenten erfasst. Allerdings bestehen hinsichtlich der räumlichen Abdeckung und Frequenz einzelner Parameter durchaus regionale Defizite.

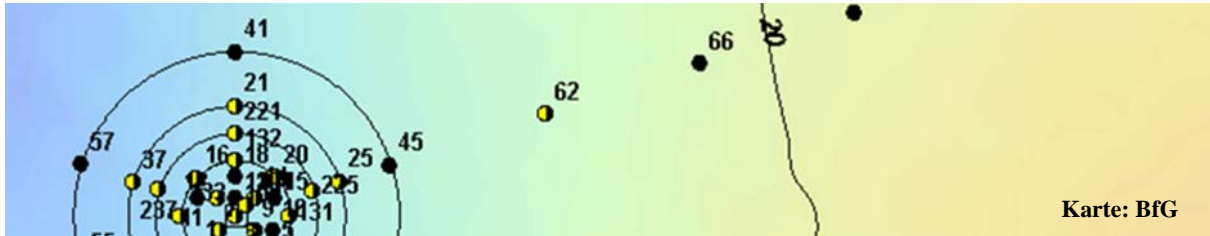
Da, entsprechend der föderalen Struktur, die Küstenländer hauptsächlich für das Monitoring in ihren eigenen Küstengewässern zuständig sind, sind die ermittelten Defizite und die empfohlenen Lösungsvorschläge im regionalen Kontext aufgeführt und werden in tabellarischer Form in dem Untersuchungskonzept (IfAÖ 2016) präsentiert. Darüber hinaus finden sich noch umfangreichere Tabellen im Anhang II des Konzeptes, die für die jeweiligen deutschen Küstengebiete die Monitoringaktivitäten enthalten, die potenziell als Vorlauf- bzw. Referenzdaten für die Monitoringkomponenten eines Schadstoffunfall-Monitorings relevant sind (Anhang II Tab. 8-11).

Als **Fazit der Defizitanalyse** ergeben sich folgende Aussagen:

- Insgesamt betrachtet bleibt festzustellen, dass im Rahmen der Überwachung des Zustands der deutschen Meeresgebiete prinzipiell die Umweltkomponenten und Parameter erfasst werden, die für ein Schadstoffunfall-Monitoring relevant sind und potenziell als Vorlaufdaten bzw. Referenzdaten dienen können.
- Generell ist eine höhere räumliche Abdeckung von Messstellen in Gebieten mit einem hohen Gefährdungsrisiko gegenüber dem Auftreten von Schadstoffunfällen infolge einer Schiffshavarie notwendig. Prioritär sind dabei diejenigen Lebensräume/Habitate zu überwachen, die besonders empfindlich sind und potenziell eine langfristige Schädigung erleiden (z. B. Salzwiesen, Seegrasbestände, Muschelbänke).
- Es besteht ein Defizit an Vorlaufdaten über Makrozoobenthoslebensgemeinschaften der eu- oder sublitoralen Uferzone. Diese Meeresbereiche sind bei der Anlandung von Öl besonders stark von Verschmutzung betroffen und wären im Rahmen eines Schadstoffunfall-Monitorings besonders intensiv zu überwachen.
- Die Monitoringprogramme der Länder sind im Hinblick auf Frequenz und Jahreszeit der Beprobung von Biota (Muscheln) zur Ermittlung der Schadstoffbelastung nicht konsistent. Es sollte eine Harmonisierung gemäß der Monitoringempfehlungen von OSPAR und HELCOM erfolgen.
- Es besteht ein allgemeiner Mangel an Referenzdaten ausgewählter Bioindikatoren (Bioeffekt-Monitoring) in den Küstengewässern.
- Es existieren nur begrenzt Vorlaufdaten zur Meeresbelastung mit ölspezifischen alkylierten PAK und Alkanen (Daten im BSH vorhanden). Kaum Kenntnisse liegen für Chemikalien vor, die als sog. HNS in größerem Umfang im Seeverkehr transportiert werden.

6 Generelle Monitoringprinzipien

6.1 Monitoringdesign/-strategie



Die Auswirkungen eines Schadstoffunfalls sind im Rahmen eines Monitorings gegenüber natürlichen Variationen der Umweltbedingungen abzugrenzen. Beim Vorliegen geeigneter Vorlaufdaten aus dem beeinträchtigten Bereich und aus einem vom Schadensereignis unbeeinflussten Referenzgebiet, welches eine möglichst hohe Ähnlichkeit zum betroffenen Gebiet aufweist, kann dies nach dem Prinzip des BACI-Modells (Before/After-Control/Impact) bzw. des „Beyond-BACI“-Modells (Underwood 1992) erfolgen.

Im Fall nicht vorhandener Vorlaufdaten oder bei nicht realisierbaren Referenzuntersuchungen (z. B. aufgrund des Fehlens geeigneter Referenzgebiete) muss sich das Umweltmonitoring zwangsläufig ausschließlich auf diese Untersuchungen entlang eines Gradienten der Schadstoffkonzentration abstützen.

Jede Umweltfolgenabschätzung basiert üblicherweise auf folgenden Merkmalen:

- Biologische Komponenten und Schlüsselindikatoren
- Schadstoffe in verschiedenen Umweltkompartimenten
- Physikalisch-chemische Umweltparameter, die für einen Lebensraum/Biotop charakteristisch sind

Zur Konzeption eines Schadstoffunfall-Monitorings ist zu ermitteln bzw. festzulegen (Law et al. 2011):

- Räumliches und mengenmäßiges Schadensausmaß
- Fragestellung und Zielstellung des Überwachungsprogramms
- am stärksten bedrohte/sensitive Lebensräume/Biotope
- Auswahl der Monitoringparameter
- räumlicher Umfang der Überwachung
- Vorlaufdaten aus den Lebensräumen/Biotopen
- Konzeption und Auswahl von Aus- und Bewertungsverfahren

Grundsätzlich sollte der Zustand eines betroffenen Gebiets vor dem Schadstoffunfall als Ausgangspunkt der zeitlichen Entwicklung anhand möglichst aktueller Daten beschrieben werden können. Dazu müssen kurzfristig die ausgewählten Umweltkomponenten erfasst werden, um eine Erstbewertung der Umweltfolgen und der sich daraus ergebenden Konsequenzen vornehmen zu können. Die anschließende Erfassung der zeitlichen Entwicklung der Monitoringdaten ist bedeutsam, weil die Untersuchungsfrequenz sich auch daran zu orientieren hat, wie rasch die Schadstoffkonzentration abnimmt und der Prozess der Regeneration voranschreitet. Die zeitliche Entwicklung entlang des Gradienten der Schadstoffkonzentration ist auch zu erfassen, damit die anthropogenen Veränderungen nach Ver-

schmutzung angesichts der hohen räumlichen und zeitlichen Variabilität der Parameter von den natürlichen Veränderungen unterschieden werden können.

Als Maß für die Erfassung der Auswirkungen bieten sich damit drei Ansätze an:

- Abgleich mit Vorlaufdaten/Daten aus Voruntersuchungen aus diesem Bereich
- Abgleich mit der Entwicklung im Referenzgebiet
- Abgleich mit Bereichen unterschiedlicher Schadstoffbelastung (Gradient)

In der Praxis wird keine dieser genannten Ansätze allein eine befriedigende Bewertung der Umweltauswirkungen nach einer Havarie erlauben. Es ist i.d.R. eine Kombination aus allen drei Ansätzen angebracht.

Das Monitoring-Konzept sieht zudem die Unterscheidung in ein Sofort - und ein Langzeit-Monitoring vor.

Das **Sofort-Monitoring** umfasst die Ersterfassung zur Schadenslage, zur Untersuchung bis dahin noch unbeeinflusster Areale bzw. von Referenzgebieten als Startwerte sowie zur Ermittlung der im wesentlichen betroffenen Lebensräume und -gemeinschaften, um das Langzeit-Monitoring aufstellen zu können.

Das **Langzeit-Monitoring**, das „eigentliche“ mittel- bis längerfristige Schadstoffunfall-Monitoring erfasst die Veränderung der Schadstoffbelastung in Raum und Zeit. In diesem Monitoring werden auch die Verschmutzungswirkung auf biologische Komponenten und Lebensräume geprüft und die Frage, ob eine Wiederherstellung des ursprünglichen Zustands vor dem Schadstoffunfall oder eines vergleichbaren Referenzzustandes möglich ist.

Vorlaufdaten aus der regulären Meeresumweltüberwachung oder von Einzelstudien sind eine wichtige Basis zur Bewertung der Umweltfolgen eines Schadstoffunfalls. Diese Daten müssen aus langjährigen Monitoringuntersuchungen im Schadensgebiet („zeitliche Referenz“) stammen oder es liegen Daten aus vergleichbaren Lebensräumen vor („räumliche Referenz“).

Referenzproben sind ein weiteres wichtiges Instrument zur Bewertung von Umweltschäden nach einem Schadstoffunfall. Sie dienen der Bewertung und Dokumentation des ursprünglichen Zustandes betroffener Habitate und – im Verlauf des Schadstoffunfall-Monitorings – zur Bewertung des Regenerationsverlaufs von geschädigten Lebensräumen. Die Umweltbedingungen des Referenzgebietes sollten den natürlichen Randbedingungen des kontaminierten Gebietes (Morphologie, Höhen, Exposition, Sedimente, Gemeinschaften, Arten) möglichst entsprechen. Gebiete/Stationsraster, zu denen Vorlaufdaten vorliegen, sind möglichst einzubeziehen.

Sämtliche Untersuchungen im Referenzbereich sollten in Art und Umfang den Untersuchungen im kontaminierten Areal entsprechen und zeitgleich durchgeführt werden. Hierbei ist zu beachten, dass möglichst alle Komponenten untersucht werden, die auch im kontaminierten Bereich dokumentiert werden.

Wenn das verschmutzte Gebiet in einem Bereich mit speziellen natürlichen Gradienten wie einem Ästuar liegt, ist es ggf. nicht möglich, ein Referenzgebiet mit gleichen Bedingungen wie das verschmutzte Gebiet zu finden. In diesem Fall sollte geprüft werden, ob mehrere Referenzgebiete auszuweisen sind, die den natürlichen Gradienten abbilden und damit das verschmutzte Gebiet einschließen.

Die Untersuchung von ausgewählten **Bioindikatoren**/Indikatorarten für ein chemisches und/oder Bioeffekt-Monitoring ist ein Kernelement jedes Schadstoffunfall-Monitorings. Die Auswahl von geeigneten Spezies sollte anhand mehrerer Kriterien erfolgen:

- Häufiges Vorkommen im betroffenen Gebiet und im weiteren geographischen Umfeld
- Sensitivität gegenüber Öl oder anderen Schadstoffen
- Arten mit funktioneller und/oder struktureller Schlüsselfunktion im Ökosystem
- Laut WRRL sollten sensible (sensitive) Taxa für eine Folgenabschätzung (impact assessment) genutzt werden
- Die Physiologie und Ökologie der betreffenden Art müssen bekannt sein

Theoretisch sollte die **Monitoringdauer** eines Schadstoffunfall-Monitorings von den anfangs gesetzten Zielstellungen des Monitorings und deren Erreichung bestimmt sein. In der Praxis ist jedoch eine gewisse Flexibilität gefordert. Anpassungen des ursprünglich konzipierten Programms können aufgrund von aktuellen Monitoringbefunden notwendig sein. Es gibt keinen Grund dafür, mit allen Monitoringaktivitäten zur selben Zeit zu beginnen oder aufzuhören. Je nach Dauer der Regeneration unterscheiden sich die zeitlichen Monitoringanforderungen für verschiedene Lebensräume bzw. Komponenten.

Es sollte in jedem Fall ein „**Minimalprogramm**“ untersucht werden, wenn es nicht erforderlich oder möglich ist, alle der in Kapitel 3 genannten Umweltkomponenten zu überwachen.

Die Wahl der Untersuchungskomponenten und die Festlegung des Umfangs eines Minimalprogramms erfolgen vor dem Hintergrund des konkreten Schadstoffunfalls und des/der von Verschmutzung betroffenen Lebensraumes/-räume. Allgemein gilt, dass je nach Grad der Sensitivität, des Schutzstatus und des Maßes der naturräumlichen Variabilität eines Lebensraums auch die Anforderungen an ein sog. „Minimalprogramm“ variieren können.

Auch bei einem Minimalprogramm sind, unabhängig von Umfang und Rahmenbedingungen eines Schadstoffunfalls, chemische und biologische Untersuchungskomponenten obligatorisch zu untersuchen.

Um die Wiederherstellung des ursprünglichen Zustands oder eines Referenzzustands eines von Verschmutzung betroffenen Gebietes zu ermitteln, ist auch im Rahmen eines Minimalprogramms ein Langzeit-Monitoring erforderlich.

Voraussetzungen, unter denen die Durchführung eines „Minimalprogramms“ als begründet und „ausreichend“ gelten kann, sind beispielsweise:

- Das Volumen des ausgetretenen Öls ist relativ gering.
- Öl ist küstenfern bei größerer Wassertiefe (>20 m) ausgetreten und eulitorale oder ufernahe Lebensräume und die Küste sind nicht von Verschmutzung betroffen.
- Es ist nur ein Lebensraum von relativ geringer Empfindlichkeit und mit einem hohen Regenerationspotential betroffen.
- **Zielsetzungen**, die mit dem Monitoring verfolgt werden, sind:
 - 1) Beweissicherung zur Haftung des Verursachers;
 - 2) Schadstoffcharakterisierung zur Auswahl der Maßnahmen;
 - 3) Erfassung der Umweltauswirkungen;
 - 4) Öffentlichkeitsinformation. Grundsätzlich werden relevante Erkenntnisse auch für das Thema „Arbeitssicherheit“ herangezogen.

6.2 Probenahmestrategien und Probenahmemethoden



Strategie Probenahme

Für die Auswahl von Probenahmeorten und die Probenanzahl können keine allgemein gültigen Empfehlungen gegeben werden. Die Parameter hängen von den Bedingungen im Einzelfall und den folgenden Variablen ab:

- Umfang des ausgetretenen Öls/Schadstoffs und Öltyp
- Verwitterungsverhalten des Öls/Schadstoffs
- Topographie und Exposition des kontaminierten Gebietes
- Heterogenität des verschmutzten Gebietes in Bezug auf Biotope/Lebensräume
- Natürliche Variabilität der untersuchten Komponenten
- Insbesondere: Gradienten, die aufgrund dieser anthropogenen und natürlichen Faktoren im Gebiet bestehen

Nach diesbezüglicher Vorprüfung ist das gesamte Untersuchungsgebiet (= verschmutztes Gebiet und Referenzgebiet) in Untersuchungseinheiten (Teilgebiete) zu gliedern, die jeweils bezüglich der natürlichen und verschmutzungsabhängigen Parameter in sich homogen sind. Für das einzelne, in sich homogene Teilgebiet ist dann zu entscheiden, welchem methodischen Ansatz (Selektive / Zufällige / Systematische Probenahme) bei der Festlegung des Stationsnetzes gefolgt werden soll (AMSA 2003) (Tab. 1).

In der Praxis wird man aufgrund der begrenzten Anzahl von Proben dazu kommen, das homogen erscheinende Teilgebiet (s.o.) mit einem Netz gleichmäßig darüber verteilter Stationen räumlich gut abzudecken. Wenn dabei die Festlegung der einzelnen Probenahmepositionen ohne Detailkenntnis der örtlichen Gegebenheiten erfolgt, bleibt auch bei diesem Ansatz das Prinzip der Zufälligkeit in Bezug auf den Untersuchungsgegenstand weitestgehend gewahrt.

Die vorstehenden Prinzipien sollten sinngemäß in allen Lebensräumen des Supra- (Stränden und Salzwiesen), Eu- und Sublitoral, bei der Festlegung des Stationsnetzes Anwendung finden.

6.3 Bewertungsverfahren

Die Zustandsbewertung mariner Gewässer erfolgt im Rahmen von EU-Richtlinien (WRRL, MSRL, FFH/VRL) und regionaler Übereinkommen zum Meeresschutz (OSPAR, HELCOM, TWSC) vor dem Hintergrund eines „Referenzzustandes“. Bei der WRRL und MSRL sind die zu erreichenden Zustände der „gute ökologische Zustand“/das „gute ökologische Potential“ bzw. der „gute Umweltzustand (GES)“. Die regionalen Meeresschutzkonventionen OSPAR und HELCOM verwenden eigene Bewertungsverfahren für die holistische Gesamtbewertung ihrer Konventionsgebiete. Die Bewertungsverfahren unterscheiden sich.

Tab. 1: Ansätze zur Auswahl von Probenahmestationen

Probenahmeansatz	Charakteristik	potenzielle Anwendung
Selektive Stationsauswahl	<ul style="list-style-type: none"> • gezielte Auswahl relativ weniger Stationen/Proben an kontaminierten und nicht-kontaminierten Orten • erfordert Wissen über die Verteilung der Umweltausprägung relevanter Parameter • Dokumentation/Begründung der Stationsauswahl (Beweissicherung) 	<ul style="list-style-type: none"> • vorzugsweise Sofort-Monitoring • Monitoring bei geringer Umweltverschmutzung • chemisches Monitoring (Öl-Charakterisierung/chem. Fingerabdruck)
Zufällige Stationsauswahl	<ul style="list-style-type: none"> • große Stationsanzahl • wissenschaftlich adäquat • adäquat für rechtliche Prüfung 	<ul style="list-style-type: none"> • homogene Gebiete wie Offshore-Bereiche oder lange, einheitlich strukturierte Küstenabschnitte
zufällige geschichtete/stratifizierte Stationsauswahl	<ul style="list-style-type: none"> • große Stationsanzahl • wissenschaftlich adäquat • ggf. für rechtliche Prüfung adäquat • Aufteilung inhomogener Betrachtungsgebiete in homogene Substrukturen/Habitate. Innerhalb der abgegrenzten Habitate jeweils zufällige Stationsauswahl 	<ul style="list-style-type: none"> • bei großflächiger Verschmutzung verschiedener Lebensräume • bei Verschmutzung heterogen strukturierter Lebensräume • z. B. heterogene Küstenbereiche mit für jeden Küstentyp vertikal zur Küste angelegten Probenahmetransekten • Buchten, innere Küstengewässer
Systematische Stationsauswahl	<ul style="list-style-type: none"> • Stationsnetz bzw. einheitliches Muster von Probenahmepunkten auf einem definierten Gebiet verteilt • Entnahme von Proben in regelmäßigen bzw. definierten Abständen 	<ul style="list-style-type: none"> • in großen Gebieten bei unbekannter Verteilung der Verschmutzung • z. B. Transektbeprobung vom Schiff zur Ermittlung von Offshore-Verschmutzung • bei unauffälliger Verschmutzung (z.B. überdecktes Öl) • Salzwiesen, ggf. in unterschiedlichen Entwicklungsstadien, Beprobung von Transekten/ Dauerquadraten
Quellen: AMSA (2003), ITOPF (2012a), Ergänzung IfAÖ		

In Bezug auf Ölkontaminationen ist die Methodik dieser Bewertungsansätze derzeit ebenfalls noch nicht ausreichend untersucht (BLMP 2012c). Bestehende Defizite sollen bis zum Beginn des zweiten MSRL-Bewirtschaftungszyklus (2018 - 2024) behoben werden.

Eine Bewertung nach MSRL und WRRL muss die unter Umständen sehr unterschiedlichen Flächengrößen von geschädigter Fläche einerseits und Wasserkörper oder MSRL-Gebiet andererseits berücksichtigen. Dieses Problem unterschiedlicher Bezugsgrößen ist mangels Standardverfahren verbal argumentativ unter Berücksichtigung der spezifischen Zielsetzung vorzunehmen und darzulegen.

Das Monitoring liefert Ergebnisse über die Schadstoffausbreitung und zu den verschiedenen Umweltauswirkungen, die sich zudem über die Zeit verändern. Ihre Bewertung muss ergeben, ob diese erheblich bzw. gravierend sind, ob ggf. auch Wiederherstellungsmaßnahmen (Kompensation) erforderlich sind und wenn ja, in welchem Umfang.

Solange es hierzu keine angepassten Bewertungsverfahren gibt, muss auf bestehende Verfahren zurückgegriffen werden.

Die Bewertung der Unfallfolgen muss daher unter Bezugnahme auf die konkrete örtliche und zeitliche Referenz zum Schadensfall unter Verwendung der in diesem Leitfaden vorgesehenen Parameter erfolgen.

Eine Bewertung nach WRRL und MSRL ist, v. a. bei großen Unfällen, ggf. ergänzend hierzu durchzuführen, um zu überprüfen, ob sich die Unfallfolgen mit dem Instrumentarium von WRRL und MSRL auf Ebene der Wasserkörper oder gar Meeresregion abbilden lassen.

6.4 Transport und Lagerung

Grundsätzlich sollten Proben nach der Probennahme so schnell wie möglich an das mit der Untersuchung beauftragte Labor geschickt werden. Es kann aber aus logistischen und Kostengründen sinnvoll sein, zunächst eine gewisse Anzahl von Proben zu sammeln, bevor sie gemeinsam weitertransportiert werden. Bei längeren Schiffsfahrten sind an Bord ggf. Kühl- und Gefrierschränke erforderlich.

Es kann vorkommen, dass zum Zeitpunkt des Probensammelns noch nicht feststeht, wer die Proben bearbeitet oder wann ein Labor Proben übernehmen kann. In diesen Fällen muss eine sachgerechte Zwischenlagerung der Proben erfolgen, um die Probenintegrität zu gewährleisten. Die Empfehlungen zur Lagerung von Proben sind im Kap. 9 (Methodische Handlungsanweisungen) beschrieben.

6.5 Ablauf und Koordinierung des Monitorings

Planung und Durchführung von Monitoringuntersuchungen nach einem Unfall sind sehr komplex und erfordern das Zusammenwirken zahlreicher Beteiligter aus z.T. sehr unterschiedlichen Fachbereichen und verschiedener Organisationen. Erschwerend kommt ferner hinzu, dass unmittelbar nach einem Unfall und zu Beginn eines notwendigen Sofort-Monitorings ein besonderer hoher zeitlicher Druck vorhanden ist, weil dann negative Effekte auf die Umwelt am größten und Änderungen eine hohe Dynamik aufweisen. Um einen leichteren Überblick über zu treffende Maßnahmen zu gewinnen, sind in dem Ablaufschema in Abb. 1 die wesentlichen Komponenten des Monitorings zusammengefasst. Dies wird ergänzt durch Tab. 2, in der die gleiche Gliederung wie im Schema verwendet wird, aber mehr Details zur Erläuterung und Ergänzung dargestellt werden. Wie aus den Darstellungen ersichtlich wird, fallen dem HK zu Beginn einer „komplexen Schadenslage“ besondere Aufgaben bezüglich Planungen und Entscheidungen zu. Zu bedenken ist dabei allerdings, dass nicht jede „komplexe Schadenslage“ automatisch ein Monitoringprogramm nach sich ziehen muss: nur bei Unfällen mit Austritt größerer Mengen oder besonders toxischer Schadstoffe wird i.a. ein solches Monitoring notwendig werden.

Aufgrund der bei einem Unfall wahrscheinlich vorherrschenden zeitlichen Dringlichkeit ist anzuraten, die notwendigen organisatorischen Strukturen (Monitoring-Koordinator, Experten-Team) im Vorwege vorzubereiten und diese durch gelegentliche Übungen zu überprüfen.

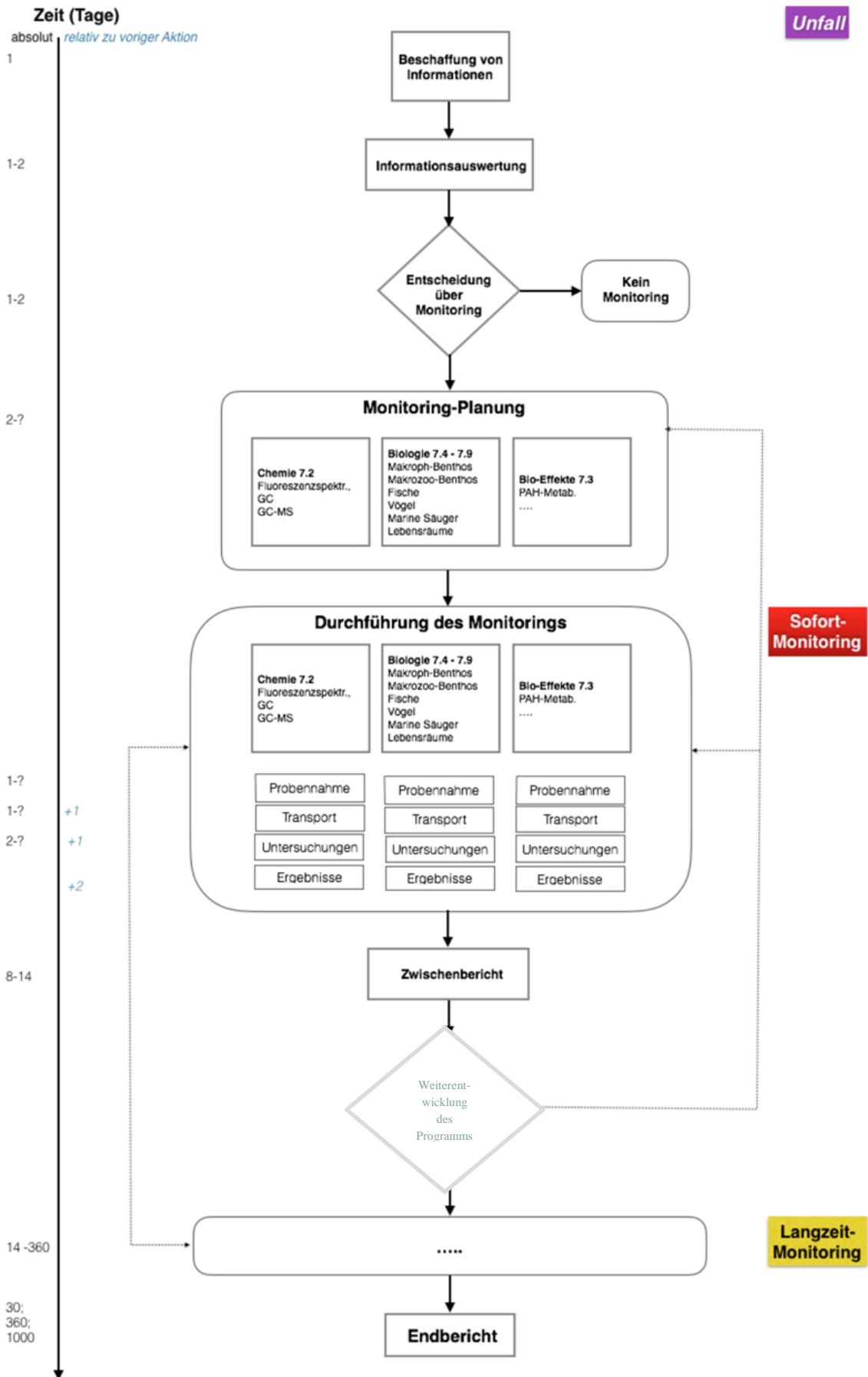


Abb. 1: Schematische Darstellung der wesentlichen Komponenten des Monitorings

Tab. 2: Überblick über die wesentlichen Komponenten des Monitorings

	Benötigte Informationen		Informationsauswertung		Untersuchungsplanung					
	Was	Wer	Wer	Wer	Was	Ziele	Relevanz; Priorität	Wer, Was, Wann, Wo, (Detailplanung/ Koordinierung)		
	Wer: s.a. Experten-Liste									
Informationen	Was: Rohöl, Schweröl, Diesel, Chemikalien	Schiff, Reederei, Hafenbehörden	HK M-Koordin. Team UEG?	M-Koordin. Team UEG?						
	Wie viel: Mengen, Freisetzung und Kinetik	Überwachungsbahörden								
	Wo und wohin Unfallort, erwartete Verdriftung; Sensitivität	Überwachungsbahörden; Sensitivitätskartierung								
	„Visuelle“ (in situ) Beobachtungen: Flugüberwach.; vor Ort Beobachtungen	Marine, HK, Umwelt- und Naturschutzverbände					Flugüberwachung	Überblick sichtbarer Verschmutzungen Optimierung der Probennahmen		
	Wetter	DWD								
	Strömungen	BSH								
	Modellierungen	BSH					Modellierungen	Optimierung der Probennahmen		
Monitoring			Entscheidung Monitoring: ja/ nein							
					Chemie 7.2 Fluoreszenzspektr., GC GC-MS	halbquantitative und quantitative Erfassung von Ausmaß der Verschm. Beweissicherung	*** ***	Koordinator; Experten-Team; Labore		
					Biologie 7.4 - 7.9 Makroph-Benthos Makrozo-Benthos Fische Vögel Marine Säuger Lebensräume	Erfassung von Ausmaß und Auswirkungen der Verschmutzung	*** ** ** * *** ** ***	Koordinator; Experten-Team; Labore		
					Bio-Effekte 7.3 PAH-Metab.	Erfassung von Ausmaß und Auswirkungen der Verschmutzung	* bis ***	Koordinator; Experten-Team; Labore		
Zeit (Tage): absolut (rel. zu voriger Aktion)	0	1	1 - 2	2 - ?	2 - ?	2 - ?	2 - ?	2 - ?		
	<i>Unfall</i>									

Tab. 2 - Fortsetzung: Überblick über die wesentlichen Komponenten des Monitorings

Monitoring (Durchführung)						Weiterentwicklung, Optimierung, Einbeziehung weiterer Messgrößen, Absetzen von Messgrößen,	Endbericht
Probennahme, Feldaufnahme, Kartierung	Transport der Proben	Untersuchungen (Analyse Proben und Felddaten)	Ergebnisse, Auswertungen	Zwischenbericht				
Was, Wann	Wer	Wer	Wer	Wer	Wer		... Wer	
Wer: s.a. Experten-Liste								
			Flugüberwachung	Flugüberwach.				
			Modellierungen	Modellierungen				
						Entscheidung		
9 - 10 Wasser, Strand, Boden, Biota - nach Betroffenheit	Labore; evtl. Kräfte vor Ort	Labore; evtl. Kräfte vor Ort	Untersuchungslabore, BSH	Labore, Experten-Team und Koordinator	Labore, Experten-Team und Koordinator	Beobachtung von Langzeiteffekten u. Erholung	M-Koordin. Experten-Team UEG?	
Je nach Betroffenheit	Labore; evtl. Kräfte vor Ort	Labore; evtl. Kräfte vor Ort	Untersuchungslabore	Labore, Experten-Team und Koordinator	Labore, Experten-Team und Koordinator	Beobachtung von Langzeiteffekten u. Erholung	M-Koordin. Experten-Team UEG?	
Je nach Betroffenheit	Labore; evtl. Kräfte vor Ort	Labore; evtl. Kräfte vor Ort	Untersuchungslabore	Labore, Experten-Team und Koordinator	Labore, Experten-Team und Koordinator	Beobachtung von Langzeiteffekten u. Erholung	M-Koordin. Experten-Team UEG?	
1 - ? (+1 - ?)		1 - ? (+1)	2 - ? (+1)	(+ 2 nach Probeneingang)	8 - 14	14 - 360	30; 360; 1000;	
Sofort-Monitoring						Langzeit-Monitoring		

7 Monitoring relevanter Komponenten

(Kennblätter)

Kapitel 7 ist das Kernelement des Leitfadens. In 15 Kennblättern werden Handlungsanweisungen zum chemischen, Bioeffekt- und biologischen Schadstoffunfall-Monitoring gegeben. Besonders betrachtet werden wichtige Komponenten wie Benthos oder Vögel sowie relevante Lebensräume wie Seegras- oder Salzwiesen. In den biologischen Kennblättern wurde versucht, zur besseren Übersichtlichkeit eine gleiche Struktur einzuhalten, indem in Unterkapiteln u.a. auf Relevanz, Empfindlichkeit, Parameter, Sofort- und Langzeit-Monitoring, Methoden und Bewertung eingegangen wird.

7.1 Kennblatt Allgemeine Handlungsanweisungen Schadstoffunfall-Monitoring



In diesem Kennblatt sind Handlungsanweisungen und Aktivitäten aufgeführt, die, unabhängig von den durch einen Öl- oder anderen Schadstoffunfall betroffenen Umweltkomponenten, immer im Rahmen eines Schadstoffunfall-Monitorings durchgeführt werden sollten. Erste Monitoring-Aktivitäten sind bereits frühzeitig, während der noch laufenden Öl-/Schadstoffbekämpfung, zu ergreifen. So liefern Lageerkundungen, die primär der Ermittlung von Bekämpfungs- und/oder Reinigungsstrategien dienen, ebenfalls relevante Basisinformationen für ein Schadstoffunfall-Monitoring. Insgesamt können die in den ersten Stunden bis Tagen nach einem Schadstoffunfall erfolgten Aktivitäten einen entscheidenden Beitrag zur Schadensbilanzierung und zur Konzeption einer adäquaten Untersuchung eines Schadstoffunfalls leisten.

Die folgende Aufzählung von Handlungsanweisungen bezieht sich vorwiegend auf das Sofort-Monitoring, das den Zeitraum der ersten Tage bis Wochen nach Eintritt des Schadstoffunfalls umfasst. Teilweise handelt es sich aber auch um generelle Empfehlungen, deren Umsetzung zu jeder Zeit während des Monitorings zweckmäßig ist.

Grundsätzlich erfordert jeder Schadstoffunfall einen individuellen Monitoring-Ansatz. Besonders nach schweren Schadstoffunfällen sind die erforderlichen Aktivitäten für eine Umweltfolgenabschätzung anfänglich meist nicht sicher zu bestimmen. Insofern ist es zweckmäßig, besser frühzeitig umfangreichere Daten und Proben zu sammeln als Bereiche auszulassen, die möglicherweise doch noch von Bedeutung sein könnten.

Lageerkundung

Bei einem Schadstoffunfall leitet der Havariestab verschiedene Maßnahmen zur Lageerkundung ein, deren Ergebnisse auch für das Schadstoffunfall-Monitoring von Bedeutung sind. Ergänzend sind weitere Monitoring-relevante Daten zu erfassen.

- Flugzeuggestützte Lageerkundung des Havariegebietes. Großflächige Erfassung des betroffenen Bereiches.
- Anwendung von Öldriftmodellen, um Informationen zur Ausbreitung und eventuellen Strandung des Öls zu erhalten.
- Luftbilder sollten sowohl von betroffenen als auch von bedrohten Küstenabschnitten aufgenommen werden bevor dort eventuell Öl strandet.
- Erfassung von Wetter- und Hydrographie-Daten, um den Einfluss auf den Verwitterungsprozess des Öls zu bewerten.
- Identifizierung von besonders bedrohten und sensiblen Bereichen anhand von:
 - Exposition und Geomorphologie, eventuell Höhenmodell
 - VPS-sensi-Daten
 - Prüfung des Schutzgebietsstatus
- Die Aufklärung aus der Luft sollte immer mit einer qualitativen Biotop-Erfassung und Beschreibung der ölverschmutzten Bereiche durch eine Vor-Ort-Begehung (s. u.) kombiniert werden.
- Im Rahmen der Lageerkundung ist die Erfassung Monitoring-relevanter Informationen so lange aufrecht zu erhalten, bis die Öl-Ausbreitung und/oder Anlandung von Öl zum Stillstand gekommen ist.

Chemische Charakterisierung

Die chemische Analyse des Öl-Typs ist eine Maßnahme, die Teil der regulären Ölunfallbekämpfung ist. An Land sind zunächst dort Proben zu nehmen, wo das Öl zuerst die Küste erreicht hat. Je frischer eine Probe ist, desto mehr noch nicht verflüchtigte Substanzen enthält sie. Die Analysedaten werden herangezogen für:

- Die Auswahl der geeigneten Bekämpfungs- und Reinigungsmaßnahmen.
- Die eindeutige Identifizierung des Unfallverursachers zum Zwecke der Beweissicherung und zur Stellung von Schadensersatzansprüchen.
- Die Bewertung der Toxizität und des Verwitterungsverhaltens des Öls. Beide Eigenschaften sind wichtige Basisinformationen für die Konzeption eines an den speziellen Schadstoffunfall angepassten Monitorings.

Koordination Schadstoffunfall-Monitoring

- Die AG Monitoring schlägt vor, dass das HK zusammen mit den zuständigen Behörden und der UEG für den Fall eines komplexen Schadstoffunfalls/einer komplexen Schadenslage möglichst pro Bundesland und für die AWZ Gruppen aus Umweltextperten verschiedener Fachgebiete bildet. Dieses Expertenteam sollte bereits vor Eintritt eines Schadstoffunfalls ausgewählt und benannt werden. Eine Vernetzung mit dem nationalen Monitoring sollte gewährleistet sein. Im Team sind ein Monitoring-Koordinator sowie ein Stellvertreter zu benennen, die alle Aktivitäten des Sofort-Monitorings koordinieren.
- Der Monitoring-Koordinator sollte bevollmächtigt sein, die auszuführenden Monitoring-Aufgaben nach Abstimmung mit den Kostenträgern (HK bzw. Länder oder Bund) zu veranlassen oder zu beauftragen.
- Zur Auswahl von Experten aus Fachbehörden, Instituten und Consulting-Büros steht das Experten-netzwerk zur Verfügung.
- Es sollte geprüft werden, ob die Einrichtung fester regionaler „Umwelt-Gruppen“, entsprechend den „Standing Environment Groups“ in Großbritannien, eine sinnvolle Maßnahme ist, um bei ei-

nem Schadstoffunfall das Sofort-Monitoring schneller zu beginnen und effektiver durchführen zu können.

- Im Hinblick auf eine finanzielle Erstattung von Monitoringaufwendungen sind in erster Linie die Versicherungen und bei Tankerunfällen ITOPF und der IOPC (International Oil Compensation Funds) durch das HK oder den Bund über das Monitoring zu unterrichten.

Dokumentation

- Fotos und ggf. Filme sind eine wichtige Ergänzung zur schriftlichen Schadensdokumentation, sie können den Regenerationsverlauf eines Lebensraums verdeutlichen.
- Zur Dokumentation von Vor-Ort-Erkundungen sind die vorliegenden Feldaufnahmebögen auszufüllen.
- Alle Probennahmen von Wasser, Sediment und Biota sind eindeutig und rückverfolgbar zu kennzeichnen.
- Alle Daten sollten an einem Ort gespeichert werden, auf den ein schneller Zugriff bei zukünftigen Anfragen erfolgen kann.

Vor Ort-Erkundung

- Vor-Ort-Erkundung, um einen ersten Überblick über das Ausmaß der Verschmutzung zu gewinnen. An der Nordsee hat die Begehung bei Niedrigwasser zu erfolgen, damit das Ausmaß der Verschmutzung möglichst umfänglich erfasst werden kann.
- Fotos und Notizen von empfindlichen und primär zu schützenden Komponenten. Erfassung von Ölopfern (Vögel, Säuger, u. a.) im Spülsaum.
- Priorisierung von Bereichen, die besonders verletzlich sind (falls noch weitere Anlandung von Öl zu erwarten ist) oder die besonders sensitiv auf Öl-Verschmutzung reagieren.
- Detaillierte Strand-Überwachungen (im Sinne eines SCAT-surveys) sind erst zweckmäßig, wenn die Anlandung von Öl zum Stillstand gekommen ist. Ergänzend zur Erfassung der Öl-Verbreitung sind folgende Punkte von Bedeutung (detailliertere Angaben bei spezifischen Kennblättern):
 - Qualitative Biotop-Erfassung und Beschreibung der ölverschmutzten Bereiche.
 - Erste Bewertung, welche Parameter für ein Schadstoffunfall-Monitoring möglich sind.
 - Entnahme von Proben.

Vorlaufdaten

Vorlaufdaten aus regulären Monitoring-Programmen oder von Einzelstudien sind ein wichtiges Instrument zur Bewertung der Umweltschädigung nach einem Ölunfall. Dabei hat die Qualität der Vorlaufdaten einen entscheidenden Einfluss auf die Vertrauenswürdigkeit von Schlussfolgerungen, die aus einem Vergleich mit Befunden des Schadstoffunfall-Monitorings gezogen werden. Folgende Kriterien sind an die Nutzbarkeit von Vorlaufdaten zu stellen:

- Im Idealfall liegen Vorlaufdaten aus langjährigen Monitoringuntersuchungen im Schadstoffunfallgebiet oder aus vergleichbaren Lebensräumen vor.
- Vorlaufdaten wurden erst relativ kurzzeitig vor dem Schadstoffunfall erhoben und natürliche saisonale Veränderungen sind seither nicht eingetreten.

Wenn Folgendes zutrifft, können Vorlaufdaten nicht oder nur mit erheblichen Einschränkungen verwendet werden:

- Vorlaufdaten sind zu alt.

- Vorlaufdaten wurden in einem nicht vergleichbaren Lebensraum oder zu nicht vergleichbarer Jahreszeit erhoben.

Referenzproben

Referenzproben sind ein Kernelement der Bewertung von Umweltschäden und der Regeneration. Unter anderem folgende Aspekte sind von Bedeutung (weitere Hinweise s. Kap. 6.1 und 6.2):

- Falls möglich sind Referenzproben vor der Anlandung von Öl zu nehmen, prioritär in Bereichen, die durch ihre Lage und Geomorphologie besonders gefährdet sind und/oder die einen Lebensraum von hoher Sensitivität darstellen.
- Angelandetes Öl tritt häufig nur fleckenhaft auf. Referenzproben können dann in repräsentativen, nicht betroffenen Bereichen genommen werden.
- Referenzproben sollen den Status Quo bei Eintritt der Schadenslage dokumentieren. Damit legen sie auch Vergleichskriterien fest, die der Beendigung des Monitorings oder von einzelnen Monitoringaktivitäten dienen können.

Erfassung von Öl-Opfern

- Auf geschädigte Wildtiere ist bereits kurz nach der Freisetzung von Öl oder einem anderen Schadstoff zu achten.
- Bei einem Schadstoffunfall ist ein Spülsaum-Monitoring auf verölte Vögel zusammen mit dem Ausbringen von Driftkörpern durchzuführen.
- Autopsie-Untersuchungen an verölte toten Vögeln sind durchzuführen.

Der in Abb. 2 dargestellte Entscheidungsbaum fasst die genannten allgemeinen Handlungsabläufe für ein Schadstoffunfall-Monitoring noch einmal schematisch zusammen.

Die Tab. 3 enthält kurz gefasste Angaben zur Verletzbarkeit (Gefährdung) und zur Sensitivität von Lebensräumen und biologischen Artengruppen im Fall einer Öl-Havarie sowie eine Bewertung der für das Monitoring zur Verfügung stehenden Handlungsoptionen. Den Kategorien der Spalten liegen folgende Definitionen zugrunde:

Verletzbarkeit (Gefährdung): sie ergibt sich aus der Leichtigkeit, mit der Öl einen Lebensraum verschmutzen kann und dort über einen längeren Zeitraum verbleibt.

Sensitivität: sie ergibt sich aus der Empfindlichkeit gegenüber den chemischen und physikalischen Eigenschaften von Öl, den nachteiligen Effekten von Reinigungsaktivitäten und dem Potenzial zur Regeneration.

Monitoring-Optionen: sie berücksichtigen die vorliegenden Monitoring-Methoden, die Verfügbarkeit von Indikatoren zum Nachweis von Öl-Wirkungen und die praktischen und logistischen Schwierigkeiten beim Monitoring.

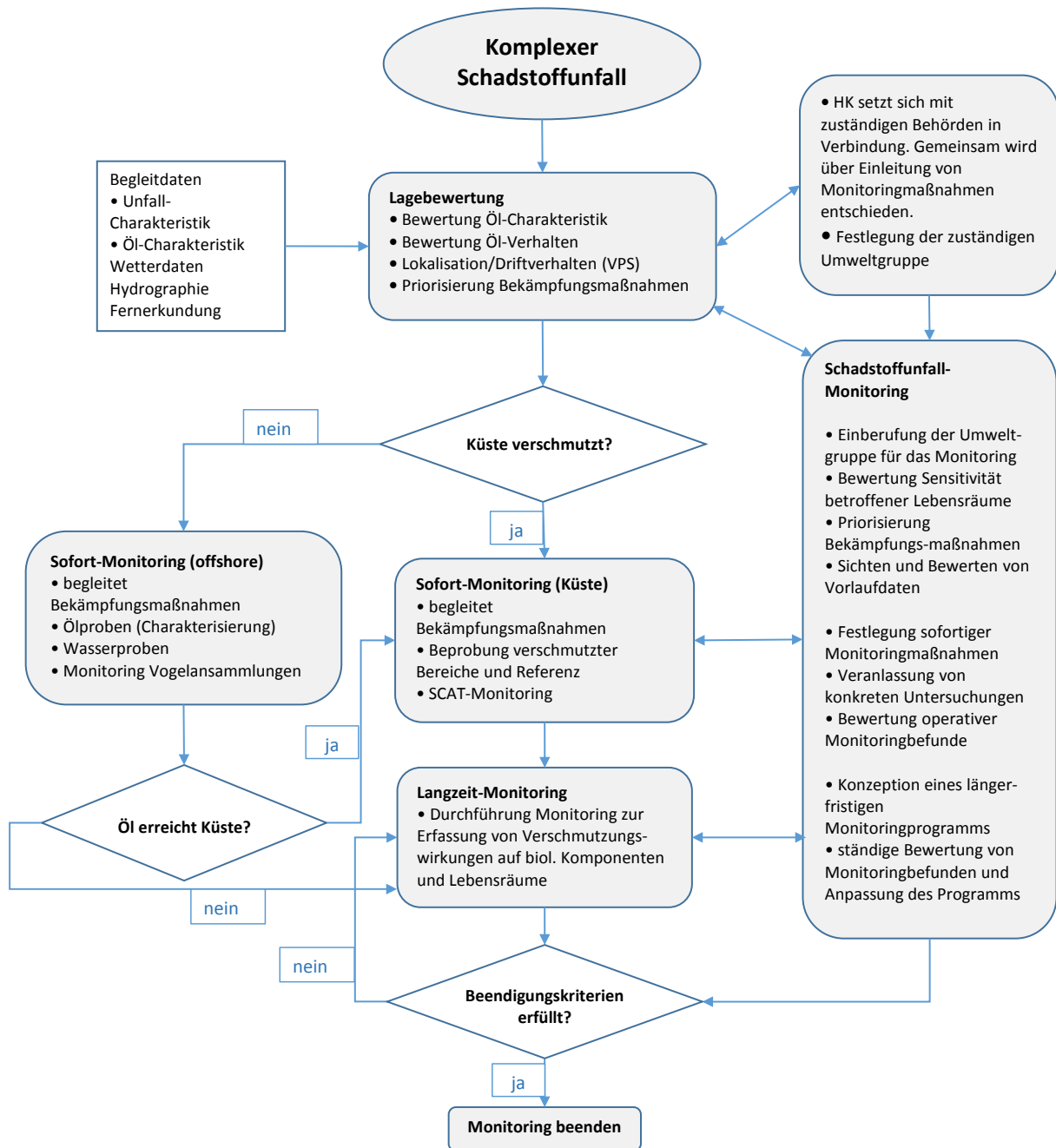


Abb. 2: Allgemeine Handlungsabläufe und -optionen im Rahmen eines Schadstoffunfall-Monitorings

Tab. 3: Verletzbarkeit/Gefährdung, Sensitivität und Monitoringoptionen von Lebensräumen und biologischen Komponenten

Lebensraum/ Komponente	Verletzbarkeit	Sensitivität	Monitoring- optionen	Kennblatt
Sandbänke immer gering von Wasser bedeckt	moderat	moderat - hoch	gut	Sandbänke
Watt (eulitorales Zoobenthos)	moderat – hoch	gering – hoch moderat - hoch*	gut	eulitorale Sand-, Misch- und Schlickwatten, Makrozoobenthos, Bioeffekt-Monitoring
Felsküsten, Felswatt, künstliche Hartsubstrate in der Wechselwasserzone	moderat - hoch	gering - hoch	möglich	Makrophytobenthos, Makrozoobenthos, Uferzonen und Strände, Bioeffekt-Monitoring
Seegraswiesen – eulitoral	moderat	moderat moderat – hoch*	möglich	Makrophytobenthos, Seegraswiesen
Seegraswiesen – sublitoral	gering	gering – moderat	möglich	Makrophytobenthos, Seegraswiesen
Muschelbänke – eulitoral	moderat moderat – hoch*	moderat hoch*	gut	Muschelbänke, Bioeffekt-Monitoring
Muschelbänke - sublitoral	gering	gering – moderat	möglich	Muschelbänke, Bioeffekt-Monitoring
Benthos - sublitoral	moderat	moderat	gut	Makrozoobenthos, Riffe, Bioeffekt-Monitoring
Queller und andere einjährige Pflanzen auf Schlick und Sand	hoch	moderat - hoch	gering	Salzwiesen
Schlickwatt mit Schlickgras	hoch	moderat - hoch	gut	Salzwiesen
Salzwiesen	hoch	moderat – hoch hoch*	gut	Salzwiesen
Fische	gering	gering	schwierig	Fische, Bioeffekt-Monitoring
Vögel	moderat – hoch	moderat - hoch	Brutkolonie gut - auf See schwierig	Vögel
Robben, Schweinswale	gering	gering	gut	Marine Säuger
modifiziert nach Moore et al. 2005 (CCW Impact Assessment Wales); teilweise Änderungen und Ergänzungen durch IfAÖ; *Neueinschätzung der Verletzbarkeit oder Sensitivität durch UEG (ursprüngliche Einschätzung sichtbar gestrichen).				

Qualitätssicherung

Die Qualitätssicherung (QS) ist essentieller Bestandteil des marinen Umweltmonitorings. Sie soll eine akkurate und standardisierte Entnahme, Bearbeitung und Bewertung von Umweltproben gewährleisten und dient damit der Sicherstellung vertrauenswürdiger und vergleichbarer Untersuchungsergebnisse. Im Rahmen des BLMP ist die dem Umweltbundesamt zugeordnete Qualitätssicherungsstelle (QS-Stelle) für die Koordinierung der Qualitätssicherung zuständig. Sie berät die Küstenländer und den Bund in QS-Fragen und organisiert u. a. Schulungen, Workshops und Ringversuche und erstellt z. B. Arbeitsanweisungen.

Zur Gewährleistung der QS sollten die beteiligten Labore möglichst über Qualitätsmanagementsysteme in Anlehnung an oder gemäß der DIN EN ISO/IEC 17025 verfügen. In den Monitoring-Kennblättern des BLMP-Handbuchs sind jeweils die geltenden Leitfäden, Normen, methodischen Anweisungen etc. aufgeführt.

7.2 Kennblatt Chemisches Monitoring



Relevanz

Nach einem Schadstoffunfall stellt die Identifizierung und Bestimmung von Konzentrationen des ausgetretenen Öls oder anderer Schadstoffe in den Kompartimenten Wasser, Sediment und Biota ein Kernelement des Schadstoffunfall-Monitorings dar, um Auswirkungen auf die Umwelt zu quantifizieren und zu bewerten. Ferner dient die chemische Analyse von Umweltproben der eindeutigen Ermittlung der Verschmutzungsquelle (z.B. für die Beweissicherung für Schadensersatzansprüche) und der Abschätzung der Wirkungen auf verschiedene Umweltkomponenten (z.B. für die Optimierung von Bekämpfungsmaßnahmen).

Für Spurenmetalle, Kohlenwasserstoffe und zahlreiche organische Schadstoffe existieren aufgrund des langjährigen marinen Umweltmonitorings in Deutschland umfangreiche Datensätze, die evtl. als Vorlaufdaten zur Bewertung von Referenzzuständen herangezogen werden können. Allerdings existieren für viele der transportierten Güter und Gefahrstoffe keine solchen Daten, da sie nicht in den Monitoringprogrammen gemessen werden. Für diese Stoffe ist es von besonderer Bedeutung, Daten aus Referenzgebieten zu erhalten.

Chemisches Monitoring nach einem Öl- oder Schadstoffunfall

Im Wasser werden Öl und andere Schadstoffe in Abhängigkeit von hydrographischen und meteorologischen Randbedingungen schnell verdünnt, weshalb dort anfänglich hohe Konzentrationen in kurzer Zeit abnehmen. Eine Analyse des Wassers ist daher im Allgemeinen nur in der Anfangsphase eines Monitorings relevant. In Sediment und Biota sind Öl und zahlreiche weitere - insbesondere lipophile - Schadstoffe deutlich länger in höheren Konzentrationen nachzuweisen, da es hier zu einer Anreicherung der Stoffe kommt. Üblicherweise werden Schadstoffmessungen zu Beginn eines Monitorings in kürzeren Intervallen durchgeführt als in einer späteren Phase, um die Kinetik der Schadstoffbelastung optimal zu erfassen. Die Messungen sind dann zu beenden, wenn die Schadstoffbelastung wieder auf das Niveau vor dem Unfall/Schadensfall zurückgegangen ist.

Der Umfang an Proben, die nach einem Schadstoffunfall zu sammeln sind, kann groß sein. Er kann Wasser aus unterschiedlichen Tiefen, Sediment und Biota aus der sub- und eulitoralen Zone und Strandbereichen umfassen. Um den Aufwand zu optimieren, ist es evtl. sinnvoll, die verschiedenen Verfahren miteinander zu kombinieren und beispielsweise Daten aus der Fernerkundung für die Planung der Probenahme für spezifischere Verfahren zu nutzen. Ebenso können Fernerkundungsdaten für die räumliche Interpolation der spezifischen Punkt-Analysen verwendet werden. Zum Zweck der Beweissicherung kann es sinnvoll sein, zunächst mehr Proben zu nehmen und einen Teil als Rückstellproben zu verwenden.

Nach dem Austritt von Öl oder Öl-Derivaten sind die wichtigsten zu analysierenden chemischen Parameter der Gesamtkohlenwasserstoffgehalt THC (Total Hydrocarbon Content, summarische Größe), n-Alkane, aromatische Kohlenwasserstoffe und spezielle Biomarker (Steroide, Triterpene). In Tab. 4 sind diese Stoffgruppen und ihre Monitoring relevanten Parameter zusammengefasst.

Tab. 4: Chemische Untersuchungsgruppen und ihre für das Monitoring relevanten Parameter

Parameter	Probennahme	Matrix	Analysenmethode	Monitoring-Ziele
THC (Gesamtkohlenwasserstoff-Gehalt)	Fernerkundung in-situ diskret	W W W, S, B	UV/Vis- Spektroskopie	Sofort-Monitoring: Ermittlung von Eintrag und Verteilung der Öl-Verschmutzung; Erkennung von Hot-Spots
n-Alkane	diskret	W, S, B	GC, GC-MS	Ermittlung der Öl-Belastung der Umwelt und deren zeitliche Entwicklung; Hauptbestandteile von Öl
Aromaten - BTX - EPA-PAK - alkyl. 2- u. 3- Ring Aromaten	diskret	W, S, B	GC-MS	Ermittlung der Öl-Belastung der Umwelt und deren zeitliche Entwicklung; toxisch relevante Stoffe
Biomarker (Steroide, Terpene)	diskret	W, S, B	GC-MS	Verursacher-Zuordnung der Verschmutzung; relevant sowohl für Sofort- als auch Langzeitmonitoring; relevant für Beweissicherung

W:Wasser, S:Sediment, B:Biota

Sofort-Monitoring

Nach Eintritt eines Ölunfalls und in darauf folgenden Tagen bis Wochen liegt der Fokus der chemischen Analytik auf folgenden Untersuchungen:

- Ermittlung des Ausmaßes der Öl-Kontamination auf dem Wasser und an Stränden mittels Fernerkundung (Flugzeug, Satellit). Die Daten sind. auch für weitere Probenahmen und die flächenmäßige Interpolation der Ergebnisse der übrigen Analysen hilfreich.
- Ermittlung des Ausmaßes der Öl-Kontamination im Wasser. Hierfür sind der THC in der Wassersäule und die horizontale räumliche Ausdehnung der Verschmutzung z.B. mittels UVF-Spektroskopie zu messen.
- Beim Einsatz eines Dispergators ist in jedem Fall auch der vertikale Eintrag von Öl in die Wassersäule zu erfassen. Anhand von Sedimentproben ist zu prüfen, ob der Meeresboden ebenfalls kontaminiert ist.
- Die detaillierte Analytik der chemischen Zusammensetzung des ausgetretenen Öls bzw. der Ölderivate (chem. Fingerabdruck) liefert
 - Informationen darüber, ob, wo und in welcher Konzentration spezifische Anteile des Öls in die Wassersäule, in Sedimente und Biota transferieren und

- dient der eindeutigen Identifizierung des Verschmutzers und damit der Beweissicherung und Geltendmachung von Schadenersatzansprüchen.
- Das Sammeln von stark veröltem Sediment oder von Biota (z. B. Muscheln) für quantitative Bestimmungen ist meist nicht notwendig, da eine starke Kontamination bereits visuell erkennbar ist. Es kann aber sinnvoll sein, derartige Proben für die Beweissicherung oder als Rückstellproben für spätere Fragestellungen zu nehmen.
- Falls möglich sollten Referenzproben in Bereichen genommen werden, die von Ölverschmutzung bedroht sind.

Langzeit-Monitoring

Während des Langzeit-Monitorings sind chemische Analysen an relevanten Komponenten, zunächst in kürzeren, später in längeren Intervallen durchzuführen. Folgende Handlungsanweisungen sind zu berücksichtigen:

- Die Aromaten-Belastung im Wasser ist entlang der Driftroute eines Ölteppichs und in dessen Umgebung zu messen, um die gesamte „Wirkzone“ (impact zone) zu bestimmen.
- Im ersten Jahr nach Eintritt einer Ölverschmutzung sollte die Aromaten-Belastung repräsentativer Referenzproben parallel im Jahresverlauf analysiert werden, um natürliche saisonale Belastungsschwankungen berücksichtigen zu können. Mögliche regionale Unterschiede sind zu berücksichtigen.
- Ob die Bestimmung von PAK-Metaboliten in Fischgalle zielführend ist, ist im Einzelfall zu entscheiden. Sie ist angezeigt, wenn von einer besonderen Belastung von Fischen infolge des Schadstoffunfalls auszugehen ist.
- Die Methodik der Beprobung von Sediment und Biota hat nach denselben Methoden zu erfolgen, die im regulären Schadstoffmonitoring angewendet werden und auf denen nutzbare Vorlaufdaten beruhen.
- Die chemische Analyse von Komponenten des Schadstoff-Unfalls kann beendet werden, wenn die Messwerte wieder auf dem Belastungsniveau der Referenzbereiche liegen.

Methoden

Probenahme

Ausführliche Handlungsanweisungen für Probenahmen verschiedener Matrices für die anschließende chemische Analytik werden in Kap. 9.1 (Wasser), Kap. 9.2 (Sediment) und Kap. 9.3 (Biota) beschrieben. Unter „Probenahmen“ wird hier, wie allgemein üblich, die eigentliche Beprobung im Feld, die Lagerung der Proben und die Lieferkette bis zur Übergabe der Proben an das chemische Analyselabor verstanden. Die Proben sind eindeutig zu beschriften und alle Schritte sorgfältig zu dokumentieren (s. Kap. 10). Bei allen Schritten ist darauf zu achten, dass keine direkte oder indirekte Kontamination der Probe erfolgt.

Wasser: Die Belastung von Wasser mit Kohlenwasserstoffen kann im Feld *in situ* (s. o.) und durch Entnahme von Proben und anschließende Analyse im Labor ermittelt werden.

Sediment: Für die Beprobung des Oberflächensediments sind die oberen 2 cm einer ungestörten Probe zu sammeln. Zur Ermittlung der Tiefenverteilung einer Kontamination sollten Sedimentkerne in 2-cm-Schichten geschnitten und separat analysiert werden.

Biota: Muscheln sind die bevorzugten Organismen zur Bestimmung der Aromaten-Belastung von Biota (s. Kap. 7.4).

Um eine Belastung von Fischen durch PAK zu erfassen, muss die Gallenflüssigkeit von Fischen auf PAK-Metaboliten untersucht werden, dies kann nur im Rahmen fischereibiologischer Monitoringprogramme erfolgen.

Die Analyse von ölverschmutzten Vogel-Federn kann eine wichtige Maßnahme der Beweissicherung sein. Die chemische Analyse von Vogeleiern kann sinnvoll sein, um eine chronische Schädigung von Öl auf Vögel im Rahmen eines Langzeit-Monitorings nachzuweisen (s. Kap. 7.6).

Es ist auf jeden Fall von größtem Interesse, **Vergleichsproben** von dem verursachenden Schiff zu erhalten (Tankproben, Ladungsproben etc.).

Chemische Analytik

Die Analyseverfahren zur Bestimmung von Schadstoffen sind sehr vielfältig und abhängig von den Stoffen sowie von den Monitoringzielen. Generell kann man unterscheiden zwischen optischen, spektroskopischen, chromatographischen und gekoppelten chromatographisch-spektroskopischen Verfahren. In dieser Reihenfolge nimmt die Spezifität der Analysen und Ergebnisse zu, allerdings auch der Aufwand und damit die Kosten.

Optisch-spektroskopische Verfahren (z. B. Ultraviolett-Fluoreszenz-Spektroskopie (UVF)) eignen sich besonders für ein schnelles, halbquantitatives Screening der Gesamt-Ölmenge (THC). Neben der Untersuchung von Einzelproben im Labor erlauben sie z. T. auch kontinuierliche *in situ*-Messungen mit portablen UVF-Messgeräten und finden selbst bei Fernerkundungsverfahren Anwendung. Trotz ihrer eingeschränkten Spezifität haben sie dadurch eine große Bedeutung und werden - insbesondere innerhalb der ersten Tage der Untersuchungen - bei der Betrachtung großer Gebiete, für halb-quantitative Mengenabschätzungen und der Identifizierung von Hot-Spots eingesetzt. Die Methode ermöglicht auch die Unterscheidung verschiedener Öl-Typen.

Zur Bestimmung spezifischer Öl-Bestandteile in einer Probe sind jedoch aufwändige Laborverfahren notwendig. Hierzu sind Einzelproben erforderlich, die eine hohe Variabilität aufweisen können.

Für die Bestimmung von aromatischen Kohlenwasserstoffen, die aufgrund ihrer Umweltrelevanz einen Schwerpunkt der chemischen Analyse bilden, ist eine Kombination von Gaschromatographie mit Massenspektrometrie (GC-MS) die Methode der Wahl. Mit ihr kann das Spektrum der in einer Probe enthaltenen einzelnen Kohlenwasserstoffe spezifisch und quantitativ erfasst werden. Im Rahmen des regulären Umweltmonitorings ist die Messung der 16 von der amerikanischen EPA ausgewählten polzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK) üblich. Allerdings sind diese PAK für Öl nicht sehr charakteristisch. Daher müssen die quantitativ bedeutsameren alkylierten 2- und 3-Ring-Aromaten ebenfalls erfasst werden. Zur Beweissicherung und für das Langzeitmonitoring sind insbesondere charakteristische Indikatorverbindungen (Biomarker, PAK) zu analysieren, die für das ausgetretene Öl spezifisch sind.

In Gewebeproben von Fischen werden üblicherweise keine PAK analysiert, da diese aufgrund des effektiven Fremdstoffmetabolismus nicht angereichert werden. Stattdessen kann der Nachweis von PAK-Metaboliten in der Gallenflüssigkeit als Indikator für eine PAK-Exposition herangezogen werden.

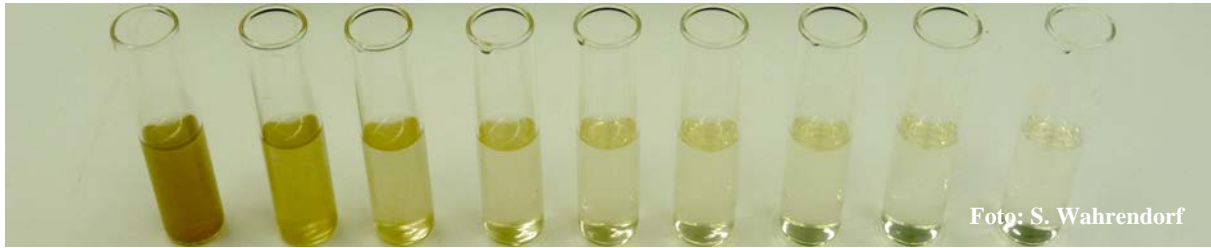
Andere Schadstoffe als Öl erfordern evtl. andere Analyseverfahren. Diese müssen jeweils mit den beauftragten Laboren oder anderen Experten vereinbart werden. Auch die Probenahme sollte speziell im Hinblick auf den Schadstoff überprüft und evtl. angepasst werden.

Bewertungskriterien

Das primäre Kriterium der Bewertung chemischer Analysendaten ist der Vergleich mit dem Referenzzustand. Das kann der Zustand vor Eintritt der Havarie oder, bei Vorliegen eines langjährigen Monitorings, auch der Zustand sein, der in einem vergleichbaren, repräsentativen Referenzbereich vorliegt.

Des Weiteren sind auch Kriterien der WRRL oder von OSPAR/HELCOM zur Bewertung chemischer Daten heranzuziehen. Gemäß WRRL erfolgt die Bewertung des chemischen Zustands für prioritäre Stoffe und für bestimmte andere Schadstoffe nach den in der Oberflächengewässerverordnung (OGewV 2016) festgelegten Umweltqualitätsnormen (UQN). In Anlage 7 der OGewV sind u. a. zulässige Höchstkonzentrationen für einige Stoffe in Übergangs- und Küstengewässern aufgeführt. In Anlage 8 sind Anforderungen an die Beurteilung von Messergebnissen genannt.

7.3 Kennblatt Bioeffekt-Monitoring



Relevanz

Im Rahmen eines Schadstoffunfall-Monitorings können ökotoxikologische Methoden einen wichtigen Beitrag zur Erfassung und Bewertung von Schadstoffwirkungen auf verschiedene Umweltkompartimente leisten. Je nach Zielstellung ist dabei zwischen Biotests (Bioassays) und Biomarkern als Monitoring-Werkzeuge zu unterscheiden (siehe 3.2 Bioeffekt-Monitoring). **Biotests** werden eingesetzt, wenn ökotoxikologische Wirkpotenziale von Wasser- und Sedimentproben unter Laborbedingungen ermittelt werden sollen. Dies ist i. d. R. vornehmlich in der akuten Phase eines Schadstoffunfalls angebracht. **Biomarker** eignen sich hingegen dazu, Schadstoffwirkungen im Feld (*in situ*) an geeigneten Biota (Bioindikatoren) zu erfassen. Mit dem zur Verfügung stehenden Spektrum an etablierten Biomarkern können stressinduzierte Veränderungen auf verschiedenen Ebenen der biologischen Organisation nachgewiesen werden. Bioeffektuntersuchungen, egal ob Biotest oder Biomarker, sollten von einer chemischen Analytik begleitet werden, damit geprüft werden kann, ob die ermittelten toxischen Effekte in Bezug zur Schadstoffbelastung stehen.

Bioeffekt-Monitoring nach einem Öl- oder Schadstoffunfall

Die Entscheidung, ob und welche Bioeffektmethoden nach dem Austritt von Öl oder anderen Schadstoffen eingesetzt werden, hat im Einzelfall vor dem Hintergrund der spezifisch vorliegenden Umweltbelastung zu erfolgen. Folgende Fragen können dabei helfen, den geeigneten ökotoxikologischen Untersuchungsansatz zu wählen:

- Welche Chemikalie(n) ist/sind ausgetreten? Ist/sind sie potenziell toxisch oder besteht Ungewissheit über die Toxizität?
- Wo ist/sind die Chemikalie(n) ausgetreten und wohin bewegt/bewegen sie sich?
- Wie ist das physikalische Verhalten der Chemikalie(n) in Seewasser?
- Welches sind die ökologischen und ökonomischen Schlüsselarten in der Umgebung des Unfallortes?
- Trifft der Zeitpunkt des Austritts von Öl oder der Chemikalie(n) mit saisonal wichtigen biologischen Prozessen zusammen (z. B. Laichzeit, Hauptwachstumsperiode)?
- Ist/sind die ausgetretene(n) Substanz(en) persistent und neigt/neigen zur Bioakkumulation?

Biotests

Unter folgenden Bedingungen ist der **Einsatz von Biotests** zur Ermittlung des ökotoxikologischen Wirkpotenzials von Wasser- und Sedimentproben zweckmäßig:

Wasserproben

- Wenn nach einem größeren Austritt von Öl aufgrund des Öltyps (insbesondere bei hohem Anteil leicht löslicher Bestandteile) und aufgrund von Modellrechnungen mit erhöhten Öl-Konzentrationen im Wasser zu rechnen ist.
- Wenn der Unfall in einem relativ geschützten Gebiet erfolgt, wo nur ein geringer Wasseraustausch und eine geringe Verdünnung von Öl oder anderen Chemikalien erfolgt.
- Wenn ein Dispergator eingesetzt wird und dadurch ein erhöhter Transfer von dispergiertem Öl in die Wassersäule erfolgt.
- Wenn eine *oder mehrere* Chemikalien freigesetzt werden und deren Toxizität weder einzeln noch in Mischung bekannt ist.

Sedimentproben

- Wenn der Schadstoffunfall in Küstennähe erfolgt und Öl in flachen Küstenbereichen mit Sediment in Kontakt kommt.
- Wenn es sich bei dem ausgetretenen Schadstoff um einen „Sinker“ handelt und/oder die Substanz hydrophob ist und sich daher besonders gut an Schwebstoffe und Sediment bindet.
- Wenn aufgrund besonderer Umstände (Einsatz eines Dispergators, hydrologische/meteorologische Situation, Wellenschlag) mit einer Kontamination des Sediments zu rechnen ist.

Auswahl von Biotests

Die im Rahmen von gesetzlichen Überwachungsaufgaben verwendeten Biotests beruhen auf der Verwendung von Pflanzen und Tieren als Testorganismen. Im marinen bzw. im Brackwasserbereich werden Biotests in Deutschland zur ökotoxikologischen Bewertung von Baggergut eingesetzt. Dabei kommt eine Testpalette von Organismen unterschiedlicher Trophieebenen zum Einsatz.

In Tab. 5 sind Informationen zu verschiedenen gebräuchlichen Biotests zusammengefasst. Von der BfG werden der Leuchtbakterientest und ein mariner Algen- und Kleinkrebstest für die ökotoxikologische Bewertung von Baggergut empfohlen. Dieses Basis-Set von standardisierten *in-vivo*-Biotests kann auch im Rahmen eines Schadstoffunfall-Monitorings schnell zur Testung des toxischen Potenzials von Wasser- und Sedimentproben eingesetzt werden.

Um die Wechselwirkungen toxischer Schadstoffe auf verschiedene Organismengruppen bzw. Trophiestufen zu erfassen, sollte immer eine Palette von verschiedenen Biotests für die Untersuchungen verwendet werden.

Zur Anwendung von Biotests und zur Auswahl von Testorganismen im Zusammenhang mit HNS-Schadstoffunfällen liefert der Abschlussbericht des CHEMSPILL-Projekts empfehlenswerte Informationen. Der Einsatz von Biomarkern nach einem Schadstoffunfall wird dort ebenfalls behandelt.

Tab. 5: Biotestverfahren zur Ermittlung des toxischen Potentials von Umweltproben

Testverfahren	Organismus	Toxizität	Endpunkt	Testmatrix	Dauer	Richtlinien	Empfehlung
Leuchtbakterientest	<i>Vibrio fischeri</i>	akut	Hemmung Biolumineszenz	Wasser, Porenwasser, Eluat	30min	DIN EN ISO 11348-2	BfG (2011b) PREMIAM (Law et al. 2011)
Mariner Algentest	<i>Phaeodactylum tricorutum</i>	chronisch	Wachstumsrate	Wasser, Porenwasser, Eluat	72h	DIN EN ISO 10253	BfG
Mariner Kleinkrebstest	<i>Corophium volutator</i>	akut	Mortalität, Meidungsverhalten	Sediment	10d	DIN EN ISO 16712	BfG, PREMIAM
Mariner Kleinkrebstest	<i>Tisbe battagliai</i>	akut	Mortalität	Sediment, Porenwasser, Eluat	48h	ISO 14669	PREMIAM
Auster Embryonalentwicklung	<i>Crassostrea gigas</i>	akut	Mortalität, Missbildung	Porenwasser, Eluat	24h	ICES TIMES 11	PREMIAM

Biomarker

Unter folgenden Bedingungen ist die Anwendung von Biomarkern zum Nachweis von Schadstoffwirkungen auf Biota sinnvoll:

- Wenn das kontaminierte Gebiet dominante Arten aufweist, die als Bioindikatoren zur Ermittlung der toxischen Expositionsbelastung dienen können. Dies trifft u.a. auf die weit verbreitete epibenthische Miesmuschel zu, die z. B. auf Muschelbänken, auf Riffen, auf Sediment im Eu- und Sublitoral und in Seegraswiesen vorkommt.
- Wenn mit einer länger andauernden Verschmutzung und gravierenden biologischen Schadwirkungen zu rechnen ist.
- Wenn kommerziell genutzte Arten (Fische, Muscheln) im Havariegebiet oder in dessen Umgebung von Schadwirkungen betroffen sind oder sein könnten.

Auswahl von Biomarkern

Für Biomarker-Untersuchungen in der deutschen Nord- und Ostsee eignen sich die folgenden Muscheln und Fische besonders gut. Sie erfüllen viele Kriterien, die an Bioindikatoren zu stellen sind (siehe Absatz 7.1). Außerdem können diese Arten auch für eine begleitende chemische Analytik genutzt werden.

- Miesmuschel (*Mytilus* sp.)
- Baltische Plattmuschel/Tellmuschel (*Macoma balthica*)
- Flunder (*Platichthys flesus*)
- Kliesche (*Limanda limanda*)
- Aalmutter (*Zoarces viviparus*)

Für die Auswahl geeigneter Biomarker ist der Rat fachkundiger Experten einzuholen (Expertenetzwerk). Im Falle einer Verschmutzung mit Öl oder Ölderivaten sind Biomarker auszuwählen, die eine Exposition oder Wirkung von toxischen Kohlenwasserstoffen anzeigen. Wie bei den Biotests, sollte

möglichst eine Kombination von mehreren Biomarkern (Biomarkerpalette) eingesetzt werden, da dadurch die indikatorische Aussagekraft der Biomarkerbefunde deutlich erhöht wird.

Bei ehemaligen großen Schadstoffunfällen lag der Fokus auf Biomarkern, die eine Exposition mit Kohlenwasserstoffen, speziell mit PAKs, anzeigen. Zusätzlich wurden verschiedentlich Biomarker gewählt, die als Indikator für den allgemeinen Gesundheitsstatus gelten.

Tab. 6: Häufig verwendete Biomarker zum Nachweis von Schadstoffeffekten

Biomarker	Organismen- gruppe	Untersuchungs- matrix	Indikator für	Zeitraumen Monitoring
EROD-Aktivität	Fisch	Leber	Induktion des Entgiftungsstoffwechsels	Tage - Monate
Lysosomen-Stabilität	Muschel	Hämocyten	Subzelluläre Schädigung	Tage - Monate - Jahre
ACHE-Inhibition	Muschel	Kieme	allg. Indikator für physiologischen Status	Stunden - Monate
DNA-Addukte Mikrokerne Comet Assay	Fisch Muschel	Blut, Kieme, Leber	gentoxische Schädigung	Tage - Monate
Histopathologie von Lebertumoren	Fisch	Leber	neoplastische Schädigung	Monate - Jahre
Histopathologie von Gonaden	Fisch Muschel	Ovar, Hoden	Reproduktionsstörung	Monate - Jahre

Sofort-Monitoring

Im Rahmen der Lagebewertung nach Eintritt eines Schadstoffunfalls ist anhand der einleitend genannten Entscheidungshilfen zu prüfen, ob eine Anwendung von Biotests und/oder Biomarkern begründet ist. Da Biotests Informationen zur akuten Ökotoxizität der Verschmutzung liefern sollen, sind Probenahmen bereits im Rahmen des Sofort-Monitorings erforderlich, während Probenahmen für Biomarker-Untersuchungen i. d. R. erst zu einem späteren Zeitpunkt zweckmäßig sind.

- Sollen Biotests durchgeführt werden ist zu entscheiden, ob nur Wasserproben oder auch Sedimentproben untersucht werden sollen. Aus logistischen Gründen kann es sinnvoll sein, zunächst beide Matrices zu beproben. Sedimentproben können dann untersucht werden, wenn das Ergebnis der Biotests mit Wasserproben auf eine Sedimentkontamination hindeutet.
- Mit Hilfe einer Biotest-Palette sollte das räumliche Ausmaß des toxikologischen Wirkungsbereichs im Wasserkörper (impact zone) ermittelt werden.
- Die Probenahmen für Biotests sollten in Verbindung mit einer *in-situ*-Messung der Öl-Kontamination des Wasserkörpers mittels Ultraviolett-Fluoreszenz-Spektroskopie (UVF) erfolgen (siehe 7.2 Kennblatt Chemisches Monitoring). Damit ist gewährleistet, dass die Proben tatsächlich aus einem belasteten Wasserkörper stammen. Außerdem können die Daten der spektroskopischen Messung in Bezug zu den toxikologischen Befunden gesetzt werden.

- Bei der Beprobung von Wasser und Sediment ist darauf zu achten, dass keine Kontamination der Proben mit Kohlenwasserstoffen erfolgt. Anweisungen zur kontaminationsfreien Probennahme befinden sich im Anhang (Kapitel 9).
- Wurde ein Dispergator zur Bekämpfung eines Ölteppichs eingesetzt, ist die Ermittlung des ökotoxikologischen Potenzials von Wasserproben mit Hilfe von Biotests unbedingt notwendig.

Langzeit-Monitoring

- Nach einem schweren Schadstoffunfall sind wiederholte Probennahmen für Biotests auch noch in der Anfangsphase des Langzeit-Monitorings angebracht. Nur durch eine mehrmalige Beprobung lässt sich die Kinetik der Abnahme des toxischen Potenzials im Wasser und ggf. im Sediment ermitteln.
- Ob Biomarker einen sinnvollen Beitrag zur Bewertung der räumlich/zeitlichen Entwicklung des Umweltschadens leisten können, ist anhand des konkreten Einzelfalls mit Hilfe von Experten zu entscheiden. Faktoren wie z.B. das Ausmaß der Verschmutzung, Lebensraumtyp, Anwesenheit geeigneter Bioindikatoren, vermutliche Regenerationszeit, sind bei der Entscheidungsfindung zu berücksichtigen.
- Die fachgerechte Beprobung von Bioindikatoren ist von dem Institut/Labor durchzuführen, das mit den Biomarker-Untersuchungen beauftragt wird (s. Datei Expertennetzwerk).

Methoden und Bewertung

Biotests: Die Durchführung der Biotests hat möglichst zeitnah zu erfolgen, da es auch bei sachgerechter Lagerung zu Veränderungen der bioverfügbaren Stoffe kommen kann. Zeitnahe Befunde sind aber ohnehin zur Beurteilung der toxischen Kontamination des Pelagials und ggf. des Meeresbodens gefordert. Bis zur Übergabe an das Analyzelabor sind die Proben gekühlt ($4 \pm 2^\circ\text{C}$) zu lagern.

Die Bestimmung des ökotoxikologischen Potenzials von Wasser- und Sedimentproben mit den genannten Biotests erfolgt mit normierten Prüfverfahren. Außerdem sind die von der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) herausgegebenen AQS-Merkblätter als ergänzende methodische Handlungsanweisungen zu beachten.

Üblicherweise wird das Wirkpotenzial von wässrigen Proben untersucht. Bei Sedimentproben werden Porenwasser oder Eluate als Testmatrix verwendet. Die BfG wendet zur Bewertung und ökotoxikologischen Klassifizierung dieser Umweltproben die pT-Wert-Methode an. Der pT-Wert (*potentia Toxicologiae*) gibt an, wie oft eine Probe im Verhältnis 1:2 verdünnt werden muss, damit sie nicht mehr toxisch wirkt. Die Toxizitätsklassen werden den Handhabungskategorien „unbedenklich“, „kritisch“ und „gefährlich“ zugeordnet.

Die Bewertung von Sedimentproben erfolgt vermehrt durch Sedimentkontakttests, z.B. im Kleinkrebstest mit dem Schlickkrebis *Corophium volutator*. Da dabei unverdünnte Sedimentproben verwendet werden, ist eine Bewertung nach der pT-Methode nicht möglich und stattdessen eine Einzelfallbewertung vorzunehmen.

Für die Entnahme von Proben für Biotests sind die folgenden DIN-Verfahren zu beachten:

- DIN EN ISO 5667-16 [Feb. 1999] – Wasserbeschaffenheit - Probenahme - Teil 16: Anleitung zur Probenahme und Durchführung biologischer Testverfahren
- DIN EN ISO 5667-9 [Okt. 1992] – Wasserbeschaffenheit - Probenahme - Teil 9: Hinweise zur Probenahme von Meerwasser

- DIN EN ISO 5667-19 [Sep. 2004] – Wasserbeschaffenheit - Probenahme - Teil 19: Anleitung zur Probenahme mariner Sedimente

Biomarker: Für viele der gebräuchlichen Biomarker existieren gute methodische Arbeitsanweisungen. Für die von OSPAR empfohlenen Biomarker gibt es die JAMP-Handlungsanweisungen. In der TIMES-Serie des ICES sind ebenfalls Methoden für verschiedene Biomarker beschrieben. Nicht zuletzt ist auch der von der EU im Kontext der WRRL erschienene „Technical Report on Aquatic Effect-Based Monitoring Tools“ zu nennen, in dessen Annex diverse Biomarker-Factsheets mit methodischen Hinweisen enthalten sind.

Vorlaufdaten/Datenhaltung

- **Biotests:** Marine Biotests sind kein Bestandteil des regulären marinen Umweltmonitorings. Sie werden aber zur Beurteilung des toxischen Potenzials von Baggergut im Rahmen von Ausbau- und Unterhaltungsmaßnahmen von Schifffahrtsstraßen oder Häfen verwendet.
- **Biomarker:** Mit Ausnahme des vom NLWKN beauftragten TBT-Effektmonitorings werden Bioeffektuntersuchungen routinemäßig nur vom Institut für Fischereiökologie des Thünen-Instituts (TI) durchgeführt. Ein Schwerpunkt dieses Monitorings ist das Vorkommen von Fischkrankheiten und histopathologischen Leberveränderungen. Die befischten Gebiete liegen im Küstenmeer und in der AWZ.

Für die deutsche Ostsee liegen Biomarker-Daten von mehrjährigen internationalen Forschungsprojekten und aus vom LUNG beauftragten Pilotstudien vor. Die Daten wurden vorwiegend an der Aalmutter (*Zoarces viviparus*) gewonnen, die sich insbesondere als Bioindikator für reproduktions-toxische Schadstoffwirkungen erwiesen hat.

7.4 Kennblatt Makrophytobenthos



Relevanz

In den verschiedenen nationalen und internationalen Messprogrammen stellen Makrophyten einen Teil der Lebensraumtyp-charakterisierenden Arten dar und/oder dienen als Qualitätskomponente zur Bewertung des Gewässer- bzw. Ökosystemzustandes. So sind insbesondere das Große oder Gemeine Seegras (*Zostera marina*) und das Kleine oder Zwergseegras (*Zostera noltei*) (s. Kennblatt Seegraswiesen, Kap. 7.9.1) auf Weichböden sowie der Blasentang *Fucus vesiculosus* wichtige Indikatorarten zur Bewertung des ökologischen Zustandes eines Gewässers. Röhrichte, Brack- und Salzwiesen, die den aquatisch-terrestrischen Übergangsbereich charakterisieren und hierfür zur Bewertung herangezogen werden, werden in dem Kennblatt Salzwiesen behandelt (Kap. 7.9.7).

Empfindlichkeit

Benthische Makrophyten erfüllen zahlreiche ökologische Funktionen und sind auch ökonomisch von großer Bedeutung. Sie dienen vielen Organismen (wie z. B. Fischen, Krebsen und Vögeln) als Lebensraum (Habitat), Nahrungsquelle und Laichsubstrat. Diese stehen nach einer großflächigen Schädigung der Makrophytenbestände längerfristig nicht mehr zur Verfügung. Öl kann negative Auswirkungen auf die assoziierte Phytalfauna im und auf dem Boden sowie auf die Makrophyten haben.

Durch die lange Regenerationszeit von Seegras nach einer Schädigung ist es besonders empfindlich gegenüber Ölverschmutzungen. Die Auswirkung von Öl auf Seegras variiert von geringfügigen bis zu schweren Effekten in Abhängigkeit von der Wassertiefe, dem Öl-Typ sowie den umgebenden lokalen Bedingungen. Seegräser werden in einem eigenen Kennblatt behandelt (s. Kennblatt Seegraswiesen, Kap. 7.9.1).

Parameter

Folgende Untersuchungsmethoden lassen sich aufgrund der Substratbeschaffenheit und des daraus resultierenden Makrophytenvorkommens unterscheiden:

- Untersuchung wurzelnder Samenpflanzen auf Weichböden
- Untersuchung der Makroalgen auf Hartsubstraten, wie Steinen oder anderen Riffstrukturen
- Untersuchung der jeweiligen Phytalfauna (siehe Kennblatt Makrozoobenthos)

Biotische Parameter

Im Falle eines Schadstoffunfalls sind folgende Parameter der Makrophytenvegetation zu untersuchen:

- Artenzusammensetzung, Ausdehnung (Arten), Bedeckungsgrad, Biomasse, Lage, Tiefenausbreitung

Hydrologische Parameter

- Temperatur, Salzgehalt, Sauerstoffkonzentration/-sättigung sowie Sichttiefe

Geophysikalische Eigenschaften der Oberflächensedimente

- Proben der Oberflächensedimente
- Vorortbefragung Farbe, Körnung, Geruch, Einschlüsse und evtl. vorhandene organische Auflagen

Beprobungsstrategien

Aufgrund der Abhängigkeit der Makrophytenvegetation von den vorherrschenden Substratstrukturen sowie der Wassertiefe sollten alle betroffenen Teilbereiche innerhalb des kontaminierten Areals durch das Stationsraster der Probenahme vollständig erfasst werden. Hierbei ist insbesondere eine evtl. vorhandene Tiefenzonierung im Gebiet zu berücksichtigen. Bei der Festlegung eines Stationsnetzes zur Untersuchung von Makrophytengemeinschaften sind vorhandene Daten zur Sensitivitätskartierung zu berücksichtigen. Innerhalb des kontaminierten Gebietes sind alle evtl. vorhandenen unterschiedlich sensitiven Bereiche zu untersuchen.

Neben grundsätzlichen Betrachtungen zur Lage (Eu- oder Sublitoral) und Substratbeschaffenheit (Weichboden oder Hartsubstrat) und dem damit verbundenen Vorkommen von wurzelnden Samenpflanzen oder anhaftenden Makroalgen ist bei der Wahl des Probenahmedesigns zu beachten, dass die im Rahmen des Monitorings gewonnenen Ergebnisse mit denen vorangegangener Untersuchungen im betreffenden Bereich vergleichbar sein sollten. Daten zu Makrophytenvorkommen in der deutschen Nordsee und Ostsee werden regelmäßig im Rahmen des BLMP-Monitorings oder vorgeschriebener Untersuchungen zur Prüfung der Umweltauswirkungen technischer Großprojekte gesammelt.

Untersuchung geeigneter Referenzbereiche

Zur Erfassung der Schadenswirkung nach einem Schadstoffunfall sowie für die Überwachung des Regenerationsprozesses der kontaminierten Makrophytenvegetation ist eine zeitgleich stattfindende Untersuchung eines geeigneten Referenzbereichs unerlässlich. Im Rahmen der Erstuntersuchung (Sofort-Monitoring) des beeinträchtigten Gebietes sollte daher zeitgleich ein durch den Schadstoffunfall unbeeinflusstes Referenzgebiet identifiziert und untersucht werden. Die Umweltbedingungen des Referenzgebietes sollten den natürlichen Randbedingungen des kontaminierten Gebietes (Substratstruktur, Sedimentbeschaffenheit, Wassertiefe, Artenspektrum, Individuendichte) möglichst entsprechen. Nahegelegene Stationen, die bereits im Rahmen bestehender Messprogramme beprobt werden (z. B. WRRL, Nordsee-Wattkartierung oder Trilateral Monitoring and Assessment Programme) sind hierbei bevorzugt zu untersuchen.

Sämtliche Untersuchungen im Referenzbereich sollten in Art und Umfang den Untersuchungen im kontaminierten Areal entsprechen und zeitgleich durchgeführt werden. Hierbei ist zu beachten, dass möglichst alle von Makrophyten bewachsenen Substrate und Tiefenstufen untersucht werden, die auch im kontaminierten Bereich dokumentiert werden.

Sofort-Monitoring

- Im Rahmen der Lageerkundung und -bewertung ist zu entscheiden, ob eine Kontamination der Makrophytengemeinschaft vorliegt oder droht. Gefährdet sind primär das flache Sublitoral, das Eulitoral und das Supralitoral. Zur Untersuchung des oberen Eulitoral und des Supralitoral an Weichbodenküsten siehe das Kennblatt Salzwiesen (Kap. 7.9.7).

- Bei Vorkommen von Riffen ist zu prüfen, ob diese in einer Tiefe vorkommen, die ein Wachstum von Makrophyten zulassen.
- Zur Einschätzung der durch die Kontamination verursachten Schadenswirkung sowie zur Überwachung des Regenerationsprozesses sind zeitgleich geeignete Referenzflächen zu identifizieren bzw. zu untersuchen.
- Die Erstuntersuchung der Makrophytenvegetation im kontaminierten Areal sowie in einem geeigneten Referenzbereich ist grundsätzlich so früh wie möglich nach einem Schadstoffunfall durchzuführen. Bei einer zu erwartenden Kontamination der Uferzone durch treibendes Öl sind hier ggf. vorsorglich Proben zu nehmen, um den Ausgangszustand (zeitliche Referenz) des Gebietes charakterisieren zu können.
- Ist die Makrophytenvegetation nur teilweise verschmutzt, sind repräsentative Referenzproben in nicht verschmutzten Bereichen zu nehmen. Eine zukünftige Kontamination möglicher Referenzflächen oder -gebiete ist dabei auszuschließen.
- Stark verschmutzte Bereiche sollten zur Dokumentation des Schadensgrades untersucht werden. Vom anhaftenden Öl sind Proben für die chemische Analytik zur eindeutigen Identifizierung des Verursachers zu nehmen (chemischer Fingerabdruck bzw. Beweissicherung, siehe Kennblatt Chemisches Monitoring).
- Kontaminierte Areale bzw. Schäden der Makrophytenvegetation bzw. dort lebender Makrozoobenthos-Organismen sind durch Fotos oder Unterwasser-Video zur Beweissicherung zu dokumentieren.
- Zur Erfassung der Akutfolgen starker Verunreinigungen auf die Makrophytengemeinschaft sowie Beurteilung der natürlichen Regenerationsdynamik des kontaminierten Gebietes sollte die auf die Erstuntersuchung folgende Untersuchung einschließlich Probenahme relativ kurzfristig wiederholt werden (ca. 7 - 10 Tage nach Eintritt des Schadstoffunfalls, bzw. der Erstuntersuchung).
- Bioindikatoren für die chemische Analytik bedürfen einer gesonderten Behandlung. Die Proben sind unfixiert an ein Analytiklabor zu übergeben (siehe Anhang: „Behandlung von Proben für die Analytik“).
- Die Untersuchung der Makrophytenvegetation ist von Personen durchzuführen, die Erfahrung mit der Methodik der Probenahme und Probenbehandlung aufweisen (siehe Expertennetzwerk).

Langzeit-Monitoring

- Häufigkeit und Dauer der Makrophyten-Untersuchungen werden maßgeblich vom Öltyp und von der Art des kontaminierten Lebensraums bestimmt. Diese Faktoren haben Einfluss auf die Persistenz der Verschmutzung und das Regenerationsvermögen des verschmutzten Gebietes.
- Innerhalb des ersten Jahres nach erfolgter Kontamination sind die Untersuchungen in höherer Frequenz als in den Folgejahren durchzuführen. In Abhängigkeit von der Jahreszeit, in der ein Schadstoffunfall eintritt, sollten (Kontroll-) Untersuchungen möglichst im Frühjahr/Sommer, während der Hauptwachstumsphase der Makrophyten, erfolgen (zwischen April/Mai und September).
- Ab dem zweiten Jahr sind mindestens einmal jährlich Untersuchungen des kontaminierten Areals sowie repräsentativer Referenzbereiche durchzuführen. Dabei sollten die Makrophyten im Sommer (Juli-September, vorzugsweise August-September) überwacht werden.
- Bei zweimaliger Beprobung sind das Frühjahr und der Spätsommer bzw. frühe Herbst (zur Dokumentation einer möglichen Rekrutierung) zu wählen.
- Das Langzeit-Monitoring kann beendet werden, wenn a) die Makrophytengemeinschaft des ehemals kontaminierten Gebietes in Ausprägung und Artenzusammensetzung dem Referenzgebiet ent-

spricht oder b) der Zustand der Makrophytengemeinschaft des ehemals kontaminierten Gebietes mit einem dokumentierten Referenzzustand des Gebietes vor dem Schadstoffunfall vergleichbar ist.

Methoden

Die Untersuchungsmethode bzw. das einzusetzende Probenahmegerät wird maßgeblich von den örtlichen Gegebenheiten bestimmt, und kann sowohl zeitlich als auch saisonal variieren (z. B. durch Ebbe / Flut, Eisgang).

Ausführlichere methodische Handlungsanweisungen und Bewertungsverfahren sind den jeweils zugrundeliegenden Messprogrammen zu entnehmen:

Allgemein:

- BLMP: Kennblatt Makrophyten (4) (2015-07-03) des Bund-Länder-Messprogramms
- BSH (2013): Untersuchung der Auswirkungen von Offshore-Windenergieanlagen auf die Meeresumwelt (StUK4)

Nordsee:

- OSPAR: JAMP Eutrophication Monitoring Guidelines: Benthos, OSPAR Agreement 2012-12 Technical Annex 1 (Hard-bottom macrophytobenthos, soft-bottom macrophytobenthos and hard-bottom macrozoobenthos)
- Common Wadden Sea Secretariat: TMAP monitoring handbook
 - Eutrophication – Macroalgae (version 15.12.2009)
 - Tidal Area – Seagrass (version 16.09.2009, TMAG 09-2)

Ostsee:

- HELCOM: Guidelines for monitoring of phytobenthic plant and animal communities in the Baltic Sea Annex for HELCOM COMBINE programme (Bäck 1999).

Bewertung

Primäres Kriterium zur Beurteilung der Monitoringergebnisse nach einem Schadstoffunfall ist die Wiederherstellung des Referenzzustandes. Dabei sind insbesondere die Ergebnisse der parallel untersuchten Referenzbereiche in die Bewertung mit einzubeziehen, da die Ausdehnung und Bedeckung sowie das Artenspektrum und die Biomassen der Arten z. T. ausgeprägten saisonalen und/oder jährlichen Schwankungen zwischen den verschiedenen Untersuchungszeitpunkten unterliegen (siehe Allgemeine Prinzipien). Darüber hinaus kann der Referenzzustand ggf. über vorhandene Vorlaufdaten bestehender Messprogramme im betreffenden Gebiet definiert werden.

Für die deutsche Nord- und Ostsee stehen verschiedene Bewertungs- und Klassifikationssysteme der ökologischen Qualitätskomponente Makrophyten zur Verfügung, die im Rahmen bestehender Messprogramme bei der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) und Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL) angewendet werden. Die Untersuchungsmethodik ist dabei auf die Berechnung von Indizes ausgerichtet, die regulär im Rahmen bestehender Messprogramme berechnet werden, um den Vergleich mit Referenzwerten (Vorlaufdaten) zu ermöglichen. Weiterführende Informationen hierzu sind dem Monitoring-Kennblatt Makrophyten des Bund-Länder-Messprogramms (BLMP 2012b) zu entnehmen.

Tab. 7: Darstellung der gebräuchlichen Methoden und Parameter zur Untersuchung von Makrophyten bei einem Schadstoffunfall

Hinweis: Röhrichte, Brack- und Salzwiesen siehe Kennblatt Salzwiesen (Kap. 7.9.7)

	Methoden und Parameter	
	Eulitoral	Sublitoral
Untersuchung erfolgt	von Land und/oder aus der Luft (ggf. mit kleinem Arbeitsboot)	von See (Arbeitsboot oder Schiff)
Weichböden (u.a. Sandbänke, Sand-, Misch-, Schlickwatten)	<p>Nordsee</p> <p><u>Flugkartierung</u> (und <i>in-situ</i> Bodenkartierung (ground truthing), siehe auch Kennblatt Seegraswiesen):</p> <ul style="list-style-type: none"> – Flächenhafte Erfassung von Seegraswiesen und opportunistischer Grünalgenmatten <p><i>Parameter:</i></p> <ul style="list-style-type: none"> – Lage – Tiefengrenze – Bedeckungsgrade Seegras und opportunistische Grünalgenmatten <p><u>Bodenkartierung</u></p> <ul style="list-style-type: none"> – Analyse der betroffenen Seegrasvorkommen bzw. der Dauermessstationen durch Umlaufen – Ablaufen/ Analyse von Quertransekten (Dichte und Zusammensetzung der Arten) <p><i>Parameter:</i></p> <ul style="list-style-type: none"> – Flächenausdehnung – Ausdehnung Arten – Artenzusammensetzung – Bedeckungsgrad Seegras und opportunistische Grünalgen – Biomasse – Epiphyten auf <i>Zostera</i> – Lage – Tiefengrenze <p><i>außerdem:</i></p> <ul style="list-style-type: none"> – Analyse des Makrozoobenthos betroffener Seegras- und Referenzbestände (siehe Kennblatt Makrozoobenthos) 	<p>Ostsee</p> <p><u>Küstengewässer</u></p> <p><u>Tauchkartierung</u></p> <ul style="list-style-type: none"> – Transektkartierung mit Rahmen in definierten Tiefenstufen (0,25; 0,5; 0,75; 1; 1,5; 2 m; weiter in 1-m-Stufen bis zur unteren Verbreitungsgrenze an ausgewählten Messpunkten) – Pro Tiefenstufe 5 Parallelen mit einer Fläche von 1 m² – Abstand zwischen den Flächen 5-10 m – Beprobung der Vegetation und des Sediments <p><u>Innere Küstengewässer</u></p> <ul style="list-style-type: none"> – S-H: 9 Transekte – M-V: 16 Transekte <p><u>Äußere Küstengewässer</u></p> <ul style="list-style-type: none"> – S-H: 20 Transekte – M-V: 9 Transekte <p><i>Parameter:</i></p> <ul style="list-style-type: none"> – Prozentuale Bedeckung – Tiefengrenze Characeen und Spermatophyten – Definition von Pflanzengemeinschaften <p><i>Ergänzende Angaben</i></p> <ul style="list-style-type: none"> – Dichte – Biomasse – Artenzahl
Felsküste (Helgoland)	<p><u>Bodenkartierung</u></p> <ul style="list-style-type: none"> – Makrophytenerfassung mittels georeferenzierter Rasterkartierung Quadrate/ Rahmen (50 x 50 cm) entlang eines Transektes und (Dauerquadrate) <p><i>Parameter:</i></p> <ul style="list-style-type: none"> – Artenzusammensetzung durch 1 x Begehung gemäß Reduced species list (RSL)-Index von Wells et al. (2007): Artenreichtum, Anteil 	<p><u>Tauchkartierung</u></p> <ul style="list-style-type: none"> – Drei Tauchtransekte zur Erfassung von <i>Laminaria hyperborea</i> und vier Rotalgenarten <p><i>Parameter:</i></p> <ul style="list-style-type: none"> – Reduced species List (RSL, nach Wells et al. 2007): Artenreichtum, Anteil Grün- und Rotalgen, Anteil Opportunisten – Tiefengrenzen sublitoraler Algen: 3 Rotalgenarten und <i>Laminaria hyperbo-</i>

	Methoden und Parameter	
	Eulitoral	Sublitoral
	Grün- und Rotalgen, Anteil Opportunisten – Bedeckung (%) mit <i>Fucus serratus</i> – Abundanz von <i>Ulva lactuca</i>	<i>rea</i> – siehe auch felsgeprägtes Eulitoral (Helgoland)
Hartsubstrat (Muschelbänke, Steine, Riffe) Künstliche Hartsubstrate (z.B. Bühnen, Leitdämme)	<u>Bodenkartierung</u> – Makrophytenerfassung mittels georeferenzierter Rasterkartierung (Quadrate/Rahmen 50 x 50 cm) entlang eines Transektes – Probenahme (50 x 50 cm) zur Biomassebestimmung <i>Parameter:</i> – Bedeckung – Biomasse – Artenzusammensetzung (wie bei Eulitoral Felsküste, inkl. Anteil Grün- und Rotalgen und Opportunisten)	<u>Äußere Küstengewässer (AWZ): Lebensraumtyp „Riffe“</u> – Flächendeckende Erfassung der Makrophyten mittels <u>Unterwasservideokamera</u> und Rahmenbeprobung – <u>Tauchuntersuchung</u> : entlang von Transekten durch Rahmenbeprobung (Kratzproben; 50 x 50 cm). <u>12-sm-Zone</u> – Ausdehnung der Messungen der äußeren Küstengewässer auf die 12-sm-Zone zur Erfassung der unteren Verbreitungsgrenze. – Methoden wie äußere Küstengewässer <i>Parameter:</i> – Bedeckung – Dichte – Artbestand – Tiefengrenze <i>Fucus</i> spp
Aufnahme zusätzlicher Parameter <ul style="list-style-type: none"> • Dokumentation hydrographischer (Temperatur, Salinität, Sauerstoff, Sichttiefe) und meteorologischer Daten • Erfassung geophysikalischer Sedimentparameter (siehe auch Kennblatt Makrozoobenthos) • Erfassung der Phytalfauna 		

7.5 Kennblatt Makrozoobenthos



Relevanz

Unter dem Begriff Makrozoobenthos sind die auf oder im Meeresboden lebenden wirbellosen Organismen zusammengefasst, die von einem Sieb der Maschenweite 1 mm zurückgehalten werden. Das Makrozoobenthos stellt eine wichtige Komponente des marinen Nahrungsnetzes dar und ist somit von erheblicher Bedeutung für das marine Ökosystem.

Empfindlichkeit

Eine wichtige Gruppe des Makrozoobenthos sind z. B. Muscheln, die im Fall eines Schadstoffunfalls aufgrund der sessilen Lebensweise adulter Exemplare und der Ernährungsweise als Filtrierer sowie der weiten Verbreitung als Bioindikatoren besonders empfindlich sind. Diese Merkmale und die weite Verbreitung der Muscheln bedingen u. a. ihre besondere Eignung als Bioindikatoren.

Die meisten Krebse reagieren sehr empfindlich auf die Exposition mit Öl, da sie sehr schnell Kohlenwasserstoffe akkumulieren.

Biotische Parameter

Prinzipiell sind bei Untersuchungen der benthischen Wirbellosenfauna, insbesondere hinsichtlich der Auswahl der Beprobungsmethodik, zu unterscheiden:

- Untersuchung der benthischen Weichbodenfauna (Epi- und Infauna)
- Untersuchung der Aufwuchsfauna auf Hartsubstraten wie Steinen oder sonstigen Riffstrukturen
- Untersuchung der Phytalfauna

Im Vordergrund stehende Aspekte des Monitorings der benthischen Wirbellosenfauna:

- die Erfassung von Veränderungen der benthischen Besiedlungsstruktur und
- die Erfassung der Schadstoffbelastung innerhalb trophischer Schlüsselgruppen (insbesondere von Muscheln)
- Artenzusammensetzung, Individuendichte (Abundanz) und Biomasse
- Größenspektren spezifischer Muschelarten
- Schadstoffbelastung geeigneter Bioindikatoren (i. d. R. Muscheln)

Hydrologische Parameter

- Temperatur, Salinität, Sauerstoffkonzentration/-sättigung grundnah und an der Wasseroberfläche

Eigenschaften der Oberflächensedimente

Bei einer Untersuchung der benthischen Weichbodenfauna ist pro Station je eine Probe des Oberflächensediments zur Bestimmung geophysikalischer Sedimentparameter zu entnehmen. Die Probe ist hinsichtlich Farbe, Körnung, Geruch, Einschlüssen und evtl. vorhandenen Auflagen zu beschreiben.

Die Entnahme der Sedimentprobe erfolgt mit einem Stechzylinder (z.B. Einstichtiefe 6 cm, Durchmesser 4,5 cm), im Eulitoral direkt aus dem Boden, im Sublitoral aus der ungestörten Greiferprobe. Die Sedimentproben werden in geeignete Probengefäße überführt und bis zur Analyse im Labor eingefroren (-20 °C). Die Sedimentanalyse erfolgt nach DIN EN ISO 14688-1, die Bestimmung der Korngrößenverteilung nach DIN 18123 (Maschenweiten nach DIN ISO 3310-1).

Beprobungsstrategien

Aufgrund der starken Abhängigkeit der benthischen Besiedlung von den vorhandenen Sedimenten und Habitatstrukturen müssen alle betroffenen Teilbereiche innerhalb des kontaminierten Areals durch das Stationsraster der Probenahme vollständig erfasst werden. Hierbei ist insbesondere eine evtl. vorhandene Tiefenzonierung im Gebiet zu berücksichtigen. Bei der Festlegung eines Stationsnetzes zur Beprobung des Makrozoobenthos sind vorhandene Daten zur Sensitivitätskartierung und ggf. aktuelle Biotopkarten zu nutzen. Innerhalb des kontaminierten Gebietes sind alle evtl. vorhandenen unterschiedlich sensitiven Bereiche zu untersuchen.

Neben grundsätzlichen Erwägungen (landseitige/seeseitige Beprobung, Weichbodenfauna/Aufwuchsf fauna) ist bei der Auswahl des Probenahmegerätes prinzipiell zu beachten, dass die im Rahmen des Monitorings gewonnenen Ergebnisse mit denen vorangegangener Untersuchungen im betreffenden Bereich vergleichbar sein sollten. Daten über die benthische Wirbellosenfauna der deutschen Nordsee und Ostsee werden regelmäßig im Rahmen des BLMP-Monitorings oder vorgeschriebener Beprobungen zur Prüfung der Umweltauswirkungen technischer Großprojekte gesammelt.

Untersuchung geeigneter Referenzbereiche

Für die Identifikation der Schadenswirkung nach einem Schadstoffunfall sowie für die Überwachung des Regenerationsprozesses eines kontaminierten benthischen Habitats ist eine parallel stattfindende Untersuchung eines geeigneten Referenzbereichs ein wesentlicher Aspekt. Bereits im Rahmen der Erstuntersuchung des beeinträchtigten Areals ist daher zeitgleich ein durch den Schadstoffunfall unbeeinflusstes Referenzgebiet zu untersuchen.

Das Referenzareal sollte bezüglich aller natürlichen Randbedingungen möglichst genau dem beeinträchtigten Bereich entsprechen (Habitatstruktur, Sedimentbeschaffenheit, Wassertiefe, Artenspektrum, Individuendichte). Nahegelegene Stationen, die bereits im Rahmen bestehender Messprogramme regelmäßig beprobt werden sind hierbei bevorzugt zu untersuchen.

Sämtliche Untersuchungen im Referenzbereich sollten in Art und Umfang den Untersuchungen im kontaminierten Areal entsprechen und zeitgleich erfolgen.

Sofort-Monitoring

- Im Rahmen der Lageerkundung und -bewertung ist zu entscheiden, ob bzw. wo eine Kontamination des Benthos vorliegt oder droht. Bei der Gefährdungseinschätzung sind Faktoren wie die Ölsorte, die natürliche Dispersion durch Wellenschlag sowie Strömungen (Driftmodelle) zu berücksichtigen (siehe VPS). Gefährdet sind in jedem Fall die benthischen Lebensgemeinschaften im Bereich der Anlandungszonen eines Ölteppichs, d. h. küstennahe Gebiete bzw. das Eulitoral.
- Die Erstuntersuchung des Benthos im kontaminierten Areal sowie in einem geeigneten Referenzbereich ist grundsätzlich so früh wie möglich nach einem Schadstoffunfall durchzuführen. Bei einer zu erwartenden Kontamination der Uferzone durch treibendes Öl sind hier ggf. vorsorglich Benthos-Proben zu nehmen, um den Ausgangszustand (zeitliche Referenz) des Gebietes charakterisieren zu können.

- Es ist eine fotografische Dokumentation sichtbarer Verunreinigungen bzw. von Schäden an Makrozoobenthos-Organismen zur Beweissicherung durchzuführen. Im Litoral sind Aufnahmen der kontaminierten Bereiche (Spülsaum/Watt) durchzuführen. Kontaminierte Areale im Sublitoral sind ggf. durch Unterwasser-Video bzw. durch fotografische Aufnahmen zu dokumentieren.
- Auch von stark verölten Benthosorganismen sind Proben zum Zwecke der Beweissicherung zu nehmen. Das verschmutzende Öl ist ebenfalls zu beproben, um mittels chemischer Analytik den Verursacher der Ölverschmutzung gerichtsfest zu identifizieren.
- Um die Akutfolgen einer Verunreinigung auf die benthische Lebensgemeinschaft zu erfassen und die natürliche Regenerationsdynamik des Gebietes einschätzen zu können, ist eine erneute Beprobung etwa ein bis zwei Wochen nach erfolgter Erstuntersuchung durchzuführen.
- Bei der Erstuntersuchung des betroffenen Bereiches ist eine durch die Probenahme verursachte Kontamination der Probe nach Möglichkeit zu vermeiden. So sollte beispielsweise vermieden werden, auf der Wasseroberfläche treibende Schadstoffe (Ölteppich) durch die Untersuchungsgeräte (van-Veen-Greifer/Dredge etc.) in Kontakt mit Bodenproben zu bringen. Dies ist besonders wichtig, wenn die Makrozoobenthosprobe gleichzeitig dazu dient, Organismen für die chemische Schadstoffanalytik zu gewinnen.
- Bioindikatoren für die chemische Analytik bedürfen einer gesonderten Behandlung. Sie sind unfixiert an ein Analyselabor zu übergeben (Anhang: Behandlung von Proben für die Analytik).

Langzeit-Monitoring

- Häufigkeit und Dauer von Benthos-Untersuchungen werden maßgeblich vom Öltyp und von der Art des kontaminierten Lebensraums bestimmt. Diese Faktoren haben Einfluss auf die Persistenz der Verschmutzung und das Regenerationsvermögen des verschmutzten Gebietes.
- Innerhalb des ersten Jahres nach erfolgter Kontamination sollten Benthos-Untersuchungen häufiger als in späteren Jahren durchgeführt werden. Im ersten Jahr erscheint eine zwei- bis viermalige Probenahme angebracht. Letztendlich bestimmt aber auch die Jahreszeit, zu der ein Schadstoffunfall erfolgt, ob Beprobungen angemessen sind. Während der Wachstumsphase und Reproduktionsphase benthischer Organismen ist eine Untersuchung sinnvoller als im Winter.
- Ab dem zweiten Jahr sind, angelehnt an ein Monitoring in Vergleichsgebieten, mindestens einmal jährlich Untersuchungen des kontaminierten Areals sowie von repräsentativen Referenzbereichen durchzuführen. Bei zweimaliger Beprobung ist das Frühjahr (standing stock) und der Herbst zu wählen (Rekrutierung).
- Auf der Grundlage der im betreffenden Abschnitt erläuterten Bewertungskriterien (s. u.) sollten die Benthos-Untersuchungen beendet werden, wenn im ehemals verschmutzten Gebiet wieder eine Benthosgemeinschaft existiert, die hinsichtlich ihres Artenspektrums, Dominanzstruktur, bei langlebigen Arten auch Populationsstruktur sowie ihrer Biomasse mit dem Benthos an Referenzstandorten vergleichbar ist.

Methoden

Die anzuwendende Beprobungsmethode bzw. das zu verwendende Probenahmegerät ist in erster Linie von den örtlichen Gegebenheiten abhängig, kann aber auch zeitlich bzw. saisonal variieren (z. B. durch Ebbe/Flut, Eisgang).

Ausführlichere methodische Handlungsanweisungen sind den jeweils zugrundeliegenden Messprogrammen zu entnehmen:

Allgemein:

- BLMP 2012c: Monitoring-Kennblatt Makrozoobenthos des Bund-Länder-Messprogramms
- BSH 2013: Untersuchung der Auswirkungen von Offshore-Windenergieanlagen auf die Meeresumwelt (StUK4). Hamburg und Rostock

Nordsee:

- OSPAR Commission 2012: JAMP Eutrophication Monitoring Guidelines: Benthos, OSPAR Agreement 2012-12
 - Technical Annex 1 (Hard-bottom macrozoobenthos)
 - Technical Annex 2 (Soft-bottom macrozoobenthos)
- TMAP 2009a: TMAP handbook Tidal Area – Macrozoobenthos

Ostsee:

- HELCOM 2015: Manual for Marine Monitoring in the COMBINE Programme of HELCOM, Part C:
 - Annex C-8, Soft bottom macrozoobenthos
 - Annex C1, Tables listing sample stations

Bewertung

Primäres Kriterium bei der Beurteilung von Ergebnissen des Monitorings nach einem Schadstoffunfall ist die Wiederherstellung des Referenzzustandes. Dabei sind in jedem Fall die Ergebnisse der parallel untersuchten Referenzbereiche in die Bewertung einzubeziehen, da Individuendichten und Biomassen der Arten z. T. ausgeprägten Schwankungen zwischen verschiedenen Untersuchungszeitpunkten unterliegen. Darüber hinaus kann der Referenzzustand ggf. über vorhandene Vorlaufdaten bestehender Messprogramme im betreffenden Gebiet definiert werden.

Für die deutsche Nord- und Ostsee stehen verschiedene Bewertungs- und Klassifikationssysteme der ökologischen Qualitätskomponente Makrozoobenthos zur Verfügung, die im Rahmen bestehender Messprogramme bei der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) und Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL) angewendet werden. Für die Küstengewässer der Ostsee existiert mit dem MarBIT (Marine Biotic Index Tool) ein Bewertungsverfahren der ökologischen Qualitätskomponente Makrozoobenthos. Als Indikatoren dienen dabei die Besiedlungsstruktur, die Individuendichten sowie der jeweilige Anteil gegenüber Umwelteinflüssen (Kontamination) sensitiver und toleranter Taxa im untersuchten Gebiet. Als Bewertungsindex für die Gewässer der AWZ der Ostsee steht der modifizierte BQI-Index zur Verfügung. Für die Küsten- und Übergangsgewässer der Nordsee stehen das M-AMBI-Bewertungsverfahren sowie das Ästuartypie-Verfahren (AeTV) bzw. die zugrundeliegenden Indizes (M-AMBI, AeTI) zur Verfügung. Nach den Vorgaben der WRRL wurde für den Wasserkörper Helgoland das MarBIT-Bewertungsverfahren angepasst und die biologische Qualitätskomponente Makrozoobenthos mit Hilfe des MarBIT-Index ausgewertet (Helgoland-MarBIT-Modul).

Generell sind die Untersuchungsmethoden auf die Berechnung von Indizes auszurichten, die regulär im Rahmen bestehender Messprogramme genutzt werden, um den Vergleich mit Referenzwerten (Vorlaufdaten) zu ermöglichen. Da die Anwendbarkeit/Eignung der oben genannten Bewertungssysteme im Zusammenhang mit Ölkontaminationen jedoch bislang nicht ausreichend nachgewiesen ist, sind diese im Rahmen eines Schadstoffunfall-Monitorings lediglich ergänzend zu berücksichtigen. Die Einschätzung des Regenerationszustandes erfolgt gebietspezifisch auf der Basis aller erfassten Parameter (siehe oben). Weiterführende Informationen hierzu sind dem BLMP-Kennblatt Makrozoobenthos zu entnehmen.

7.6 Kennblatt Fische



Relevanz

Fische sind in allen Regionen von Nord- und Ostsee anzutreffen. Daher zählen Fische nach einem Schadstoffunfall potenziell zu den Opfern einer Meeresverschmutzung. Die Monitoringpraxis hat aber gezeigt, dass nach Ölundfällen ein konkreter Nachweis einer Schädigung von Fischbeständen oftmals nicht zu führen war. Selbst wenn diese vorliegt, können sich große und häufig kommerziell genutzte Fischbestände relativ schnell von einer Schädigung erholen.

Aus naturschutzfachlicher Sicht wären die in der FFH-Richtlinie aufgeführten und die Rote-Liste-Arten besonders relevant für ein Monitoring nach einem Schadstoffunfall. Hierzu zählen Fluss- und Meerneunaugen, Aal/Maifisch, Finte, Nordseeschnäpel und Stör. Allerdings erscheint ein Monitoring dieser Arten, aufgrund ihres seltenen Vorkommens, nicht praktikabel. Nur im Ausnahmefall, wenn beispielsweise ein lokales Laichbiotop (z. B. der Finte) von Öl verschmutzt ist, erscheinen Untersuchungen angebracht. Von den genannten Arten ist die Finte am häufigsten in Küstengewässern anzutreffen.

Empfindlichkeit gegenüber einem Schadstoffunfall

Fische können nach einer Ölhavarie direkt betroffen sein durch:

- die Aufnahme von Öltropfen und/oder verunreinigten Beuteorganismen
- die Aufnahme von gelösten Kohlenwasserstoffen über die Kiemen bzw. andere Organe (z. B. Haut)
- die Beeinträchtigung der Lebensfähigkeit von Fischeiern und der Überlebensrate von Fischlarven

Darüber hinaus können Fische auch indirekt betroffen sein durch:

- Schadstoffunfall-induzierte Veränderungen des genutzten Habitats (z. B. Verlust von Laichsubstrat wie Makrophyten oder Steine/Blöcke)
- den Verlust benthischer oder pelagischer Nahrungsorganismen

Bei einem Schadstoffunfall in küstenfernen und offenen Meeresgebieten mit größerer Wassertiefe (> 20 m) ist anzunehmen, dass mobile Fischarten den verschmutzten Bereich meiden. Mit einem größeren Fischsterben ist nicht zu rechnen. Ein spezielles Fisch-Monitoring ist daher i. d. R. nicht begründet. In flachen oder geschützten Meeresgebieten ist aber mit subletalen bis zu akuten Schäden zu rechnen.

Juvenile Fische, Larven und Eier reagieren am empfindlichsten auf Öl und andere Schadstoffe. Die Erfassung von Schäden bei diesen Lebensstadien ist jedoch grundsätzlich schwierig.

Viele Fischarten produzieren eine hohe Anzahl an Eiern und sind somit in der Lage, sich an plötzlich ändernde Umweltbedingungen sowie auch an schadstoffinduzierte Bestandsverluste anzupassen. Selbst wenn Larven oder juvenile Stadien von erhöhter Mortalität durch einen Schadstoffunfall betref-

fen sind, muss sich dies nicht unbedingt auf den Bestand an adulten Fischen auswirken bzw. als Veränderung der Population der adulten Fische zu erkennen sein.

Parameter

Standardparameter:

- Gesamtindividuedichte pro Einheit (Zeit oder Fläche)
- Gesamtbiomasse pro Einheit (Zeit oder Fläche)
- Individuedichte pro Fischart
- Biomasse pro Fischart (ggf. Einzelgewichte)
- Längenverteilung pro Fischart

Zusatzparameter (je nach Fragestellung des Monitorings):

- Altersstruktur (Alterslesung an Gehörsteinen, Schuppen oder Kiemendeckel)
- Gonaden-Index (Reifegraderfassung nach ICES-Standard)
- Somatischer Leberindex
- Magenanalyse

Sofort-Monitoring

Ein speziell auf die Ökosystemkomponente Fische ausgerichtetes Sofort-Monitoring ist nicht erforderlich. Gleichwohl ist im Rahmen der Lageerkundung und des Spülsaummonitorings darauf zu achten, ob auffällig viele tote Fische angespült wurden. Bei angespülten Totfunden sind die Fischarten zu bestimmen und stichprobenhaft Exemplare für eine ggf. veterinärpathologische Untersuchung und für eine chemische Schadstoffanalytik zu sammeln. Eine Prüfung der Verfügbarkeit von Vorlauf- bzw. Referenzdaten über das von Verschmutzung betroffene Gebiet als ein Entscheidungskriterium für die Durchführung eines Langzeit-Monitorings sollte sich anschließen.

Langzeit-Monitoring

Es ist jeweils im Einzelfall zu prüfen und zu bewerten, ob zu erwarten ist, dass ein Fischmonitoring einen ursächlichen Zusammenhang zwischen ermittelten Populationsparametern und dem Schadstoffunfall aufzeigen kann. Für die Entscheidungsfindung sind Experten hinzuzuziehen, die fischereibezogene Vorlaufdaten, Informationen über betroffene Habitate, etc. auswerten.

Unter folgenden Voraussetzungen erscheint ein Monitoring von Fischen begründet (Beispiele):

- Der Schadstoffunfall ereignet sich in einem Ästuar/Übergangsgewässer in einem Zeitraum, in dem Laichwanderungen oder Laichaktivitäten stattfinden (besonderer Fokus auf naturschutzfachlich geschützte Arten).
- Laichhabitate von Substratlaichern (z.B. Makrophyten, Steine und Blöcke) sind verschmutzt bzw. nicht mehr für ein erfolgreiches Ablachen geeignet. Von einer Verschmutzung besonders betroffen wären Arten (z.B. Hering, Finte), die nur in einem lokal begrenzten Gebiet laichen.
- Die Ölverschmutzung betrifft ein flaches, relativ geschütztes Meeresgebiet mit eingeschränktem Wasseraustausch. Schadeffekte auf Populationsebene sind insbesondere zu Zeiten zu erwarten, in denen sensible Entwicklungsstadien (Eier, Larven, Jungfische) auftreten.

Methoden

Im Rahmen verschiedener regulärer Monitoringprogramme wird der Status der in Nord- und Ostsee vorhandenen, vorwiegend kommerziell genutzten Fischbestände umfassend erfasst und bewertet. In

den Übergangsgewässern der Nordsee wird das Fischartenspektrum als biologische Qualitätskomponente gemäß WRRL untersucht.

Bei einem Schadstoffunfall-Monitoring sind alle Monitoringmethoden (Fanggeräte, zeitlicher und räumlicher Aufwand, Probenbearbeitung) entsprechend den Standards der existierenden Monitoringprogramme zu übernehmen. Eine Übersicht der aktuellen Methodenstandards ist in Tab. 8 aufgelistet.

Tab. 8: Übersicht zu den nationalen Standards existierender Monitoringprogramme

Einsatzgebiet	Erfassungsmethodik	Umfang	Frequenz
Nordsee			
Küstennah (Übergangsgewässer)	– Hamenfischerei (Anker- bzw. Steerthamen mit 50mm Maschenweite abnehmend auf 6mm)	– 1 h vor bzw. nach Tidenwechsel, aber mindestens 2 - 3 h Holdauer jeweils 1x für die Ebb- und 1x für die Flutphase	2x pro Jahr jeweils Frühjahr und Herbst
Küstennah (Watt)	– kleine Baumkurre (StUK4-Standard mit 10mm Maschenweite Innensteert)	– 15 min Schleppzeit bei 3-4 kn	
Küstenfern	– große Baumkurre (StUK4-Standard mit 20 mm Maschenweite Innensteert) – pelagisches Schleppnetz (Standard: PSN205 mit 20 mm Maschenweite Innensteert)	– 30 min Schleppzeit bei 3 - 4 kn	
Ostsee			
Küstennah (innere und äußere Küstengewässer)	– Strandwade (1 - 5 mm Maschenweite) – Multimaschenstellnetz (HELCOM-Standard) – für die inneren Gewässer der Bodden und Haffe kleines Grundschleppnetz (2 - 3m Öffnungsweite, 0,5 - 1m Stauhöhe, ≤ 20mm Maschenweite im Steert)	– 3 Parallelhols pro 1 km Strandabschnitt bei 50 m - 100 m Schleplänge – Schicht aus 3 Multimaschenstellnetzen – 10 - 15 min Schleppzeit bei 3 - 4 kn, die Stationszahl muss das Untersuchungsgebiet repräsentativ abdecken	2 x pro Jahr jeweils Frühjahr und Herbst
Küstenfern	– demersales Windparktrawl (StUK4-Standard mit 20mm Maschenweite Innensteert) – pelagisches Schleppnetz (Standard: PSN205 mit 20 mm Maschenweite Innensteert)	– 30 min Schleppdauer bei 3 - 4 kn, die Stationszahl muss das Untersuchungsgebiet repräsentativ abdecken	

Bewertung

Die Bewertung von Fischgemeinschaften und Fischpopulationen erfolgt anhand von Zustandsindikatoren wie Abundanz, Biomasse und Längen- bzw. Größenverteilungen. Hinzu kommt die Erfassung von

Verbreitungsgebieten und -mustern. Auswirkungen menschlicher Aktivitäten (hier der Öl- oder Schadstoffunfall) auf spezifische Ökosystemkomponenten wie die Fische werden durch die Beziehung zwischen Belastungs- und Zustandsindikatoren beschrieben und bewertet. Dieser Ansatz wird ebenfalls von der MSRL verfolgt.

Die WRRL schreibt eine Überwachung der Qualitätskomponente Fische in den Übergangsgewässern der Nordsee mittels Hamenfischerei vor. Die Bewertung erfolgt nach dem speziell für Übergangsgewässer entwickelten Bewertungsansatz „FAT-TW“.

7.7 Kennblatt Vögel



Relevanz

See- und Küstenvögel sind auffällige Opfer von Ölverschmutzungen und eignen sich in besonderem Maße als Bioindikatoren für ein Schadstoffunfall-Monitoring auf See und entlang der Küste.

Empfindlichkeit

Die Empfindlichkeit von Meeresvögeln und ihrer Lebensräume gegenüber einem Ölunfall ist generell groß. Die Höhe der Empfindlichkeit variiert je nach Art/Artgruppe und Lebensraum.

Tab. 9: Empfindlichkeit von Seevogelarten der Nordsee gegenüber akuten Ölverschmutzungen (geändert nach Tasker & Pienkowski 1987)

Empfindlichkeit sehr hoch	Empfindlichkeit hoch	Empfindlichkeit mäßig
Seetaucher	Basstölpel	Eissturmvogel
Eiderente	Kormoran	Zwergmöwe
Trauerente	Dreizehenmöwe	Lachmöwe
andere Meereseenten	Skua	Sturmmöwe
Brandente	Krabbentaucher	Heringsmöwe
Trottellumme	Limikolen im Sommer	Silbermöwe
Tordalk		Mantelmöwe
andere Alken		Seeschwalben
		Limikolen im Winter

Sofort-Monitoring

Gerade bei Vögeln ist unmittelbares Einleiten des Sofort-Monitorings wichtig, weil Vögel die augenscheinlichsten und zumeist die ersten sichtbaren Opfer eines Ölunfalles sind. Diese Tiergruppe findet daher auch in der Öffentlichkeit ein besonderes Interesse.

Maßnahmen des Sofort-Monitorings und die Verweise auf Formblätter richten sich nach Camphuysen et al. (2007, <http://www.oiledwildlife.eu/birds/publications/handbook-oil-impact-assessment-seabirds>).

Tab. 10: Empfindlichkeit von Lebensräumen, die von Vögeln genutzt werden, gegenüber einer Verschmutzung mit Öl und Ölderivaten.

Lebensraumeigenschaft	Winter (Dez–Feb)	Frühling (März–Mai)	Sommer (Juni–Aug)	Herbst (Sept–Nov)
Überwinterungsgebiete für See- und Küstenvögel	4	3	0	2
Nahrungsgründe für ziehende See- und Küstenvögel	2	4	2	4
Brutgebiete für See- und Küstenvögel	2	4	4	1
Mausergebiete für Seevögel	0	0	4	0
Bewertungsstufen				
4 = sehr hohe Empfindlichkeit	3 = hohe Empfindlichkeit	2 = moderate Empfindlichkeit	1 = geringe Empfindlichkeit	0 = keine Empfindlichkeit

Im Rahmen eines Sofort-Monitorings sind im Wesentlichen Maßnahmen relevant, die sich mit der Erfassung verörter Vögel, mit der Erfassung potenziell von dem Öl bedrohter Vogelbestände und dem Sammeln von Unfallopfern für Autopsie-Untersuchungen beschäftigen:

Lageerkundung um den räumlichen und zeitlichen Arbeitsumfang der folgenden Tage sowie den Handlungsablauf des Sofort-Monitorings abzuschätzen.

Erfassung der Anzahl der im Gebiet vorhandenen Vögel durch boden- und ggf. flugzeugbasierte Kartierungen.

Erfassung der Anzahl der brütenden und/oder rastenden Vögel im Schadstoffunfallgebiet und in den Randbereichen. Hier können ggf. schon vorhandene Zählergebnisse genutzt werden, wenn sie zeitnah erhoben worden sind.

Erfassung der Anzahl der betroffenen Vögel an der Küste (Todfunde und verölte Vögel) durch Spülsaum-Monitoring, ggf. ergänzt durch flugzeugbasierte Zählungen (z. B. Außensände)

- Für das Spülsaum-Monitoring sind die Länder zuständig, in Schleswig-Holstein das LKN-SH, in Niedersachsen der NLWKN. Für Mecklenburg-Vorpommern besteht bisher kein eigenes Regelwerk.
- Die Spülsäume müssen täglich kontrolliert werden und die Anzahl toter sowie verörter noch lebender Vögel entsprechend der Vorgaben der zuständigen Behörden registriert werden. Hierbei können auch Erfassungen vorhandener Rastbestände (als potenzielle Ölopfere) stattfinden.
- Eventuell vorhandene Vogelringe (Metall- und Farbringe) sind zu bergen und die Ringdaten sind zu notieren zwecks Herkunfts- und Altersermittlung der betroffenen Tiere. Die Ringdaten sind an die Beringungszentrale Hiddensee (in Mecklenburg-Vorpommern) oder die Beringungszentrale Helgoland (außerhalb Mecklenburg-Vorpommern) zu senden. Die genaue Platzierung von Farbringen (welches Bein, Anordnung der Ringe) muss notiert werden (Beweisfoto wenn möglich erstellen).

Schätzung der tatsächlichen Anzahl der betroffenen Vögel durch Driftexperimente

- Um das Ausmaß der tatsächlich betroffenen Vögel abzuschätzen, ist nach Möglichkeit ein Driftexperiment mit markierten Vogelattrappen oder sonstigen markierten Schwimmkörpern unmittelbar nach Eintritt des Schadstoffunfalls durchzuführen. Die Attrappen sollen per Flugzeug oder Schiff ausgebracht werden und entlang eines definierten Küstenabschnitts im Rahmen des Spülsaum-Monitorings miterfasst werden.

Auf sammeln verölter Vögel (inkl. Datenaufnahme)

- Tägliches Einsammeln verölter toter Vögel und der Körper des Driftexperiments; Aufnahme von Basisdaten im Feld (mindestens Datum und Küstenabschnitt).
- Um die Vergleichbarkeit mit Vorlaufdaten zu gewährleisten, sind auf jeden Fall vordefinierte Strandabschnitte z. B. aus dem TMAP Spülsaummonitoring abzusuchen.
- Verölte Vögel können weit verdriften oder aktiv fliegen bevor sie tot oder geschwächt an die Küste kommen. Deshalb ist ein großräumiges Absuchen von Küsten zu organisieren und ggf. das Vorgehen mit Nachbarländern abzustimmen.
- Zur Beweissicherung, dass die Vögel wirklich aufgrund des Schadstoffunfalls gestorben sind, sind Proben verölten Gefieders von gestrandeten Vögeln für die chemische Analytik des Öls zu nehmen. Das zuständige Labor für die chemische Identifizierung der Verursacher von Ölverschmutzungen ist dem BSH zugeordnet.

Autopsie inkl. Datenaufnahme

- Eine Autopsie bei einer repräsentativen Stichprobe der betroffenen Vogelarten liefert wichtige Informationen über die Todesursache und dient der Bestimmung der Geschlechts- und Altersverteilung sowie ggf. die Populationszugehörigkeit der Vögel.
- Bei einer großen Anzahl von Ölopfern sollte genügend Tiefkühlkapazität zur Lagerung der Kadaver gewährleistet sein.
- Eine Ölprobe ist jedem Kadaver zu entnehmen, der zur Autopsie vorgesehen ist.
- Bei jedem untersuchten Kadaver ist zu dokumentieren: Funddatum/Fundort/Art/Alter/Geschlecht/Todesursache/Verölungsgrad/Kondition/Mauserzustand/Mageninhalt/biometrische Daten/ggf. Populationszugehörigkeit/Ölprobennahme.
- Vorlagen von Formblättern und Bestimmungshilfen finden sich als technische Dokumente in Camphuysen et al. (2007): <http://www.oiledwildlife.eu/birds/publications/handbook-oil-impact-assessment-seabirds>)

Langzeit-Monitoring

Durch Langzeit-Monitoring sollen die Einflüsse eines Schadstoffunfalls auf die Population der betroffenen Vogelarten bewertet werden. Mit einer Ausnahme (**Messung des PAK-Gehalts in Vogeleiern**) sind alle unten aufgeführten Programme bereits etabliert und werden in regelmäßig durchgeführten, internationalen Monitoring-Programmen umgesetzt. Die darin gesammelten Daten können ggf. als Vorlaufdaten nach einer Ölhavarie genutzt werden.

Messung des PAK-Gehalts in Vogeleiern

Im Rahmen des TMAP und des Biota-Monitorings der Umweltprobenbank werden an wenigen Stationen in der Nord- und Ostsee Schadstoffgehalte in Vogeleiern gemessen. Aromatische Kohlenwasserstoffe zählen dabei nicht zum Untersuchungsumfang. Es wird daher empfohlen, nach einem Schad-

stoffunfall an bereits überwachten und ggf. neuen Brutvogelkolonien auch den Gehalt an Aromaten, vornehmlich PAK, zu ermitteln.

Bestehende Monitoringprogramme:

- Spülsaum-Monitoring
- Rastvogel-Monitoring
- Brutvogel-Monitoring
- Monitoring des Bruterfolgs

Genauere Informationen über die Inhalte einzelner Monitoringprogramme zur Vogelfauna sind den im Anhang II des Untersuchungskonzeptes (IfAÖ 2016) enthaltenen Tabellen (Tab. 7, Tab. 13 – Tab. 19) zu entnehmen.

Laufende internationale Monitoring-Programme

Im Rahmen verschiedener überregionaler Monitoring-Programme wird der Status von Vögeln an der Nord- und Ostsee bereits erfasst und bewertet. Genauere Informationen über die Umsetzung der einzelnen Monitoring-Programme in Deutschland sind im Abschnitt Langzeit-Monitoring und im Anhang II (separat) (Tab. 7, Tab. 13 – Tab. 19) des Untersuchungskonzeptes (IfAÖ 2016) zu finden.

MSRL

- Abundanz und Verbreitung See- und Küstenvögel (Nordsee)
- Bruterfolg See- und Küstenvögel Nordsee
- Abundanz und Verbreitung See- und Küstenvögel (Ostsee)

Weitere Informationen zum MSRL-Monitoring finden sich unter <http://mhb.meeresschutz.info/de/monitoring/uebersicht.html>

HELCOM

- Sub-programme: Marine breeding birds abundance and distribution
- Sub-programme: Marine wintering birds abundance and distribution

Weitere Informationen zum Monitoring unter HELCOM finden sich unter <http://helcom.fi/action-areas/monitoring-and-assessment/monitoring-manual/birds/>

OSPAR

- EcoQ 3.1. Proportion of oiled common guillemots among those found dead or dying on beaches
- EcoQ 3.2. Mercury and organohalogen concentrations in seabird eggs

(http://www.ospar.org/documents/dbase/publications/p00307/p00307_ecoqo%20handbook%202009%202nd%20edition.pdf)

- OSPAR hat auch Bruterfolgs- und Abundanz-Indikatoren, die ggf. zur Bewertung genutzt werden können (siehe hierzu z. B. ICES (2016).

Weitere Informationen zum Monitoring unter OSPAR finden sich unter <http://www.ospar.org/work-areas/cross-cutting-issues/cemp>

TMAP

- Breeding success
- Number and distribution of breeding birds

- Contaminants in bird eggs
- Numbers of migratory birds
- Beached Bird Surveys

Weitere Informationen zum Monitoring unter TMAP finden sich unter <http://www.waddensea-secretariat.org/monitoring-tmap>

Rehabilitation

Wenn verölte lebende Vögel an ein Rehabilitationszentrum übergeben werden, sind die Art und Anzahl der zur Rehabilitation eingelieferten, der behandelten, der frei gelassenen und der überlebenden Vögel zu erfassen. Die Ermittlung der Überlebensrate nach Freilassung der Tiere (Post-Release Survival) erfolgt durch Beringung der Tiere und ggf. Telemetrieuntersuchungen.

Bewertung

Bewertung Sofort-Monitoring

Das im Rahmen des Sofort-Monitorings durchgeführte Spülsaum-Monitoring zur Erfassung verölter Vögel bietet die schnellste Möglichkeit, die Schwere der Betroffenheit einzelner Arten zu bewerten. Das Spülsaum-Monitoring kann im Zusammenhang mit veterinärpathologischen Untersuchungen und einem Driftexperiment zur Auswirkungsbewertung herangezogen werden.

Bewertung aufgrund von Roten Listen

Durch Abgleich der geschätzten Anzahl verölter Vögel einer Art nach einer Ölhavarie mit den Gefährdungseinstufungen nach der Roten Liste der Brutvögel Deutschlands/der Bundesländer und der Roten Liste der wandernden Vogelarten Deutschlands (Hüppop et al. 2013) kann eine Bewertung der Folgeschwere für die Populationen dieser Art abgeschätzt werden.

Bewertung aufgrund von Rastzahlen biogeographischer Populationen (1%-Kriterium):

Ein Feuchtgebiet ist u. a. dann von internationaler Bedeutung, wenn es regelmäßig 1 % der biogeographischen Population einer Wasservogelart beherbergt. Ist bei einem schweren Schadstoffunfall ein Gebiet betroffen, welches das 1%-Kriterium für eine Vogelart erfüllt, ist von einer besonderen Gefährdung dieser Wasservogelart auszugehen.

Bewertung Langzeit-Monitoring

Für eine Bewertung der Auswirkungen eines Ölunfalls auf See- und Küstenvögel sind in erster Linie Daten aus den verschiedenen Monitoring-Programmen vor dem Schadstoffunfall mit Daten nach dem Unfall zu vergleichen.

7.8 Kennblatt Marine Säuger



Relevanz

Nach einem Schadstoffunfall stellen ausgetretene Substanzen eine unmittelbare und zum Teil auch längerfristige Bedrohung für Meeressäugerarten dar. Dies gilt auf Individuenebene (unmittelbarer Effekt), kann sich aber auch auf die Populationsebene (langfristiger Effekt) ausweiten. In deutschen Gewässern sind die dominanten Meeressäugerarten der Schweinswal, der Seehund und die Kegelrobbe.

Empfindlichkeit

Meeressäugerarten sind langlebig, reproduzieren sich langsam, bringen verhältnismäßig viel Fürsorge für ihre Jungtiere auf und befinden sich an oberster Position des Nahrungsnetzes. Daher sind sie, insbesondere auf Populationsebene, durch Verschmutzungen im Zusammenhang mit Schadstoffunfällen bedroht. Kegelrobben und Seehunde sind tendenziell anfälliger für eine Ölkontamination als Schweinswale.

Parameter

Im Falle eines Schadstoffunfalls sind folgende Parameter in Bezug auf Meeressäuger zu untersuchen:

- Anzahl und räumliche Verbreitung von Meeressäugern auf Artniveau
- Anzahl und räumliche Verbreitung kontaminierter Meeressäuger auf Artniveau
- Anzahl und räumliche Verteilung toter Meeressäuger im Spülsaum inkl. Kontaminationsgrad mit dem Schadstoff
- Kondition, Geschlecht, Alter, Todesursache, Verölunggrad, Mageninhalt, biometrische Daten, Gesundheitszustand, Schadstoffbelastung und Populationszugehörigkeit tot aufgesammlter Meeressäuger
- Chemische Zusammensetzung des am Fell bzw. auf der Haut anhaftenden Schadstoffes

Sofort-Monitoring

Nach Eintritt eines Schadstoffunfalls sollte der Fokus auf folgenden Maßnahmen liegen:

- Abschätzung der Überschneidung der Kontamination mit den aktuellen Meeressäugervorkommen: flugzeuggestützte Erfassung, Konsultation von Experten und Vorlaufdaten, um das regional-saisonale Vorkommen einzugrenzen
- Erfassung von durch Schadstoffe geschwächten und toten Tieren an der Küste. (ggf. mit Spülsaum-Monitoring von Vögeln kombinierbar)
- Erfassung von sichtbar kontaminierten Tieren durch flugzeug- oder ggf. schiffbasierte Erfassungen der Rastbestände (haul-out sites)
- Prüfung der Betroffenheit von Gebieten, in denen Konzentrationen von nahrungssuchenden Meeressäugern bekannt sind: Sylter Außenriff, Borkum Riffgrund und Doggerbank

- Veterinärpathologische Untersuchung der Totfunde. Bei jedem Kadaver ist zu dokumentieren: Funddatum/Fundort/Art/Alter/Geschlecht/Todesursache/Verölungsgrad/Kondition/Mageninhalt/biometrische Daten/ggf. Populationszugehörigkeit/Ölprobennahme.

Langzeit-Monitoring

- Bestandserfassungen (flugzeug- oder ggf. schiffbasierte Erfassung sowie landbasierte Zählungen z.B. auf Helgoland). Bei Robben sind insbesondere Zählungen zur Wurfzeit wichtig, damit Auswirkungen auf die Reproduktion detektiert werden können.
- Erhebung der Schadstoffbelastung im Körper durch veterinärpathologische Untersuchungen an Totfunden und die Beprobung von lebenden Tieren
- Besenderung von Tieren (Seehund, Kegelrobbe) und akustisches Monitoring (Schweinswalen) zur Ermittlung von Habitatnutzungsverschiebungen
- Messung der Schadstoffkonzentrationen der Nahrung von Meeressäugtieren

Laufende Monitoringprogramme

MSRL:

- Linien-Transekterfassungen von Meeressäugtieren (Nord- und Ostsee) zur Ermittlung von Verbreitung und Populationsgröße
- Stationäres, akustisches Monitoring zur Ermittlung von Verbreitung und Populationsgröße von Schweinswalen
- Erfassung der Totfunde von marinen Säugetieren, zum Teil auch veterinärpathologische Untersuchungen

Weitere Informationen zum Meeressäugermonitoring im Rahmen des BLMP finden sich unter <http://mhb.meeresschutz.info/de/kennblaetter/neue-kennblaetter/details/pid/30.html>

TMAP:

- International koordinierte Bestandserfassungen von Kegelrobben und Seehunden werden im Wattenmeer von verschiedensten Institutionen durchgeführt und von der TSEG koordiniert.

Weitere Informationen zum Monitoring unter TMAP finden sich unter <http://www.waddensea-secretariat.org/monitoring-tmap>

Weitere Erfassungsprogramme:

- Kegelrobbenuntersuchungen (Wiederbesiedlung) in der Ostsee (Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie in Mecklenburg-Vorpommern).
- Erfassung der Robbenbestände auf Helgoland durch Seehundjäger, Verein Jordsand und Gemeinde.

Methoden

- Bestandserfassung vom Flugzeug, Schiff oder von Land aus
- Telemetrie
- Langzeithydrophonaufnahmen
- Biometrie
- Veterinärpathologische Untersuchungen
- Toxikologische Untersuchungen an Gewebeproben (inkl. Blut)

Bewertung

Nach einem Schadstoffunfall können zur Abschätzung der Umweltauswirkungen Basisdaten über die entsprechenden Institutionen zur Bewertung herangezogen werden. In Synthese mit Monitoringdaten, die nach einem Schadstoffunfall erhoben werden, ist eine begrenzte Interpretation hinsichtlich der Bewertung der Auswirkungen des Unfalls möglich. Die reinen Zählraten aus flug- und schiffsbasierten sowie akustischen Erfassungen lassen jedoch durch methodische Restriktionen nur bedingt Bewertungen hinsichtlich der Auswirkungen zu. Hier können allenfalls sehr deutliche Bestandsschwankungen detektiert werden. Die Interpretation wird dadurch beschränkt, dass die genaue Abgrenzung der verschiedenen Säugerpopulationen und die natürlichen Wanderungsbewegungen noch nicht abschließend untersucht sind.

Insbesondere das Totfund-Monitoring kann im Zusammenhang mit veterinärpathologischen Untersuchungen zur Auswirkungsbewertung herangezogen werden. Ölkontamination an toten Tieren lässt sich nachweisen und mit gesteigerten Totfundzahlen in Verbindung bringen.

Daher können ein dezidiertes Totfund-Monitoring und umfassende veterinärpathologische Untersuchungen nach einer Havarie den methodischen Schwerpunkt eines Monitorings bilden.

7.9 Kennblätter Lebensräume

Die folgenden Kennblätter behandeln das Schadstoffunfall-Monitoring in unterschiedlichen Lebensräumen/Habitaten von Nord- und Ostsee. Die Auswahl umfasst verbreitet vorkommende Lebensräume, die zudem aus Gründen des Natur- und Artenschutzes von Bedeutung sind. Gemäß FFH-Richtlinie sind alle diese Lebensräume von gemeinschaftlichem Interesse, so dass sie regional auch als FFH-Schutzgebiete ausgewiesen sind. Einige der ausgewählten Lebensräume zählen außerdem zu den von OSPAR und/oder HELCOM ausgewiesenen bedrohten Habitaten (Tab. 11).

Als Ergänzung der lebensraumbezogenen Kennblätter sind das Kennblatt Allgemeine Handlungsanweisungen Schadstoffunfall-Monitoring (Kap. 7.1) sowie, in Abhängigkeit von den Untersuchungsparametern, komponentenspezifische Kennblätter (7.2 - 7.8) als Monitoringanweisungen zu nutzen.

Tab. 11: Kennblätter Lebensräume – Vorkommen in Nord- und Ostsee und Schutzkategorien

Kennblätter	Nordsee		Ostsee		Schutzkategorie
	Habitat/Bemerkungen	Meereszone	Habitat/Bemerkungen	Meereszone	
Seegraswiesen	meist im Wattenmeer unter Gezeiteinfluss	Küstengewässer, Übergangsgewässer	meist ufernah unterhalb der Wasserlinie	AWZ Küstengewässer	§30 BNatSchG OSPAR HELCOM
Muschelbänke	eulitorale und sublitorale Miesmuschel-Bänke im Wattenmeer	Küstengewässer, Übergangsgewässer	sublitorale Miesmuschel-Bänke	AWZ Küstengewässer	§30 BNatSchG (sofern als Riff im Sinne der FFH-RL def.) FFH-LRT 1170 (nur sublitorale Muschelbänke) OSPAR
Sandbänke (ständig von Wasser bedeckt)	sandig bis kiesige Erhebungen vom Meeresboden; typische MZB-Gemeinschaft	AWZ Küstengewässer	sandig bis kiesige Erhebungen vom Meeresboden; typische MZB-Gemeinschaft	AWZ Küstengewässer	§30 BNatSchG FFH-LRT 1110 HELCOM
Eulitorale Watten (Sand-, Schlick-, Mischwatten)	Wattenmeer	Küstengewässer, Übergangsgewässer	Windwatten, Nehrungshaken, u.ä.	Küstengewässer	§30 BNatSchG FFH-LRT 1140 sowie FFH-LRT 1310 & 1320 OSPAR HELCOM
Riffe	mineralische oder biogene Hartsubstrate im Eu- oder Sublitoral	AWZ Küstengewässer, Übergangsgewässer	mineralische oder biogene Hartsubstrate im Sublitoral; häufig mit Makrophyten	AWZ Küstengewässer	§30 BNatSchG FFH-LRT 1170 (bei biogenen Hartsubstraten nur sublitorale als LRT 1170 definiert)

Kennblätter	Nordsee		Ostsee		Schutzkategorie
	Habitat/Bemerkungen	Meereszone	Habitat/Bemerkungen	Meereszone	
					HELCOM
Uferzone/Strände	enthält ggf. einjährige Spülsäume Kies- und Geröllstrände	Küstengewässer, Übergangsgewässer	einjährige Spülsäume, Kies- und Geröllstrände (Steilküsten)	Küstengewässer	§30 BNatSchG (sofern als Strandwall vorkommend) FFH-LRT 1210 FFH-LRT 1220 sowie (sofern Steilküste) kann FFH-LRT 1230 enthalten sein
Salzwiesen	Salztolerante Vegetation Übergang Gezeitenzone- Land; Zonierung	Küstengewässer, Übergangsgewässer	Salztolerante Vegetation Übergang Land – Meer; kleinflächige Verbreitung	Küstengewässer	§30 BNatSchG FFH-LRT 1330, 1320 & 1330

7.9.1 Kennblatt Seegraswiesen



Relevanz

Seegraswiesen reagieren gegenüber Verschlechterungen in der sie umgebenden Umwelt sehr störanfällig, bilden sich zurück oder verschwinden ganz. Seegraswiesen sind daher nützliche Indikator-Gemeinschaften für die Gesundheit und Beständigkeit eines Küstenökosystems. Sie sind Lebensraum für eine Vielzahl assoziierter Organismen, die u. U. sensitiver auf Ölfälle reagieren als das Seegras selbst und daher mit betrachtet werden sollten.

Zwei Seegrasarten kommen in der deutschen Nord- und Ostsee vor: Das Kleine (Zwerg-) Seegras *Zostera noltei* und das Große (Gewöhnliche) Seegras *Zostera marina*. Diese bilden in der **Nordsee** im Wattenmeer mehr oder weniger dichte Wiesen aus. Die flächenmäßig größten und dichtesten Seegrasvorkommen wachsen im nordfriesischen Teil des Wattenmeeres, die Seegrasvorkommen in Dithmarschen und Niedersachsen sind kleiner und weniger dicht. In der **Ostsee** wächst das Große Seegras im Sublitoral nahezu entlang der gesamten Küstenlinie Schleswig-Holsteins und Mecklenburg-Vorpommerns in Wassertiefen von < 1 m bis zu 10 m. Der Verbreitungsschwerpunkt des Großen Seegrases liegt zwischen 1 und 3 m Wassertiefe. Das Kleine Seegras ist entlang der schleswig-holsteinischen Ostseeküste bevorzugt in flachen Buchten und expositionsgeschützten Küstenabschnitten verbreitet. An der Außenküste Mecklenburg-Vorpommerns tritt das Zwergseegras nur sporadisch auf, hingegen stärker in inneren Küstengewässern mit Schwerpunkt oberhalb 1 m (v. a. Wismar-Bucht, Salzhaff, Greifswalder Bodden).

Empfindlichkeit

Das Große Seegras wird häufig als Bioindikator zur Ermittlung von Schadefekten einer Öl-Exposition verwendet. Die Auswirkungen variieren zwischen geringfügigen bis schweren Effekten in Abhängigkeit von der Wassertiefe, dem Öl-Typ sowie den umgebenden lokalen Bedingungen. Die Mehrheit der Studien dokumentiert jedoch nur einen minimalen Einfluss auf die Pflanze selbst, mit Ausnahme von Schwarzfärbung der Blätter sowie einer Reduktion der Wachstumsraten. Allerdings kann Öl einen maßgeblichen Effekt auf die assoziierte Seegrasfauna im und auf dem Boden sowie auf den Seegrassblättern haben.

Die periodisch trockenfallenden Seegraswiesen in der Gezeitenzone des Wattenmeeres sind potenziell am stärksten von den Folgen eines Schadstoffunfalls bedroht. Im Fall einer Ölhavarie können die Seegräser, durch eine akute Exposition mit toxischen Ölkomponenten oder eine Überdeckung durch Öl absterben. Gleiches gilt auch für die Begleitfauna und -flora. Die Wirksamkeit eines möglichen „Spüleffekts“ durch die Gezeitenströme wird u. a. von der Lage der Seegraswiese bestimmt. In geschützten Küstenabschnitten mit einem geringen Energieeintrag können Öle über einen längeren Zeitraum einwirken. Dringt Öl in das Sediment ein, ist mit einer toxischen Kontamination durch Aufnahme über die Seegraswurzeln zu rechnen. Indirekt betroffen davon sind beispielsweise auch Vögel (wie z. B. die

Ringelgans und Pfeifente), die sich von Seegräsern ernähren. Säuberungsaktivitäten in kontaminierten Bereichen können insbesondere physikalische (mechanische) Schäden in Seegraswiesen verursachen.

In sublitoralen Seegrasgemeinschaften der Ostsee hängt das Schadpotential des sich verteilenden Öls im hohen Maße von der Wasserbewegung (Wellenschlag) bzw. der Durchflussrate des Wassers durch die Seegraswiese (Strömungsintensität) sowie von der Wassertiefe und der Art und Weise wie sich das Öl verteilt ab. Mit zunehmender Wassertiefe nimmt die Gefährdung der Seegräser ab, da natürlich dispergiertes Öl überwiegend im oberen Bereich des Pelagials verweilt.

Parameter

Luftbildaufnahmen, insbesondere Vertikalaufnahmen und georeferenzierte Luftbildaufnahmen, helfen bei der Definition/Erkennung des beeinflussten Gebietes sowie bei der Auswahl des Untersuchungsgebietes.

Um Auswirkungen auf den Bestand an Seegraswiesen zu erfassen, sollte sowohl in betroffenen als auch in vergleichbaren Referenzwiesen ein Monitoring mit der entsprechenden WRRL-Methode erfolgen (Ausbreitung, Dichte, Artzusammensetzung in der Nordsee; Tiefengrenze und Konkurrenz durch Opportunisten in der Ostsee). Hierzu gibt es Referenzdaten aus den Vorjahren. Durch Vergleich der weiteren Entwicklung mit der in Referenzwiesen können Effekte dem Schadstoffunfall zugewiesen werden. Zusätzlich werden in den betroffenen Wiesen weitere Parameter gemessen/dokumentiert und mit Messungen in ähnlichen, nicht betroffenen Referenzwiesen verglichen:

- Beschaffenheit/Zustand des Seegrases (Beschreibung der Seegrassprosse und Blätter, wie z.B. Verfärbungen oder Blattverlust)
- Sammeln/Zählen von (auch toten) Benthosorganismen (inkl. Muscheln) für die qualitative Erfassung betroffener Arten und zur Dokumentation/Beweisführung des Schadens
- Abundanz der Epifauna (insbesondere Watt- und Strandschnecken)
- Abundanz der Infauna (insbesondere Vorkommen von Herzmuscheln und von opportunistischen Borstenwürmern), Beprobung mittels Stechrohr/Kasten

Sofort-Monitoring

- Lageerkundung und Bewertung, ob Seegraswiesen im Eulitoral und flachen Sublitoral konkret oder potenziell bedroht sind
- Zeitgleich stattfindende Suche und Analyse geeigneter Referenzflächen (siehe Kennblatt Makrophytobenthos) zur Einschätzung der durch die Kontamination verursachten Schadenswirkung sowie zur Überwachung des Regenerationsprozesses
- Im Falle einer drohenden Kontamination sollte die erste Probenahme so früh wie möglich erfolgen, d.h. nach Möglichkeit bevor ein Ölteppich auf die Seegraswiese trifft, um notwendige Referenzdaten für das spätere Monitoring (nach Kontamination) zu erhalten.
- Beprobung der In- und Epifauna in verschmutzten und Referenzwiesen
- Dokumentation des Schadensgrades in verschmutzten Bereichen
- Bei einer schweren Verschmutzung sollte die auf das Sofort-Monitoring folgende Untersuchung einschließlich Probenahme relativ kurzfristig wiederholt werden (ca. 7 - 10 Tage nach dem Schadstoffunfall), um die akut toxischen Schäden (z.B. Absterben von Muscheln und anderer Biota) zu erfassen.
- Das Ausmaß der Schädigung ist durch Fotos zu dokumentieren.

Langzeit-Monitoring

- Die Entwicklung des betroffenen Seegrases sollte in den Folgejahren nach Methode des jeweiligen Landesmonitorings verfolgt werden (Beprobung im Sommer, im Watt durch 3malige Befliegung sowie Begehung, in der Ostsee UW-Video und Tauchuntersuchungen) und mit der Entwicklung von solcherart ebenfalls erfassten Referenzflächen verglichen werden. Das Parameterset ist um zusätzliche Parameter zu ergänzen (s. o. „weitere Parameter“ und Tab. 12).
- Die Häufigkeit und Dauer der Monitoring-Untersuchungen werden maßgeblich vom Öltyp und der Art des kontaminierten Lebensraums bestimmt.
- In Verbindung mit der zweiten Untersuchung sind Proben des assoziierten Sediments für die chemische Analytik und Korngrößenanalyse zu nehmen. Bei anhaltender Sedimentkontamination ist auch der Schadstoffgehalt in Biota (vorzugsweise Miesmuschel, ggf. auch im Boden lebende Muschelarten) zu bestimmen.
- Ab dem zweiten Jahr sind mindestens einmal jährlich Untersuchungen des kontaminierten Areals sowie in einem repräsentativen Referenzgebiet durchzuführen.
- Bei zweimaliger Beprobung im Jahr sollte die Entwicklung des Seegrases und assoziierter Fauna entsprechend im Frühjahr (Mai) und Sommer (August) untersucht werden.

Das Langzeit-Monitoring zur Dokumentation möglicher Effekte eines Schadstoffunfalls auf die Lebensgemeinschaft Seegraswiese kann beendet werden, wenn a) die Seegrasgemeinschaft des ehemals kontaminierten Gebietes in Ausprägung und Artenzusammensetzung dem Referenzgebiet entspricht oder b) der Zustand der Seegrasgemeinschaft des ehemals kontaminierten Gebietes mit einem dokumentierten Referenzzustand des Gebietes vor dem Schadstoffunfall vergleichbar ist.

Methoden

Aufgrund der unterschiedlichen Ausprägung, Verteilung und Tiefenverbreitung der Seegrasbestände in der Nord- (Eulitoral) und Ostsee (Sublitoral) werden im Falle eines Schadstoffunfalls unterschiedliche Monitoring-Methoden eingesetzt (vgl. Tab. 12).

Tab. 12: Darstellung der Methoden, Parameter, Untersuchungsfrequenzen sowie der Bewertungs- und Verfahrensgrundlagen zur Untersuchung von Seegrasbeständen bei einem Schadstoffunfall

	Eulitoral (Nordsee)	Sublitoral (Ostsee)
Methoden und Parameter	Erfassung durch Befliegung in Verbindung mit einer Bodenkartierung <u>Flugkartierung</u> <i>Parameter:</i> – Lage – Seegras-Bedeckungsgrad: Erfassung in Bedeckungsklassen > 5% und > 20% Seegrasbedeckung des betrachteten Wattbodens in SH, > 5 % in Niedersachsen – Bedeckung durch opportunistische Algenmatten, Erfassung in Bedeckungsklassen > 20 % Grünalgenbedeckung in SH, > 1 % in Niedersachsen	<u>Unterwasser-Videokartierung</u> – Erfassung der Tiefenverbreitung von <i>Zostera marina</i> (mindestens 5 Videotransekte pro Station bzw. Küstenabschnitt) – Erfassung der Seegrasbedeckung des Meeresbodens (%) <u>Tauchuntersuchungen</u> – bis zur Verbreitungsgrenze in definierten Tiefenabschnitten 0,25; 0,5; 0,75; 1,0; 1,5; 2,0 m; weiter in 1-m-Stufen. Pro Tiefenstufe werden jeweils 5 Kartierflächen (1 m ²) erfasst, die sich in einem Abstand von 5 bis 10 m zueinander befinden.

	Eulitoral (Nordsee)	Sublitoral (Ostsee)
	<p><u>Bodenkartierung</u></p> <ul style="list-style-type: none"> – Analyse der betroffenen Seegrasvorkommen bzw. der Dauermessstationen durch Umlaufen des Flächenumrisses mit GPS Punkten – Ablaufen/ Analyse von Quertransekten durch die Wiese (Dichte und Zusammensetzung <i>Z. marina</i> & <i>Z. noltei</i>) – Parameter: Flächenausdehnung – Artenzusammensetzung – Bedeckungsgrad Erfassung in Bedeckungsklassen, >20 -60 %, > 60 % Seegrasbedeck. in SH, <1, 1 - 4, 5 -20, 21 - 40, 41 - 60, 61 - 100 % in Niedersachsen) – Epiphyten auf <i>Zostera</i> – Lage – Beschreibung des Zustandes von Seegras (Schwarzfärbung) <p><i>Außerdem:</i></p> <ul style="list-style-type: none"> – Analyse des Makrozoobenthos betroffener Seegrasbestände und Referenzwiesen (siehe Kennblatt Makrozoobenthos) 	<p><i>Parameter:</i></p> <ul style="list-style-type: none"> – Artenzusammensetzung – Bedeckungsgrad (%) – Biomasse – Biomasseanteil opportunistischer Algenarten – Tiefengrenze <p><i>Außerdem:</i></p> <ul style="list-style-type: none"> – Analyse des Makrozoobenthos in betroffenen Seegrasbeständen und Referenzwiesen (siehe Kennblatt Makrozoobenthos)
Frequenz	<p><u>Flugkartierung</u></p> <p>mind.3 x jährlich während der Vegetationsperiode (Juni - September) zur Erfassung des jährlichen Maximums in Schleswig-Holstein</p> <p><u>Bodenkartierung (Zusatzprogramm)</u></p> <ul style="list-style-type: none"> – monatliche Analyse der betroffenen Wiesen oder Dauermessstellen im ersten Jahr nach einer Havarie zur weiteren Beschreibung des Seegras-Zustandes sowie der In- und Epifauna – jährliche Begehung/Kartierung der betroffenen Seegrasbestände ab dem zweiten Jahr nach einer Havarie 	<ul style="list-style-type: none"> – jährliche Videokartierung und Tauchuntersuchung in der Hauptvegetationsperiode (Juni bis September)
Bewertung/Verfahren	<ul style="list-style-type: none"> – primäres Kriterium ist die Wiederherstellung des Referenzzustands – ergänzend zu nutzen sind die Verfahren nach WRRL und TMAP (Dolch et al. 2009; NLWKN 2010) 	<ul style="list-style-type: none"> – primäres Kriterium ist die Wiederherstellung des Referenzzustands – ergänzend zu nutzen sind die Verfahren nach WRRL (BALCOSIS-Verfahren, Fürhaupter et al. 2015b) und HELCOM sowie MSRL Art. 9 "Guter Umweltzustand" (GES)

Bewertung

Bewertet werden die Ausdehnung und Dichte von Seegraswiesen in betroffenen Gebieten gegen die Entwicklung in vergleichbaren Referenzgebieten vor dem Hintergrund langjähriger Entwicklungen aus dem WRRL-Monitoring. Der Nachweis einer Schädigung erfolgt durch den Vergleich der weiteren Entwicklung von In- und Epifauna von Seegraswiesen in betroffenen Bereichen gegen die Fauna in Referenz-Seegraswiesengemeinschaften; hier fehlen i. d. R. Vergleichsdaten aus Vorjahren. Zusätzlich werden in betroffenen Wiesen der Zustand von Seegras-Pflanzen selbst und die weitere Entwicklung über kürzere Zeiträume bewertet und mit Pflanzen in Referenzgebieten verglichen.

Solange betroffene Wiesen in ihrer Ausdehnung und Dichte sowie in ihrer Begleitfauna und -flora eine andere (negative) Entwicklung zeigen und solange in betroffenen Wiesen Seegräser offensichtlich geschädigt sind (Schwarzfärbung, allg. Degradation), ist von einem Schadstoffeffekt auszugehen.

7.9.2 Kennblatt Muschelbänke



Relevanz

Vorkommen von Muschelbänken im Eu- und Sublitoral an den deutschen Küsten der Nord- und Ostsee sind von großer ökologischer und teilweise auch wirtschaftlicher Bedeutung. Diese riffähnlichen biogenen Hartsubstratstrukturen zeichnen sich durch eine deutlich erhöhte Artenvielfalt, eine große Filtrierleistung und eine Wellenbrecherfunktion aus, weshalb dem Erhalt des Lebensraums Muschelbank eine besondere Bedeutung zukommt. Muschelbänke im Sublitoral sind teilweise als FFH LRT 1170 Riffe definiert.

Die Muschelbänke der *Nordsee* sind wichtige biogene Strukturen im Helgoländer Felswatt und im Ökosystem Wattenmeer, die zahlreichen Wirbellosen und Vögeln als Habitat und Nahrungsquelle dienen. Aufgrund ihrer Begleitfauna und -flora sowie der hohen Gesamtbiomasse stellen Muschelbänke die artenreichsten und produktivsten Lebensgemeinschaften des Wattenmeeres dar. Sie werden in variablen Anteilen durch die Miesmuschel und seit einiger Zeit auch durch die Pazifische Auster gebildet.

In der *Ostsee* kommen Miesmuscheln regional in sehr hohen Dichten vor. Viele Riffbereiche und andere Hartsubstrate sind oft dicht mit Miesmuscheln bewachsen und bilden dadurch auch größere Muschelbänke aus. Auf Weichböden können Miesmuscheln als aggregierte Klumpen vorkommen oder mehrschichtige Miesmuschelbänke mit hoher Individuendichte und breiter Altersstruktur ausbilden. Die Muschelbänke auf Hart- und Weichböden bieten marinen Wirbellosen Lebensraum (z. B. für Kleinkrebse, besonders Gammariden) und Substrat (z. B. für Aufwuchsorganismen wie Hydrozoen, Seepocken, Manteltiere, inkrustierende Organismen wie Moostierchen).

Empfindlichkeit

Die periodisch trockenfallenden Muschelbänke in der Gezeitenzone des Wattenmeeres sind potenziell am stärksten von einem Schadstoffunfall bedroht. Im Fall eines Ölunfalls können die Muscheln, je nach Öltyp/Ölderivat oder Verwitterungsgrad des Öls, durch eine akute Exposition mit toxischen Ölkomponenten oder eine Überdeckung durch Öl absterben. Gleiches trifft auch für die Begleitfauna und -flora einer Muschelbank zu. Sofern Öl in das Muschelbanksubstrat (Weichboden unter einer Muschelbank, Schill, Hohlräume zwischen den Schalen lebender Muscheln - im folgenden „Sediment“) eindringt, ist mit einer chronischen Kontamination der Muscheln durch eine lang anhaltende Exposition mit Kohlenwasserstoffen zu rechnen. Indirekt sind davon beispielsweise auch Vögel betroffen, die sich von Muscheln ernähren.

Im Vergleich mit anderen marinen Lebensräumen ist bei einer Verschmutzung von eulitoraligen Muschelbänken von einer langen Regenerationszeit auszugehen. Dies gilt besonders für den Fall einer nachhaltigen Kontamination des zu Grunde liegenden Sediments.

Parameter, Beprobungsstrategie

- Erfassung der Flächenausdehnung, der Bedeckung und des Besatzes (prozentualer Anteil der muschelbesetzten Flächen auf den Muschelbeeten) der Muschelbank bzw. der Muschelbeete
- Bestimmung der Abundanz, Biomasse, Kondition und Kohortenverteilung (Längen-Häufigkeitsverteilung) der Muscheln auf den Bänken durch Stechrohr-/Greifer-Beprobung
- Analyse der Struktur und Dynamik der Begleitfauna (Endo- und Epibenthosfauna) und Vegetation
Die Begleitfauna und -Vegetation einer Muschelbank sind gute Indikatoren für den Zustand einer Muschelbank. Sie sind daher als Teil des Schadstoffunfall-Monitorings mit zu erfassen. Listen der charakteristischen Arten sind im Bewertungsschema des Lebensraumtyps 1170 "Riffe" vorhanden. (https://www.bfn.de/fileadmin/MDB/documents/themen/natura2000/marin_11.pdf).
- Untersuchung der Sedimenteigenschaften (Korngrößenanalytik/chemische Eigenschaften/Grad der Kontamination) und des Schillvorkommens
- Untersuchung der chemischen Kontamination der Muscheln

Sofort-Monitoring

- Im Rahmen der Lageerkundung und Bewertung ist vorrangig zu prüfen, ob Muschelbänke im Eulitoral oder flachen Sublitoral konkret oder potenziell bedroht sind. Inwieweit tiefer gelegene sublitorale Muschelbänke bedroht sind, ist im Weiteren zu prüfen; die unmittelbare Verschmutzungsgefahr bezüglich dieser Bänke ist geringer.
- Zur Einschätzung der durch Kontamination verursachten Schadenswirkung sowie zur Überwachung des Regenerationsprozesses ist es erforderlich, dass die Untersuchung geeigneter Referenzflächen parallel stattfindet (siehe 7.5 - Kennblatt Makrozoobenthos).
- Im Fall einer drohenden Kontamination sollte eine erste Probenahme so früh wie möglich erfolgen, d. h. nach Möglichkeit bevor ein Ölteppich auf die Muschelbank trifft, um notwendige Referenzdaten für das spätere Monitoring (nach Kontamination) zu erhalten.
- Verschmutzte Bereiche sind zu dokumentieren, um das Ausmaß des Schadens nachzuweisen. Von dem anhaftenden Öl sind Proben für die chemische Analytik zur eindeutigen Identifizierung des Verursachers zu nehmen (chemischer Fingerabdruck bzw. Beweissicherung, siehe 7.2 - Kennblatt Chemisches Monitoring).
- Bei einer schweren Verschmutzung sollte die zweite Untersuchung einschließlich Probenahme relativ kurzfristig erfolgen (ca. 7 - 10 Tage nach Havarie), um die akut toxischen Schäden (z. B. Absterben von Muscheln und anderen Biota) zu erfassen. Das Ausmaß der Schädigung ist durch Fotos zu dokumentieren.
- Generell sollten Sediment- und Biota-Proben an verschiedenen Stellen einer verschmutzten Bank genommen werden, da i. d. R. nicht von einer homogenen Verschmutzung auszugehen ist.

Langzeit-Monitoring

- Im Rahmen von Folgeuntersuchungen sind Proben des unter einer Muschelbank befindlichen Sediments für die chemische Analytik und Korngrößenanalyse zu nehmen.
- Äußerlich unversehrte Muscheln sollten ebenfalls beprobt werden, um deren Schadstoffbelastung zu ermitteln. Da die Schadstoffakkumulation eine gewisse Zeit beansprucht, werden maximale Schadstoffgehalte erst ca. zwei bis drei Wochen nach Beginn der Schadstoffexposition erreicht.
- Ein wichtiger Zeitraum für weitere Untersuchungen ist die Zeit nach der Ansiedlung der Muscheln (Herbst). Hierbei kann geprüft werden, ob und wie erfolgreich eine Wiederbesiedlung der betroffenen Muschelbank durch Muschelbrut erfolgte.

- Bei der Festlegung der Intervalle für Folgeuntersuchungen sollten folgende wesentliche Faktoren berücksichtigt werden (Expertennetzwerk):
 - Ausmaß der anfänglichen akuten bzw. letalen Schädigung der Lebensgemeinschaft Muschelbank
 - Wie stark ist das Sediment kontaminiert?
 - Ist es ggf. eine Quelle fortgesetzter Kontamination für Biota?
 - Verlauf/Abnahme der Kontamination im Sediment und in den Muscheln
 - Erfolg der Ansiedlung während der Zeit des ersten Larvenfalls
- Falls die Untersuchungsbefunde und die Kinetik der Kontamination auf eine langfristige Regeneration hinweisen, können die Untersuchungsintervalle im mehrjährigen Abstand erfolgen.

Methoden

Bei einer Ölverschmutzung sublitoraler Muschelbänke ist das Monitoring umständehalber erschwert und mit anderen Geräten durchzuführen als im Eulitoral. Die grundsätzlich zu berücksichtigenden Aspekte in Bezug auf die zu erfassenden Komponenten, Probenahmezeitpunkte und -intervalle sind aber dieselben wie bei eulitoralen Muschelbänken. Im Fall eines Schadstoffunfalls sind daher folgende Parameter der betroffenen Muschelbänke sowie der geeigneten Referenzflächen zu erfassen:

Eulitoral:

- Im Allgemeinen setzt sich die Muschelbank im Eulitoral aus sogenannten Muschelbeeten und dazwischenliegenden mehr oder weniger von Muscheln unbesiedelten Wattflächen zusammen. Eine Bank bzw. Teilbank umfasst alle Beete, die in einer Entfernung von maximal 25 m zu einander liegen. Bei Entfernungen von mehr als 25 m zwischen den Beeten werden diese Bankbereiche gesondert eingemessen.
- Bestimmung der Flächenausdehnung und Bestandsaufnahme der betroffenen Muschelbänke sowie der Referenz-Muschelbänke durch digitale Auswertung von Luftbildern und/oder Kartierung des Umrisses durch Begehungen im Watt.
- Kartierung des Besatzes (prozentualer Anteil der muschelbesetzten Flächen auf den Muschelbeeten) und des Bedeckungsgrads (prozentualer Anteil der muschelbesetzten Beete an der Gesamtfläche einer Muschelbank) der Bänke durch Begehungen im Watt.
- Sedimenteigenschaften, Schillvorkommen, Relieffhöhe [cm], Fucus-Bedeckung auf den Muschelbeeten [%], Balanidenbewuchs (Seepocken) [%].
- An repräsentativen Standorten erfolgt eine jährliche Überwachung, da Verteilung, Ausdehnung, Abundanz, Biomasse, Kondition und Kohortenverteilung der Muscheln sowie Struktur der Begleitfauna und Vegetation von Muschelbänken größere jährliche Schwankungen zeigen können. Die Methodik der Kartierung der eulitoralen Muschelbänke der Nordsee sowie die Liste der dabei zu erfassenden Parameter ist durch das „Trilateral Monitoring and Assessment Program“ (TMAP) vorgegeben.

Sublitoral:

- Bestimmung der Flächenausdehnung und Bestandsaufnahme der betroffenen Muschelbänke und Referenz-Muschelbänke durch akustische Fernerkundung in Kombination mit Unterwasser-Videoaufnahmen, Greifer-/Dredge-Beprobung und Tauchereinsätze.

Bewertung

Das primäre Kriterium der Bewertung sollte der Zustand einer Muschelbank vor Eintritt der Verschmutzung sein. Da verschmutzte Muschelbänke jedoch im Allgemeinen eine lange Regenerationszeit benötigen und ihr Status zudem natürlichen jährlichen Schwankungen unterliegt, sind bei der Bewertung der o. g. Parameter neben dem ursprünglichen Zustand auch zeitlich aktuelle Referenzproben (repräsentative Muschelbänke) zu berücksichtigen. Außerdem sollte geprüft werden, ob geeignete Vorlaufdaten (s. Kap. 7.1 KB Allg. Handlungsanweisungen Schadstoffunfall-Monitoring) aus dem regulären Überwachungsmonitoring zur Verfügung stehen. Für die Miesmuschelbestände im Bereich des niedersächsischen und schleswig-holsteinischen Wattenmeeres existieren umfangreiche Vorlaufdaten aus einem Monitoring-Programm zur Untersuchung der Bestandsentwicklung im Eulitoral.

7.9.3 Kennblatt Sandbänke



Relevanz

Sandbänke sind Erhebungen des Meeresgrundes im Sublitoral, die bis dicht unter die Meeresoberfläche reichen können, aber bei Niedrigwasser nicht frei fallen. Ihre ständige Wasserbedeckung hebt Sandbänke von den küstennahen Wattbereichen (siehe Kennblatt Schlick-, Misch- und Sandwatten) und Außensänden ab. Sie sind vegetationsfrei oder weisen eine nur spärliche Makrophytenvegetation auf. Als FFH-Lebensraumtyp (LRT) besitzen Sandbänke einen besonderen Schutzstatus (LRT 1110).

Das Makrozoobenthos kann sich aus einer arten- und individuenreichen Sandbodenfauna zusammensetzen, wobei hier insbesondere Muscheln eine hohe Bedeutung als Nahrung für Fische und benthophage Meerestiere zukommt. Aufgrund der geringeren Wassertiefe gegenüber dem umgebenden Meeresgrund stellen Sandbänke für tauchende Seevögel eine gut erreichbare Nahrungsquelle dar. Darüber hinaus befinden sich Sandbänke häufig in Regionen mit geringem Schiffsverkehrsaufkommen und vergleichsweise geringen Störeinflüssen, wodurch sie im Allgemeinen eine hohe Attraktivität als Rast- und Überwinterungsgebiete für zahlreiche Seevogelarten besitzen. Die Fischfauna ist u. a. mit verschiedenen Plattfischarten und Sandaalen vertreten.

Empfindlichkeit

Die besondere Sensitivität von Sandbänken gegenüber einer Ölkontamination leitet sich vorrangig aus der generell zu erwartenden hohen Konzentration von Seevögeln an der Wasseroberfläche ab (siehe Relevanz). Eine unmittelbare Kontamination des benthischen Habitats bzw. des Sediments ist insbesondere im Fall absinkender Öle/Schadstoffe bzw. bei sehr geringer Wassertiefe (Küstenbereich/Brandungszone) zu erwarten, wobei das Kontaminationsrisiko mit verschiedenen natürlichen Einflussfaktoren wie Drift und Wellenschlag variiert.

Parameter, Beprobungsstrategien

Die anzuwendenden Methoden zur Untersuchung der ansässigen benthischen Weichbodenfauna (Epi- und Infauna) orientieren sich an den allgemein gültigen Vorgaben für das Sofort- und Langzeit-Monitoring des Makrozoobenthos nach Schadstoffkontamination (Kennblatt Makrozoobenthos). Entsprechend der Monitoring-Kennblätter Chemie, Vögel, Säuger, Fische und Makrozoobenthos in diesem Handbuch sind die Untersuchungen zu den verschiedenen Ökosystemkomponenten, wie Vögel oder Zoobenthos, im Bereich von Sandbänken einer Gesamtkonzeption des Monitorings genau aufeinander abzustimmen. Die folgenden Hinweise zu Sofort- und Langzeit-Monitoring werden in den o. g. Kennblättern näher spezifiziert.

Sofort-Monitoring

- Lageerkundung und Bewertung, ob Sandbänke konkret oder potenziell bedroht sind
- Ermittlung der konkreten oder potentiellen Betroffenheit von Seevogelbeständen

- Ein speziell auf die Ökosystemkomponente Fische ausgerichtetes Sofort-Monitoring ist nicht erforderlich.
- Zeitgleich Suche und Analyse geeigneter Referenzflächen
- Im Fall der drohenden Kontamination des benthischen Habitats/Sediments sollten die erste Probenahmen der benthischen Weichbodenfauna und des Sediments zwecks Gewinnung von Referenzdaten so früh wie möglich erfolgen (siehe Kennblatt Makrozoobenthos).
- Bei Vorliegen einer erkennbaren Ölverschmutzung sind Proben von Öl bzw. ölkontaminiertem Sediment im Rahmen der Beweissicherung hinsichtlich ihrer spezifischen Zusammensetzung chemisch zu analysieren.
- Kontaminierte Areale im Sublitoral sind mit Unterwasser-Video zu dokumentieren (Beweissicherung).
- Durchführung eines Spülsaum-Monitorings an benachbarten Küsten (Erfassung betroffener Fische, Vögel, Säuger, wirbelloser Organismen)
- ggf. flugzeugbasierte Fernerkundung zur Lokalisation betroffener Tiere bzw. zur Einschätzung von Opferzahlen
- Bergung verölter Vögel an der Küste für Autopsie

Langzeit-Monitoring

- Der zeitliche Verlauf einer Kontamination ist durch Schadstoffanalytik von Sediment- und Biota-proben (Muscheln) zu verfolgen.
- Die Anforderungen an das Monitoring der benthischen Weichbodenfauna folgen dem Kennblatt Makrozoobenthos: Ab dem zweiten Jahr sind mindestens einmal jährlich Untersuchungen des kontaminierten Areals sowie von repräsentativen Referenzbereichen durchzuführen. Bei zweimaliger Beprobung sind das Frühjahr (standing stock) und der Herbst (Rekrutierung) zu wählen.
- Wiederholung der Aufnahme kontaminierter Areale mit Unterwasser-Video
- Die Benthos-Untersuchungen sollten beendet werden, wenn im ehemals verschmutzten Gebiet wieder eine Benthosgemeinschaft existiert, die hinsichtlich ihres Artenspektrums, ihrer Dominanzstruktur, ihrer Populationsstruktur (bei langlebigen Arten, z.B. einigen Muschelarten) und ihrer Biomasse mit der Benthosgemeinschaft vor dem Schadstoffunfall oder dem Benthos an repräsentativen Referenzstandorten vergleichbar ist.
- Prüfung der Verfügbarkeit von Vorlauf- bzw. Referenzdaten zu Fischen über das von Verschmutzung betroffene Gebiet als ein Entscheidungskriterium für die Durchführung eines Langzeit-Monitorings
- Entsprechend der Betroffenheit von Vögeln ist auf die im Kennblatt Vögel aufgeführten Monitoringprogramme zurückzugreifen.

Methoden/Bewertung

Umfang und Methodik der durchzuführenden Untersuchungen sowie die Bewertung der Untersuchungsergebnisse sind entsprechend den betroffenen Organismengruppen den Handbuch-Kennblättern Chemie, Makrozoobenthos, Fische, Vögel und Säuger zu entnehmen und im Rahmen der Monitoringkonzeption abzustimmen.

7.9.4 Kennblatt Eulitorale Sand-, Misch- und Schlickwatten



Relevanz

Zu den eulitoralen Wattflächen zählen Wattflächen mit Sand-, Schlick- oder Mischsubstrat, die bei Ebbe regelmäßig trockenfallen. Auf Sand-, Misch- und Schlickwatten fehlen höhere Pflanzen, sieht man von den mehr oder minder ausgedehnten Seegrasvorkommen sowie - im oberen Eulitoral - von den Vorkommen der Pionierzone und der unteren Salzwiese ab. Abgegrenzt wird der regelmäßig trockenfallende Bereich zwischen dem in Seekarten verzeichneten LAT (lowest astronomical tide) (Seekartennull) und der Linie des mittleren Tidehochwassers (MTHw) einschließlich der darin liegenden Seegrasbestände und Muschelbänke. Zeitweise trockenfallende Flachwasserzonen im Bereich der Ostseeküste werden als Windwatten bezeichnet. Sie unterliegen im Gegensatz zum periodischen Gezeitenrhythmus der Nordsee wetterabhängigen, aperiodischen Wasserstandsschwankungen. Ausgeprägte Windwatten treten an Anlandungsküsten (Haken, Nehrungen), in Flachwasserzonen und auf der Schorre der inneren und äußeren Küstengewässer auf.

Vegetationsfreie Sand-, Misch- und Schlickwatten sind als FFH-LRT 1140 ausgewiesen. Berührungspunkte ergeben sich mit Salzwiesen (LRT 1330) Quellerwatt (LRT 1310), Schlickgrasbeständen (LRT 1320) und flachen großen Meeresarmen und -buchten (LRT 1160); Überschneidungen ergeben sich mit Ästuarien (LRT 1130).

Das Watt stellt aufgrund seiner artenreichen Bodenfauna für eine Reihe mariner Fischarten den Lebensraum für deren Jugendstadien dar. Es ist darüber hinaus ein wichtiger Nahrungsplatz von Wasservögeln und hat eine besondere Bedeutung für Zugvögel (Mauser, Rast- und Überwinterungsplatz). Diese Funktionen werden in der Ostsee auch von den Windwatten übernommen.

Empfindlichkeit

Insgesamt ist bei einer Schadstoffkontamination im Wattbereich speziell für das Makrozoobenthos sowie die Vogelfauna von einem besonders hohen Schädigungspotenzial auszugehen. Darüber hinaus muss bei einem Schadstoffunfall in Küstennähe aufgrund der wechselnden Wasserstände und der damit verbundenen Verfrachtung kontaminierten Sediments von einer großflächigen Verbreitung der Schadstoffe innerhalb von Wattflächen ausgegangen werden. Dabei ist insbesondere für wenig exponierte Watten aufgrund der naturräumlichen Gegebenheiten mit lang andauernden Folgen zu rechnen.

Parameter

Die im Rahmen eines Schadstoffunfall-Monitorings in eulitoralen Sand-, Misch- und Schlickwatten zu erfassenden Parameter orientieren sich an den allgemein gültigen Vorgaben der betroffenen Schutzgüter und sind den entsprechenden Kennblättern zu entnehmen (Makrozoobenthos, Makrophytobenthos, Muschelbänke, Seegraswiesen Vögel, Fische). Das Sofort- und Langzeitmonitoring des Makrozoobenthos sollte sich methodisch am BLMP orientieren und ggf. vorhandene Vorlaufdaten berücksichtigen.

sichtigen. Alle zu ergreifenden längerfristigen Monitoring-Maßnahmen sind darüber hinaus im Rahmen der Konzeption des Schadstoffunfall-Monitorings abzustimmen.

Sofort-Monitoring

- Ermittlung des Gefährdungspotenzials für den benthischen Lebensraum/das Sediment: Öl/Schadstoff ist umgehend chemisch zu analysieren bzw. die Gefährdung vor Ort einzuschätzen.
- Erstbeprobungen der Sedimente sowie der benthischen Lebensgemeinschaften sind, basierend auf der Gefährdungsanalyse, im betroffenen Areal sowie in einem geeigneten Referenzbereich so früh wie möglich durchzuführen (siehe Kennblatt Makrozoobenthos). Bei den Untersuchungen sollte die Menge der ins Watt verfrachteten Schadstoffe bzw. des gestrandeten Öls den Maximalwert erreicht haben. Unter Berücksichtigung der Gezeiten sowie der Verdriftung des Ölteppichs/der Schadstoffe ist dabei unter Umständen eine zeitlich gestaffelte Mehrfachbeprobung, ggf. verschiedener Bereiche, erforderlich. Ziel der Erstuntersuchung ist die Charakterisierung der maximalen Akutwirkungen des Schadstoffunfalls auf die Wattflächen.
- Um die horizontale und vertikale Schadstoff-Verfrachtung sowie die damit verbundenen Akutfolgen für die benthische Lebensgemeinschaft abschätzen zu können, sind im Rahmen des Sofort-Monitorings sämtliche Untersuchungen an den erstmalig beprobten Stationen zum nächstmöglichen Zeitpunkt zu wiederholen.
- Bei einer zu erwartenden Kontamination der Uferzone durch treibendes Öl/Schadstoffe sind ggf. vorsorglich Benthos- und Sedimentproben zu entnehmen, um den Ausgangszustand des Gebietes charakterisieren zu können (siehe Kennblatt Uferzonen und Strände).
- Kontaminierte Areale sind bei jeder Untersuchung fotografisch zu dokumentieren (Beweissicherung).
- Im Gezeitenbereich werden Untersuchungen des Makrozoobenthos mit Hilfe eines zylindrischen Stechrohres durchgeführt (siehe Kennblatt Makrozoobenthos), dessen empfohlener Durchmesser bei 10 - 15 cm liegt (entsprechend einer Ausstichfläche von ca. 80 - 180 cm²). Die empfohlene Einstichtiefe beträgt 30 cm; bei Einstichtiefen ≤ 20 cm sollte berücksichtigt werden, dass es zu einer zahlenmäßigen Unterbewertung tiefer lebender Makrozoobenthos-Arten (z.B. *Mya arenaria*, *Arenicola marina*) kommen kann.
- Anzahl und Lokalisation der Stationen sowie die Anzahl der Replikate pro Station hängen von der Dichte und dem Verteilungsmuster des Makrozoobenthos in den zu untersuchenden Bereichen ab und sind im Rahmen der Konzeption des Schadstoffunfall-Monitorings abzustimmen.
- Im Rahmen der Erstuntersuchung sollte ggf. eine Erfassung und Bergung verörter Vögel für eine Autopsie erfolgen; ggf. ist eine flugzeugbasierte Fernerkundung zur Lokalisation betroffener Tiere bzw. zur Einschätzung von Opferzahlen durchzuführen (siehe Kennblatt Vögel).

Langzeit-Monitoring

- Probenahmezeitpunkte und Dauer des Langzeit-Monitorings richten sich maßgeblich nach Art, Umfang sowie Zeitpunkt der Kontamination. Zur Orientierung gelten dabei die im Kennblatt Makrozoobenthos, Makrophytobenthos, Muschelbänke und Seegraswiesen genannten Richtlinien. Im Hinblick auf die spezifischen Gegebenheiten des Schadstoffunfalls bzw. des Untersuchungsgebietes ist das Konzept für ein Langzeit-Monitoring mit fachkundigen Experten abzustimmen.
- Die festzusetzende Dauer des Langzeit-Monitorings richtet sich nach dem vermuteten Zeitpunkt der Wiederherstellung des Referenzzustandes und ist somit abhängig von der Verschmutzungsdauer bzw. der Persistenz des gestrandeten Öls/Schadstoffs. Neben spezifischen Eigenschaften der be-

troffenen Wattflächen spielen dabei die Öl- bzw. Schadstoffmenge, die Art des Öls/Schadstoffs sowie die Art der Bekämpfungsmaßnahmen eine wesentliche Rolle. Man geht für exponierte Wattflächen von einer mutmaßlichen Verschmutzungsdauer von ein bis zwei Jahren aus. Für geschützte Wattküsten wird eine Verschmutzungsdauer von über fünf Jahren angenommen.

- Entsprechend der betroffenen Schutzgüter sind Maßnahmen des Langzeit-Monitorings in den Wattflächen gemäß der jeweiligen Kennblätter (Makrozoobenthos, Makrophytobenthos, Muschelbänke und Seegraswiesen Vögel) durchzuführen.

Methoden/Bewertungskriterien

Umfang und Methodik der durchzuführenden Untersuchungen sowie die Bewertung der Untersuchungsergebnisse sind entsprechend der betroffenen Organismengruppen den Kennblättern Makrozoobenthos, Makrophytobenthos, Muschelbänke, Seegraswiesen bzw. Vögel zu entnehmen und im Rahmen des Expertennetzwerks abzustimmen (s.o.). Primäres Kriterium bei der Beurteilung von Ergebnissen des Monitorings nach einem Schadstoffunfall ist die Wiederherstellung des Referenzzustandes. Bei der Bewertung der Untersuchungsergebnisse sind Vorlaufdaten bzw. Daten über die Sensitivität der betroffenen Küstenabschnitte einzubeziehen.

7.9.5 Kennblatt Riffe



Relevanz

Riffe sind vom Meeresboden aufragende geogene (Felsen, Blöcke, Geschiebe, Mergel- oder Kreideschollen) oder biogene Hartsubstrate (z.B. Muschelbänke), die dauerhaft von Wasser bedeckt sind. Als FFH-Lebensraumtyp (LRT) besitzen Riffe einen besonderen Schutzstatus (LRT 1170). Aufgrund ihrer Genese ergibt sich eine enge Assoziation von Riffen mit Sandbänken (LRT 1110, siehe Kennblatt Sandbänke) und artenreichen Kies-, Grobsand- und Schillbiotopen, die ebenfalls dem Schutz des Bundesnaturschutzgesetzes (§ 30 BNatSchG) unterliegen. Häufig ist ein kleinräumiger Wechsel dieser marinen Biotoptypen vorzufinden.

Entsprechend der jeweiligen Wassertiefe bzw. der Lichtverfügbarkeit werden Riffe häufig von marinen Makrophyten besiedelt. Daher ist eine für Makrophyten charakteristische Begleitfauna aus Mollusken, Kleinkrebsen, Polychaeten und weiteren Artengruppen häufig ebenso ein Bestandteil typischer Makrozoobenthos-Lebensgemeinschaften von Riffen wie zahlreiche auf Hartsubstrat angewiesene epibiontische/sessile Arten (z. B. Nesseltiere, Moostiere, Manteltiere, Seepocken). Der strukturreiche Lebensraum bietet Nahrungsgrundlage, Laich- und Rückzugsgebiet für zahlreiche Fischarten. Aufgrund der hohen Produktivität bzw. der guten Nahrungsverfügbarkeit besitzen Riffe darüber hinaus eine hohe Attraktivität für marine Säuger und (in Abhängigkeit von der Wassertiefe) für Seevögel.

Empfindlichkeit

Aufgrund der besonders hohen Artenvielfalt sowie der Funktion als Regenerationsreservoir seltener und bedrohter Arten ergibt sich im Fall einer Öl-/Schadstoffkontamination ein besonders hohes Schädigungspotenzial für die ansässige Flora und Fauna.

Parameter (Monitoring-Anforderungen)

Wegen der nicht oder nur eingeschränkt auf Teilflächen vorhandenen Möglichkeit der Beprobung mit Baumkurren/Dredgen oder Greifern, gestalten sich Monitoring-Untersuchungen in Riffbereichen besonders aufwendig. Die Untersuchung des Epibenthos auf Hartsubstraten erfolgt im Allgemeinen durch Forschungstaucher. Bei Kontaminationen, die den Einsatz von Forschungstauchern erlauben, sind im Rahmen eines Sofort-Monitorings Kratzproben in den betroffenen Bereichen zu entnehmen. Kontaminierte biogene Riffe (Muschelbänke), die sich über sandigem Substrat (Weichboden) gebildet haben, können darüber hinaus ggf. punktuell mit einem Greifer untersucht werden, um Informationen über die Schadstoffbelastung des zu Grunde liegenden Sedimentes zu erhalten (siehe Kennblatt Muschelbänke). In Abhängigkeit von Art und Umfang der Verschmutzung bzw. der Möglichkeit des Einsatzes von Tauchern müssen sich Maßnahmen des Sofort-Monitorings ggf. auf die Dokumentation der betroffenen Bereiche mittels Unterwasservideo beschränken. Nah gelegene Weichbodenbiotope (Sandbänke, Grobsande/Kiese) sind mit einem van-Veen-Greifer bzw. Stechrohr zu untersuchen.

Entsprechend der Monitoring-Kennblätter Makrozoobenthos Makrophyten und Muschelbänke sind die zu ergreifenden Maßnahmen in Riffbereichen im Rahmen der Monitoringkonzeption mit fachkundigen Experten abzustimmen.

Sofort-Monitoring

- Ermittlung des Gefährdungspotenzials für den benthischen Lebensraum im Rahmen der Lagerkung: Schadstoff/Öl ist umgehend chemisch zu analysieren. Aufgrund des Fehlens von Weichböden (Sediment), die ein Eindringen von Öl und somit eine länger andauernde Verschmutzung ermöglichen, sind auf geogenen Hartsubstraten (Fels) lediglich akute Auswirkungen durch dispergiertes Öl auf epibenthische Organismen zu erwarten.
- Die häufig enge Assoziation von Riffen und Sandbänken und/oder artenreichen Kies-, Grobsand- und Schillbiotopen sowie Seegraswiesen (siehe Abschnitt Relevanz) erfordert ggf. einen kleinräumigen Wechsel der Untersuchungsmethoden (siehe Kennblätter Sandbänke, Uferzonen/Strände, Makrozoobenthos, Makrophyten, Seegraswiesen).
- Probenahmen sind basierend auf der Gefährdungsanalyse im betroffenen Areal sowie in einem geeigneten Referenzbereich so früh wie möglich durchzuführen (siehe Kennblatt Makrozoobenthos). Bei einer zu erwartenden Kontamination durch treibendes Öl sind vorsorglich Untersuchungen des Makrozoobenthos und der Makrophyten vorzunehmen, um den Ausgangszustand des Gebietes charakterisieren zu können. Um Akutfolgen einer Verunreinigung auf die benthische Lebensgemeinschaft zu erfassen, ist eine erneute Beprobung etwa eine Woche nach erstmalig erfolgter Kontamination durchzuführen.
- Kontaminierte Areale im Sublitoral sind mit Unterwasservideo zu untersuchen (Beweissicherung). Mit Videoaufzeichnungen ist eine Zustandsbewertung des Benthos in begrenztem Umfang möglich. Darüber hinaus können Erkenntnisse über das Vorkommen und die Verteilung der benthischen Fauna und ggf. von Seegrasbeständen oder Algenbewuchs an Steinen gewonnen werden.
- Bodengreifer (z. B. van-Veen-Greifer) oder Kurren sind zur Untersuchung von Arealen mit Hartsubstraten ungeeignet: Sofern ein Taucheinsatz möglich ist, sind an den Riffstrukturen Kratzproben zur quantitativen Erfassung der Aufwuchsfauna zu entnehmen. Hierbei ist jeweils eine Fläche von 20 x 20 cm zu untersuchen. Die Proben werden mit Hilfe eines Spachtels abgekratzt und in einen Netzbeutel überführt. Bei der Festlegung der Probenahmeorte sind besonders evtl. auftretende Tiefenzonierungen zu berücksichtigen. Aus jeder Tiefenstufe sollten mindestens drei Kratzproben gewonnen werden.
- Kleinräumig auftretende Weichbodenareale innerhalb eines Riffs oder biogene Riffe (Muschelbänke) sind mit einem Greifer zu untersuchen. Hierbei sind Unterproben für die Korngrößenanalytik und für chemische Analysen sicherzustellen (siehe Kennblätter Makrozoobenthos und Muschelbänke). Die Probenanzahl richtet sich nach dem Ausmaß der Verschmutzung bzw. den örtlichen Gegebenheiten und ist bei der Festlegung des Untersuchungsumfangs mit Fachleuten abzustimmen.

Langzeit-Monitoring

- Probenahmezeitpunkte und Dauer eines benthischen Langzeit-Monitorings richten sich maßgeblich nach Art, Umfang sowie Zeitpunkt der Kontamination innerhalb des Jahresverlaufs und sind im Rahmen des Expertennetzwerks abzustimmen. Zur Orientierung gelten dabei die in den Kennblättern Makrozoobenthos, Makrophyten und Muschelbänke genannten Richtlinien.
- Untersuchungen zur Schadstoffbelastung sind an geeigneten epibenthischen Bioindikatoren durchzuführen (z. B. Miesmuschel) und in Intervallen zu wiederholen, bis die Kontamination wieder abgeklungen ist.

- Folgeuntersuchungen der epibenthischen Flora und Fauna sind in unmittelbarer Nähe der im Rahmen des Sofort-Monitorings untersuchten Stationen durchzuführen, eine erneute Beprobung der mittels Kratzproben untersuchten Flächen ist dabei zu vermeiden.
- Das Langzeit-Monitoring sollte beendet werden, wenn im kontaminierten Areal eine den Referenzstandorten vergleichbare Aufwuchsgemeinschaft existiert bzw. die Schadstoffbelastung von Indikatororganismen auf den Hintergrundwert abgesunken ist (siehe Bewertung, Abschnitt 7.5).
- Entsprechend weiterer betroffener Schutzgüter in Riffbereichen sind Maßnahmen des Langzeit-Monitorings gemäß der Kennblätter Makrophyten, Fische, Vögel, Säuger etc. durchzuführen.

Methoden/Bewertung

Umfang und Methodik der durchzuführenden Untersuchungen sowie die Bewertung der Untersuchungsergebnisse sind entsprechend den betroffenen Organismengruppen den Handbuch-Kennblättern Makrophyten, Makrozoobenthos, Muschelbänke (biogenes Riff) und Chemisches Monitoring zu entnehmen und im Rahmen der Monitoringkonzeption abzustimmen (s. o.).

7.9.6 Kennblatt Uferzonen und Strände



Relevanz

Bei einem Ölunfall sind die Uferzone und der Strand in besonderem Maße von Verschmutzung bedroht. Durch Wind und Strömung verdriftet häufig ein Großteil des ausgetretenen Öls an die Küste und sammelt sich dort an. Infolgedessen erfolgen Bekämpfungs- und Reinigungsmaßnahmen im Allgemeinen schwerpunktmäßig an der Küste.

An der Nordsee dominieren an den brandungsexponierten Außenküsten der Nordseeinseln Sandstrände mit vergleichsweise grobem Sedimentmaterial. Hier führen Seegang, Gezeitenströme und Sturmfluten zu einer ständigen Umlagerung und Sortierung von Sediment. In weniger exponierten und geschützten Küstenabschnitten wie an den Rückseiten von Inseln, in Ästuaren und an der durch das vorgelagerte Wattenmeer geschützten Festlandküste sind Uferzonen durch feineres Sediment mit wechselnden Schlickanteilen geprägt. Diese Uferzonen sind oft biologisch hoch produktiv und dienen damit Vögeln und Fischlarven als wichtige Nahrungsquelle.

Weite Teile der deutschen Nordseeküste sind mit Seedeichen ausgestattet. Dort liegen häufig Salzwiesen unmittelbar vor dem Deich (siehe Kennblatt Salzwiese Kap. 7.9.7).

Felsenküsten mit Felswatt kommen in der deutschen Nordsee ausschließlich bei Helgoland vor.

An der Ostsee sind Sandstrände an den Flachküsten weit verbreitet. Kies-, Block- und Geröllstrände sind zumeist unterhalb von Moränen- oder Kreidesteilküsten zu finden.

In der FFH-Richtlinie werden „Einjährige Spülsäume“ (LRT 1210), „Mehrjährige Vegetation der Kiesstrände“ (LRT 1220), „Atlantik-Felsküsten und Ostsee-Fels- und Steilküsten mit Vegetation“ (LRT 1230) und „Primärdünen“ (LRT 2110) als schützenswerte Lebensraumtypen im Uferbereich ausgewiesen.

Empfindlichkeit

Nach der Strandung von Öl an einer Küste werden Ausmaß und Dauer einer Ölverschmutzung wesentlich von der Exposition und der Sedimentzusammensetzung eines Küstenabschnitts bestimmt. Exponierte, steiler ansteigende Sandstrände werden durch die Brandung relativ schnell von angeschwemmtem Öl gereinigt. Weitläufige, flache Strände sind hingegen anfälliger für eine länger anhaltende Ölverschmutzung. Die Korngrößenzusammensetzung beeinflusst das Eindringen von Öl in das Sediment und damit z. T. auch dessen Persistenz. In grobkörnigem Sediment kann Öl infolge des leichteren Wasseraustausches tief in das Porensystem eindringen, ggf. aber auch leichter wieder ausgewaschen werden. In feinkörnigem Sediment mit geringem Wasseraustausch kann Öl über die Wohnröhren von Infauna-Arten eindringen und dort für längere Zeit persistieren. Darüber hinaus hängt die Penetration auch vom Öltyp ab. Leichte Rohöle und Dieselöl dringen leichter in tiefere Sedimentschichten ein als viskose Öle und Mousse (Wasser-Öl-Emulsionen). Wellenexponierte Felsküsten weisen gewöhnlich

schon nach kurzer Zeit kaum noch Spuren von Verölungen auf. An geschützten Felsküsten jedoch kann die Verschmutzungsdauer 2 bis 5 Jahre betragen.

Zusammengenommen bestimmen die genannten Faktoren die mutmaßliche Verschmutzungsdauer verschiedener Küstentypen (siehe diesbezüglich Tabelle 14 in Abschnitt 6.1 des Untersuchungskonzeptes (IfAÖ 2016)). Je nach Ausmaß einer Ölverschmutzung in der Uferzone sind mehr oder weniger schwerwiegende und lang anhaltende Schädigungen der dortigen Meio- und Makrozoobenthos-Lebensgemeinschaft zu erwarten.

Parameter

Bei einem Schadstoffunfall-Monitoring sind primär das Ausmaß und der zeitliche Verlauf der Kontamination von Sediment und Biota sowie die Besiedlungsstruktur in der Uferzone (Makrozoobenthos) zu erfassen. Ein im vorliegenden Kennblatt nicht berücksichtigter Küstentyp sind Salzwiesen. Das Monitoring dieses sehr empfindlichen Lebensraumes ist in einem eigenen Kennblatt (s. Kap. 7.9.7) beschrieben. Die Vorgehensweise im Felswatt soll analog der Vorgehensweise für Riffe durchgeführt werden (siehe Kennblatt Kap. 7.9.5).

Sofort-Monitoring

- Bei einer drohenden aber noch nicht erfolgten Kontamination sollten so schnell wie möglich Proben von Sediment und Biota genommen werden, um notwendige Referenzdaten für das spätere Langzeit-Monitoring zu erhalten. Die Beprobung sollte möglichst entlang eines Transekts in verschiedenen Tiefen (z. B. Spülsaum, Brandungszone, ufernahe Flachwasserzone) erfolgen.
- Ist Öl angeschwemmt, liegt dieses häufig unregelmäßig und fleckenhaft vor. Dadurch ergibt sich die Möglichkeit, repräsentative Referenzproben in nicht verschmutzten Strand-/Uferbereichen zu nehmen.
- An der Nordsee sind Probenahmen in der Uferzone vorzugsweise bei Niedrigwasser vorzunehmen. Proben von Sediment und Biota können dann leicht von Hand genommen werden.
- Nachdem die Anlandung von Öl zum Stillstand gekommen ist, ist das Ausmaß der Verschmutzung durch ein Monitoring des Strandes (SCAT-Monitoring) zu ermitteln. Unterschiedliche Strandabschnitte sind in Sektoren aufzuteilen und hinsichtlich ihrer Verletzbarkeit und Sensitivität zu bewerten.
- Fotografische Dokumentation der Verschmutzung (Uferzone/Strand).
- Angespülte oder im Flachwasserbereich auffällige tote Muscheln, Krebse und andere Wirbellose sind zu dokumentieren (Text, Foto) und beispielhaft zu beproben (Beweissicherung).
- Ggf. Einleitung eines Spülsaum-Monitorings (Erfassung betroffener Fische, Vögel, Säuger)

Langzeit-Monitoring

- Eine Kontamination von Strand und Uferzone sollte durch eine chemische Analytik von terrestrischen und aquatischen Sedimentproben überprüft werden. Anhand der Befunde kann der Untersuchungsraum für das Langzeit-Monitoring festgelegt werden.
- Im Verlauf des Langzeit-Monitorings ist die Verwitterung des Öls in kontaminiertem Sediment mittels chemischer Analytik zu ermitteln. Die Befunde können zeigen, ob ein Abbau stattfindet oder ob „frisches“ und damit toxischeres Öl persistiert. Eine Erholung der benthischen Fauna könnte dadurch verzögert werden.
- Die Schadstoffbelastung von Biota ist an ausgewählten Bioindikatoren durchzuführen.

- Die chemischen Analysen von Sediment und Biota sind in Intervallen so lange zu wiederholen, bis die Schadstoffbelastung auf den Hintergrundwert abgesunken ist.
- Untersuchung des Makrozoobenthos (siehe Kennblatt Kap. 7.5) entlang von senkrecht zur Uferlinie ausgerichteten Transekten. Die Probennahmen sollten den Tiefenbereich erfassen, in dem eine Kontamination des Sedimentes nachgewiesen wurde. Die georeferenzierten Transekte sind wiederholt zu beproben. Die Untersuchung hat auch in räumlich benachbarten, nicht verschmutzten repräsentativen Küstenabschnitten zu erfolgen.
- Das Monitoring des Makrozoobenthos ist so lange fortzusetzen, bis sich die vor der Verschmutzung vorhandene Besiedlungsstruktur wieder eingestellt hat oder mit der Besiedlungsstruktur repräsentativer Vergleichsstandorte übereinstimmt.
- Im terrestrischen Strandbereich kann die Vegetation eine wichtige Indikatorfunktion für die Regeneration eines kontaminierten Gebietes übernehmen. Eine artenreichere Vegetation ist i. d. R. jedoch nur an touristisch kaum genutzten Strandbereichen vorhanden.
- Im Zuge der Bekämpfungs- und Reinigungsarbeiten kann eine zusätzliche, unvermeidbare Schädigung der Uferzonen und Strände auftreten. Insbesondere bei naturnah geprägten Stränden mit ursprünglich wenig gestörter Vegetation sollte die Regeneration dieses Biotops mit überwacht werden.

Methoden/Bewertung

Primäres Kriterium bei der Beurteilung von Ergebnissen des Monitorings nach einem Schadstoffunfall ist die Wiederherstellung des Referenzzustandes. Dabei sind in jedem Fall die Ergebnisse der parallel untersuchten Referenzbereiche in die Bewertung einzubeziehen, da Individuendichten und Biomassen der Arten z. T. ausgeprägten Schwankungen zwischen verschiedenen Untersuchungszeitpunkten unterliegen.

Für die unmittelbar der Uferzone vorgelagerten Flachwasserbereiche stehen i. d. R. keine Vorlaufdaten zur Verfügung, da diese nicht im Rahmen des regulären Meeresmonitorings überwacht werden. Referenzdaten sind somit im Rahmen des Schadstoffunfall-Monitorings zu erheben.

Methodische Hinweise zur Beprobung von Sediment und Biota für chemische Analysen und die Untersuchung von Makrozoobenthos sind in den Kennblättern Kap. 7.2 „Chemisches Monitoring“ und Kap. 7.5 „Makrozoobenthos“ des vorliegenden Leitfadens aufgeführt.

Die folgenden Kennblätter des BLMP-Handbuches enthalten Angaben zur Methodik für das Monitoring folgender, als FFH-Lebensräume ausgewiesener Strände:

1210 – FFH-LRT Einjährige Spülsäume

1220 – FFH-LRT Mehrjährige Vegetation der Kiesstrände

1230 – FFH-LRT Atlantik-Felsküsten und Ostsee-Fels- und Steilküsten mit Vegetation

Bewertungskriterien für diese drei „12er“-Lebensraumtypen wurden von Krause et al. (o. J.) veröffentlicht. Primäre Bewertungsparameter sind Habitatstrukturen, das lebensraumtypische Arteninventar und Beeinträchtigungen.

Im terrestrischen Bereich bietet sich bei naturnah geprägten Strandbereichen vor allem der Zustand der Vegetation als primäres Bewertungskriterium an. Hier sollten standardisierte botanische Methoden wie die Untersuchung der Vegetation entlang von Transekten oder in zufällig verteilten Quadraten benutzt werden (s. auch Kennblatt Salzwiesen (Kap. 7.9.7)).

7.9.7 Kennblatt Salzwiesen



Relevanz

In den Salzwiesen der Nord- und Ostseeküste verzahnen sich auf kleinstem Raum verschiedene aquatische, semiaquatische und terrestrische Biotope. Salzwiesen sind von hoher ökologischer und überwiegend auch hoher sozioökonomischer Bedeutung.

Typische Standorte der Salzwiesen an der Nordsee sind die Bereiche vor den Seedeichen des Festlandes, die Halligen sowie die geschützten Lagen der Inseln.

An der Ostsee haben sich Salzwiesen z. B. im Bereich von Strandseen und Küstenüberflutungsmooren, in Buchtenlagen wie der Wismar-Bucht und der Darß-Zingster Boddenkette entwickelt.

Salzwiesen sind bei einem Ölunfall auf See, ähnlich wie andere Uferzonen und der Strand, in besonderem Maße von Verschmutzung bedroht.

Empfindlichkeit

Salzwiesen zählen zu den Lebensräumen mit der höchsten Sensitivität gegenüber einer Ölverschmutzung überhaupt. Sie sind daher bei einem Ölunfall prioritär vor Verölung zu schützen. Sobald Öl die Vegetation und den Boden einer Salzwiese bedeckt, dauert die Erholung dieses Bereiches häufig sehr lange. Erschwerend kommt hinzu, dass eine schonende Reinigung verölter Bereiche äußerst schwierig ist. Bei der Wahl einer Reinigungsmethode ist daher abzuwägen, ob sie nicht zu schwereren Schäden führt als die Verölung selbst.

Die Schädigung von Boden, Vegetation und Fauna wird wesentlich vom Öltyp, vom Verwitterungsgrad des Öls, von der Exposition und Geomorphologie des Gebietes und vom Zeitpunkt des Schadensereignisses (Jahreszeit) bestimmt. Als Faustregel gilt, dass die Verweildauer von Öl zunimmt, wenn der Einfluss von Gezeiten und Strömungen abnimmt. Weist eine Salzwiese Priele oder Gräben auf, kann Öl auf diesem Wege tiefer in die Salzwiese eindringen. Zugleich erschwert Reliefvielfalt die Reinigung.

Die Wahrscheinlichkeit, dass Langzeitschäden (> 2 Jahre) auftreten, ist unter folgenden Bedingungen besonders groß:

- Das Öl erreicht die Salzwiese kurzzeitig nach dem Schadstoffunfall und ist kaum verwittert.
- Der Marschboden wird stark verölt, entweder durch dicke Öl-Schichten an der Oberfläche oder das Eindringen des Öls in den Boden.
- Während der Wachstumsaison werden Pflanzen komplett von Öl bedeckt.
- Es werden aggressive Bekämpfungs- und/oder Reinigungsmaßnahmen durchgeführt und dabei Pflanzenwurzeln verletzt und Öl in den Boden eingetragen.
- Es liegt eine chronische Wiederverschmutzung mit Öl vor.

Parameter

Salzwiesen beherbergen auf kleinem Raum eine Vielfalt an morphologischen Strukturen, Biotopen, Lebensformtypen und Arten. Dies erfordert ein entsprechend vielfältiges, jeweils spezifisch auf die einzelnen Komponenten zugeschnittenes und zugleich gut aufeinander abgestimmtes Monitoringprogramm. Folgende Aspekte sind einzubeziehen:

- Exposition und Geomorphologie
- Biotopverteilung und -betroffenheit
- Kontamination und Regeneration von Boden, Fauna, Vegetation (Kap. 7.2, 7.4, 7.5)
- Eigenschaften der Oberflächensedimente bzw. Böden, in aquatischen Biotopen zusätzlich hydrologische Parameter (Kap. 7.4, 7.5)
- Bei Biota jeweils Artenzusammensetzung und - je nach Gruppe/Taxa - (Individuen-) Dichte, Bedeckung, Ausdehnung/Verbreitung, Biomasse
- Vegetation; ggf. vertiefte Untersuchung einzelner Pflanzenarten, die eine unterschiedliche Empfindlichkeit gegenüber einer Kontamination mit Öl erwarten lassen
- Endo- und epibenthische Fauna in Gewässern (im Einzelnen s. Kap. 7.5), endogäische und epigäische Fauna sowie Phytalfauna in terrestrischen Bereichen
- Brut- und Rastvögel (im Einzelnen s. Kap. 7.7)
- Bekämpfungs- und Reinigungsoptionen

Beprobungsstrategien

- Es ist darauf zu achten, dass die Vielfalt der Biotope sowie der Gemeinschaften von Vegetation und Fauna der Salzwiesen im Monitoringdesign Berücksichtigung findet. Das heißt, es sind Höhenlage, Boden, Genese, Nutzung und die individuellen Jahresgänge der einzelnen Komponenten zu berücksichtigen. Monitoringdesign und Beprobungsstrategien sind deshalb in Salzwiesen unter Berücksichtigung der Vorgaben in Kap. 6.1 und Kap. 6.2 besonders gründlich zu planen.
- Bei der Entwicklung der Beprobungsstrategie sind die Daten der Sensitivitätskartierung aus dem VPS-sensi-Modul und - soweit vorhanden - Daten aus sonstigen vorangegangenen Untersuchungen im Gebiet (Vorlaufdaten) zu berücksichtigen. Es ist darauf zu achten, dass die im Rahmen des Monitorings zu gewinnenden Daten mit den früheren Daten vergleichbar sein werden.

Sofort-Monitoring

Charakteristik der Salzwiese, Erfassung allgemeiner Grundlagen

- Bewertung von Exposition und Geomorphologie, Zonierung, Identifikation von bedrohten und weniger bedrohten, betroffenen und weniger betroffenen sowie schützenswerten und weniger schützenswerten Bereichen (örtliche Schutzmaßnahmen möglich?)
- Um den Monitoringumfang abschätzen zu können, ist zu prüfen, welche Biotope im Gebiet vertreten sind. Beachtung der verschiedenen Tiefenzonen, Sukzessionsstadien, Festlegung von Monitoring-Sektoren, Transekten und Erhebungspunkten, Dauerflächen für die Bewertung und Beprobung der relevanten Komponenten. Je heterogener ein ölverschmutztes Gebiet ist, desto mehr Proben sind zu entnehmen.
- Daten zur Sensitivität und zum Ufertyp aus VPS-Sensi, Luftbilddaufnahmen, ggf. ein Höhenmodell helfen bei der Einordnung und Planung.

Chemische Analytik

- In jedem Fall sind Proben von angelandetem Öl und ölkontaminiertem Pflanzenmaterial zu nehmen und im Rahmen der Beweissicherung hinsichtlich ihrer spezifischen Zusammensetzung zu analysieren (Kap. 7.2).

Vegetation, Fauna

Die Erfassung des Umfangs und der Intensität der Ölverschmutzung der Vegetation zählt zu den prioritären Aufgaben des Sofort-Monitorings.

Als Parameter sollten erfasst werden:

- Verteilung des Öls auf der Vegetation. Welche Teile der Pflanzen sind verölt?
- Allgemeine Zusammensetzung der Vegetation. Wie ist der Anteil von kurzlebigen Kräutern und ausdauernden Arten? Sind auffällige, dominierende Arten vorhanden?
- Weisen die Pflanzen gut entwickelte Wurzelstöcke oder Rosetten auf, aus denen sich die Vegetation wieder regenerieren kann?
- Vegetationsaufnahmen entlang von Transekten in repräsentativen Referenzflächen.
- In stark aquatisch geprägten Biotopen (Pionierzone, Priele, Gräben, Schlenken) ist das Makrozoobenthos zu erfassen (s. Sofort-Monitoring im Kennblatt MZB, Kap. 7.5).

Boden/Sediment

- Für eine erste Abschätzung der Belastung genügt es, die Exposition des Bodens anhand der Bedeckung mit Vegetation zu bewerten.
- Eine optische Bewertung von Profilen des Oberbodens liefert einen ersten Hinweis, ob Öl in den Boden eingedrungen ist.
- Frühzeitige Informationen zu Umfang und Intensität einer Ölverschmutzung des Bodens können als Entscheidungshilfe zur Wahl der am besten geeigneten Bekämpfungs- bzw. Reinigungsmethode dienen.

Langzeit-Monitoring

Chemische Analytik

- Bereits ab der Frühphase des Langzeit-Monitorings sind Proben zur Analyse der chemischen Zusammensetzung des Öls zu nehmen, um den aktuellen Verwitterungsstatus zu ermitteln und den weiteren Verlauf prognostizieren zu können. Das Ergebnis der Analytik kann ggf. als Entscheidungshilfe bei der Wahl von Reinigungsmethoden dienen.
- Der Fokus der Überwachung der Kinetik der Belastung mit Mineralölprodukten liegt auf der chemischen Analyse von Sediment- bzw. Bodenproben.
- In regelmäßig überspülten Lebensräumen mit Pioniervegetation oder bei Anwesenheit von Prielen sollte auch die PAK-Belastung von im Sediment lebenden Muscheln erfasst werden.
- Zur Methodik der Probenahme, Probenbehandlung und Transport siehe Kap. 7.2.

Vegetation

- Flugüberwachungen des betroffenen Gebietes mittels Multispektralphotogrammetrie sollten anfänglich zu verschiedenen Jahreszeiten (Wachstumsphase, Ruhephase) und später in jährlichen Abständen zur Vegetationsperiode erfolgen.
- Zu Beginn des Langzeit-Monitorings ist eine detaillierte Erfassung der Vegetationsschädigung vorzunehmen.

- Falls Öl in den Boden eingedrungen ist, ist auch der Schädigungsgrad der Pflanzenwurzeln bzw. Wurzelstöcke zu bewerten.
- Um die Regeneration der Vegetation zu verfolgen sind räumlich definierte Transekte und Untersuchungsflächen festzulegen. Veränderungen sind in festgelegten zeitlichen Intervallen unter Berücksichtigung saisonaler Aspekte zu untersuchen.
- Ggf. sind repräsentativ einzelne Arten, die sich Gruppen unterschiedlicher Lebensformen/Sensitivität zuordnen, vertieft zu untersuchen.

Boden/Sediment

- An repräsentativen Stationen sind, i. d. R. im Zusammenhang mit der Untersuchung der Vegetation und Fauna, die Eigenschaften der Oberflächensedimente zu untersuchen (Bodenprobe zur Analytik im Labor; Vorortfassung von Farbe, Körnung, Geruch, Einschlüssen, Wasserbedeckung, Auflagen - s. auch Kap. 7.4 und 7.5).
- Auch bei nicht sichtbarer Ölverschmutzung sollten Bodenproben für die chemische Analyse genommen werden, um zu überprüfen, ob der Boden kontaminiert ist.
- Je nach Dichte der Vegetation kann der Boden mehr oder weniger gut vor dem Eindringen von Öl geschützt sein. Eine Ermittlung der Öl-Eindringtiefe und die Entnahme von Bodenproben haben daher an Orten unterschiedlicher Vegetationsbedeckung und Streuschichtauflage zu erfolgen.
- Soweit in der Salzwiese Bekämpfungs-/Reinigungsarbeiten durchgeführt wurden, ist zu prüfen, ob Öl in den Boden eingedrungen ist. Dies kann je nach Dichte einer schützenden Vegetationsdecke unterschiedlich stark der Fall sein.

Fauna

- Um die Regeneration der Fauna zu verfolgen, sind räumlich definierte Transekte und Untersuchungsflächen festzulegen.
- In regelmäßig überspülten Pionierzonen (Queller, Schlickgras), Prielen, Gräben und Schlenken sind Proben des dortigen Makrozoobenthos (Infauna, Epifauna, wie z.B. Watt- und Strandschnecken) zu untersuchen.
- In der unteren und oberen Salzwiese, in Brackmarschen oder im Grünland sind verschiedene Arthropodentaxa (z. B. Wanzen, Käfer, Schmetterlinge) zu untersuchen (Fachliteratur, Experten-Netzwerk), die verschiedene Lebensformtypen und Formen der Belastung repräsentieren.
- Veränderungen sind in festgelegten zeitlichen Intervallen zu bewerten. Zu den Zeitpunkten der Untersuchung beim Makrozoobenthos s. Kap. 7.5; bei der endogäischen, epigäischen und Phytal-fauna der unteren und oberen Salzwiese sind in Abhängigkeit vom Jahresgang der untersuchten Taxa kleinere Intervalle zu wählen (s. Fachliteratur).

Vögel

- Monitoring gemäß Handlungsanweisungen im Kennblatt Vögel (Kap. 7.5)

Methoden

Angaben zu den Methoden siehe die spezifischen Kennblatt zur Chemischen Analytik (Kap. 7.2), zu Makrozoobenthos (Kap. 7.4), Vögeln (Kap.7.7), Makrophyten im aquatischen Bereich (Kap. 7.4) sowie speziell zu Salzwiesen in dem Untersuchungskonzept (IfAÖ 2016), Tab. 32.

Ausführliche methodische Anweisungen sind ferner den jeweiligen aktuellen Messprogrammen zu entnehmen (siehe Monitoring-Handbuch <http://www.meeresschutz.info/monitoringhandbuch.html>,

dort insbesondere die Blätter Chemisches Monitoring Schadstoffe; Makrophyten, Makrozoobenthos, Vögel, FFH-LRT Quellerwatt, FFH-LRT Schlickgraswatt, FFH-LRT-Atlantische Salzwiese).

Die Methoden zur Untersuchung der epigäischen, endogäischen und Phytalfauna in Salzwiesen sind im „BLMP-Monitoring-Handbuch“ bisher nicht niedergelegt. Hier ist auf Fachliteratur und das Experten-Netzwerk zurückzugreifen.

Bewertungskriterien

Primäres Kriterium zur Beurteilung der Monitoringergebnisse nach einem Schadstoffunfall ist die Wiederherstellung des Referenzzustandes. Dabei sind insbesondere die Ergebnisse der parallel untersuchten Referenzbereiche in die Bewertung mit einzubeziehen. Darüber hinaus kann der Referenzzustand ggf. über vorhandene Vorlaufdaten bestehender Messprogramme im betreffenden Gebiet definiert werden.

Für die deutsche Nord- und Ostsee stehen ergänzend verschiedene Bewertungs- und Klassifikationssysteme zur Bewertung der Schadstoffbelastung sowie des Zustands der verschiedenen Gruppen der Biota zur Verfügung, die im Rahmen bestehender Messprogramme bei der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL), der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL) und der FFH-Richtlinie angewendet werden.

8 Monitoring in Fokusregionen

8.1 Wangerooge bis Leuchtturm Alte Weser mit den Seewasserstraßen in Richtung Wilhelmshaven und Bremerhaven



Der Großraum Wangerooge/Wilhelmshaven/Bremerhaven ist Teil der Deutschen Bucht - eines der verkehrsreichsten Seegebiete in der Nordsee. Durch das betrachtete Gebiet führt der Schiffsverkehr zu den Häfen in Wilhelmshaven sowie Bremerhaven, Nordenham, Brake und Bremen (Abb. 3).

Ein Großteil der Fokusregion Wangerooge/Wilhelmshaven/Bremerhaven wird vom FFH-Gebiet „Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer“ eingenommen. Des Weiteren befinden sich im Bereich der Weser und des Weserästuars die FFH-Gebiete „Unterweser“ und „Weser bei Bremerhaven“. Neben den FFH-Gebieten liegen im bzw. benachbart zum Fokusgebiet die EU-Vogelschutzgebiete „Niedersächsisches Wattenmeer und angrenzendes Küstenmeer“, „Unterweser“, „Luneplate“, „Marschen am Jadebusen“ und „Butjadingen“ (Abb. 3).

Die jeweiligen Schutzgebietsgrenzen sind dem Vorsorgeplan Schadstoffbekämpfung (VPS) zu entnehmen. Durchaus schutzwürdige Biotope befinden sich allerdings auch außerhalb der Schutzgebiete im flacheren und tieferen Sublitoral von Jade und Außenweser.

Die räumliche Überschneidung bedeutender Meeresschutzgebiete mit sehr stark frequentierten Schifffahrtsrouten beinhaltet ein erhöhtes Gefährdungspotenzial für die betreffenden Seegebiete.

Lebensräume

Die Fokusregion umfasst so unterschiedliche Teilräume wie das Buchtenwatt des Jadebusens, das Rückseitenwatt bei Wangerooge, die tiefen Rinnen von Jade und Weser, die Trichtermündung mit den Watten des Weserästuars und die offenen Watten vor der Wurster Küste. Ferner liegen mit Wangerooge, Minsener Oog, Mellum und Knechtsand mehrere Inseln in der Fokusregion. Der Jadebusen besitzt mit 360 cm den höchsten Tidenhub in der Deutschen Bucht.

Die ausgedehnten Wattengebiete der Fokusregion umfassen Stromrinnen und Priele sowie Schlick-, Sand- und Mischwatten in den unterschiedlichsten Ausprägungen. Der Jadebusen weist einen hohen Anteil Schlickwatt auf, vor allem in seinem westlichen, vor Seegang geschützten Teil; demgegenüber stehen die exponierten Sandwatt- und -platengebiete in der Außenweser. Weitere bedeutende und zugleich gegenüber Ölverschmutzung besonders empfindliche Teillebensräume sind Seegraswiesen und Muschelbänke, Salzwiesen sowie die durch Queller und Schlickgras geprägten aquatisch-terrestrischen Übergangszonen.

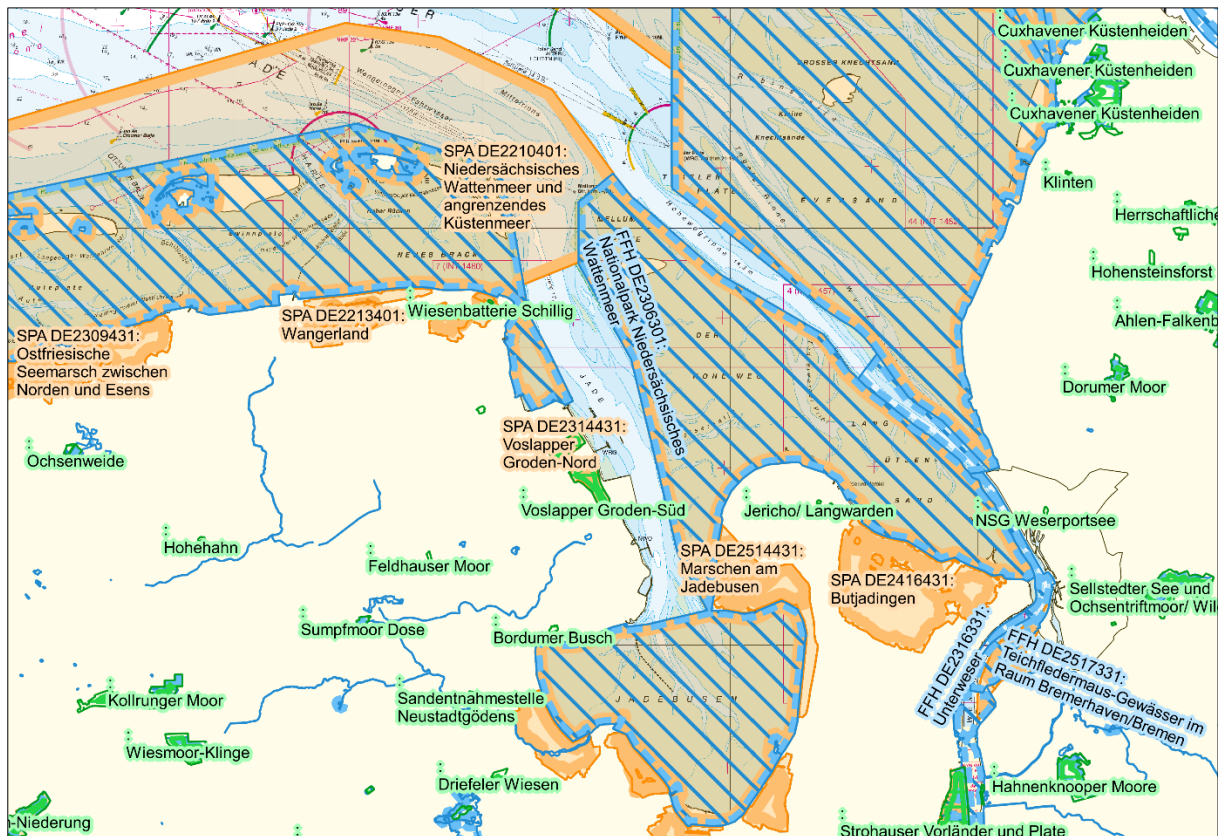


Abb. 3: Betrachtungsgebiet Wangerooge – Wilhelmshaven - Bremerhaven: Darstellung der elektronischen Seekarte mit FFH-, Vogelschutz- und Naturschutzgebieten (IfAÖ 2016)

Ästuarie wie das Weserästuar stellen das Bindeglied zwischen limnischen und marinen Lebensräumen dar und sind hochproduktive Ökosysteme. Charakteristisch für diesen Lebensraum ist das Ein- und Ausschwingen von salzhaltigem Meerwasser, was zu einem ständigen Wechsel des Salzgehaltes führt. Die Fokusregion umfasst somit ein weites Salinitätsspektrum, von dem oligohalinen Bereich der Unterweser südlich von Bremerhaven über die meso- und polyhalinen Zonen der Außenweser; westlich schließt sich das System von Jade und Jadebusen an, das durch euhaline Verhältnisse ($> 30 ‰$) gekennzeichnet ist.

Chemisches Monitoring

Das chemische Monitoring umfasst die Untersuchung des Wassers, des Sediments und die ausgewählte Biota.

In Weichböden können diesbezüglich, je nach Vorkommen zumeist die Baltische Plattmuschel und/oder Herzmuschel-Arten als Bioindikatoren für Biota-Schadstoffmessungen genutzt werden, bei entsprechendem Vorkommen ggf. auch Sandklaffmuscheln. Auf Hartbodenstrukturen und Muschelbänken bieten sich Miesmuscheln an.

Zur Ermittlung der Schadstoffbelastung von Fischen eignen sich besonders die im Betrachtungsgebiet weit verbreitete Flunder und die relativ standorttreue Aalmutter. Letztere wird im Fokusgebiet seit vielen Jahren von der Umweltprobenbank als Akkumulationsindikator genutzt.

Im Einzelfall ist zu prüfen, ob nach einem Schadstoffunfall auch Seevogeleier auf relevante Schadstoffe untersucht werden sollen. Eier von einer Silbermöwen-Kolonie der Insel Mellum werden jährlich im Mai von der Umweltprobenbank für die Analyse von Schadstoffen entnommen. Außerdem werden

im Rahmen des TMAP ebenfalls auf Mellum jährlich Austernfischereier und auf Minsener Oog Flussseeschwalbeneier beprobt.

Bioeffekt-Monitoring

Verölte Böden können eine lang anhaltende Belastungsquelle für benthische Organismen darstellen. Mit Biotests ist das ökotoxische Potenzial von Sedimentproben zu untersuchen.

Für eine Biomarker-Untersuchung sollten möglichst dieselben Bioindikatoren wie für die chemische Analytik gewählt werden (Muschel-, Fischarten s.o.). Die im Betrachtungsgebiet weit verbreitete Aalmutter wird von OSPAR und HELCOM für Schadstoffeffektuntersuchungen empfohlen; da vivipar, eignet sich die Aalmutter besonders zur Erfassung von Reproduktions- und Entwicklungsstörungen.

Biologisches Monitoring

Benthos

Die Umweltparameter für Salinität, Tiefe, Sediment, Belastung durch Strömung und Seegang, also Standortfaktoren, die die benthische Besiedlung maßgeblich bestimmen, weisen in der Fokusregion weite Gradienten auf. Dies bedingt eine große Vielfalt an Biotopen im Gebiet, und entsprechend unterschiedlich setzen sich auch die Makrozoobenthosgemeinschaften zusammen.

Zu den charakteristischen Arten der eulitoralen **Weichbodengemeinschaften** im Jadebusen gehören Baltische Plattmuschel *Macoma balthica* und Herzmuschel *Cerastoderma edule*, die Schneckenarten *Hydrobia ulvae* und *Retusa obtusa*, der Schlickkrebs (*Corophium volutator*) und weitere Flohkrebsarten (u. a. *Urothoe poseidonis*) sowie zahlreiche Polychaetenarten (u. a. *Caulleriella killariensis*, *Pygospio elegans*, *Scoloplos armiger*, der Seeringelwurm *Hediste diversicolor*). Die Gemeinschaften auf den unterschiedlichen Watttypen (Schlickwatt, Mischwatt und Sandwatt) unterscheiden sich nicht auffällig in der Artenzusammensetzung, jedoch dominieren jeweils andere Arten.

Die primär aus Sandwatt bestehenden ausgedehnten Wattflächen des Hohen Weges und des Wurster Watts beherbergen eine reiche Makrozoobenthos-Gemeinschaft. Verbreitete Vertreter sind u. a. der Wattwurm *Arenicola marina*, der Seeringelwurm sowie Baltische Plattmuschel, Herzmuschel und Sandklaffmuschel *Mya arenaria*.

Der Salzgehaltsgradient bestimmt wesentlich die Zusammensetzung der Makrofauna-Gemeinschaften im Weserästuar. Mit abnehmendem Salzgehalt treten die marinen Arten sukzessive zurück, bis schließlich v. a. verschiedene Oligochaetenarten sowie der Polychaet *Marenzelleria viridis* (Neobiont) das Besiedlungsbild bestimmen. Bis in den inneren Bereich der Trichtermündung bei Bremerhaven dringen aus dem marinen Milieu noch vor u. a. die Baltische Plattmuschel, die Sandklaffmuschel, Polychaeten wie der Wattwurm, der Seeringelwurm und die verwandte Art *Alitta succinea*, aus der Gruppe der Flohkrebse im Schlickwatt der Schlickkrebs sowie auf den sandigen Flächen des Sublitorals verschiedene Arten der Gattung *Bathyporeia* (*B. elegans*, *B. pelagica*, *B. pilosa*).

Bänke der Miesmuschel *Mytilus edulis* bedecken im Jadebusen eine Fläche von ca. 1,2 bis 1,8 %. Im Weserästuar beträgt die Miesmuschelbedeckung bis zu 0,6 %. Ausgedehnte Muschelbänke finden sich auch im Sublitoral. Eu- und sublitorale Miesmuschelbänke sind heute überprägt durch dichten Besatz mit der Pazifischen Auster *Crassostea gigas* (Neobiont). Die Vorkommen beider Arten ziehen sich im Weserästuar bis in den inneren Bereich der Trichtermündung. Muschelbänke bilden das Habitat für eine artenreiche Begleitfauna und -flora. Die Verbreitung der eulitoralen Miesmuschelbänke im Nie-

dersächsischen Wattenmeer kann im Umweltportal NUMIS abgerufen werden (<http://www.numis.niedersachsen.de/trefferanzeige?cmd=doShowDocument&docuuid=73867463-3428-4c52-a2b2-160ad76ff0e0&plugid=/ingrid-group:iplug-csw-dsc-nokis-admin>).

Weitere Kristallisationspunkte benthischer Besiedlung mit artenreicher Fauna (z.B. Seeanemonen) sind im Sublitoral von Jade und Weser geogene Hartsubstrate (Mergel-/Steinfelder, angeschnittene Klei- und Torfkanten) und die Rasen des Bäumchenröhrenwurms (*Lanice chonchilega*).

Die Fokusregion beherbergt einen Großteil der niedersächsischen **Seegrasbestände**. Ausgedehnte Vorkommen sind v. a. im östlichen und südwestlichen Jadebusen (Stollhammer und Seefelder Watt, Arngaster Sand – Bestände des Kleinen Seegrases *Zostera noltei*) sowie vor der Wurster Küste anzutreffen (Eversand, Knechtsand – Bestände überwiegend des Echten Seegrases *Z. marina*). Größere Bestände finden sich auch entlang der geschützten Festlandküste zwischen Harlesiel und Horumersiel sowie entlang der Küste vor Butjadingen.

Salzwiesen

Ausgedehnte Salzwiesen befinden sich entlang der Küste zwischen Harlesiel und Schillig und rund um den Jadebusen. Dabei zeichnen sich die Flächen im östlichen Jadebusen durch relativ dichte Bestände von Strandaster und Strandflieder aus, so dass die Salzwiesen hier für die niedersächsische Festlandküste ungewöhnlich blütenreich erscheinen. An der Halbinsel Budjadingen treten Salzwiesen im und vor dem Langwarder Groden und weiter südöstlich bis auf Höhe Bremerhaven auf. Am östlichen Ufer der Außenweser erstrecken sich im Deichvorland ausgedehnte Salzwiesen- und Grünlandflächen von Bremerhaven bis Cuxhaven. Größere Salzwiesen in besonders naturnaher Ausprägung finden sich auf den Inseln Wangerooge und Mellum.

Fische

Im Fokus des Fischmonitorings stehen v. a. die **standorttreuen und demersalen Arten**: Plattfischarten sind potenziell erheblich stärker von Schadwirkungen betroffen, da bei einer Freisetzung von Öl im Bereich des Wattenmeeres mit einer Verölung des Sedimentes zu rechnen ist. Substratlaicher sind zu berücksichtigen, soweit ihre Laichsubstrate (Makrophyten, Hartsubstrate) potenziell von Verölung betroffen sind.

Während des Frühjahres ist die Fokusregion von besonderer Bedeutung für den Aufwuchs von Scholle, Seezunge und Hering. Eine erhöhte Jungfisch-Mortalität und damit ein Einfluss auf Populationsebene sind dabei nicht auszuschließen. In erster Annäherung kann die Überwachung der Auswirkungen im Rahmen des Jungfischmonitorings in der AWZ und dem Küstenmeer erfolgen.

Grundsätzlich ist von einem erhöhten Gefährdungspotential und damit Untersuchungsbedarf für die Fischfauna auszugehen, wenn ein Wasserkörper mit geringen Austauschraten wie der Jadebusen von starker Verölung betroffen ist.

Während der Frühjahrsmonate finden im Weserästuar und in der Jade Laichwanderungen durch diadrome **Wanderfischarten** statt. Hierzu gehören mehrere FFH-Anhangsarten wie die Finte, sowie das Fluss- und das Meerneunauge. Bei einem ausgedehnten Ölunfall ergäbe sich für die genannten Fischarten eine Barrierewirkung auf dem Weg zu (adulte Individuen) und von (juvenile Individuen) den Laichgebieten und einer damit verbundenen Reduzierung ihres Laicherfolges. Es ist zu erwarten, dass Auswirkungen eines Ölunfalls auch auf Populationsebene von diadromen Wanderfischarten nachweisbar wären. Daraus ergibt sich die fachliche Notwendigkeit eines Langzeit-Monitorings für gemäß der FFH-Richtlinie streng geschützte Fischarten (z. B. Finte, Maifisch, Nordseeschnäpel).

Im Rahmen des Monitorings von benthischen Lebensräumen lässt sich der Grad der Wiederherstellung kontaminierter Habitate ableiten und die potenzielle Wiederbesiedlung durch dort ursprünglich vorkommende Fischarten einschätzen.

Vögel

Die Düneninseln Wangerooge, Mellum und Minsener Oog weisen **Brutbestände** vieler Vogelarten auf. Insbesondere Koloniebrüter, wie verschiedene Seeschwalben und Möwenarten, erreichen auf den Inseln wattenmeerweit höchste Brutbestandszahlen. Als weitere Brutvögel der Inseln treten u. a. verschiedene Limikolenarten, Brandgans, Eiderente, Mittelsäger, Kormoran und Löffler auf (<http://www.mellumrat.de>). Auch die Salzwiesen-Vorländer (Außengroden) von Wangerland, der Wesermündung und des Jadebusens sind Brutstätten verschiedener Vogelarten, insbesondere von Limikolen, Möwen und Seeschwalben. So zählen z. B. die Salzwiesen des Jadebusens zu den bedeutendsten Brutgebieten des Rotschenkels im gesamten Wattenmeer. Hier brüten etwa 15 % der gesamten Wattenmeerpopulation bzw. der deutschen Brutpopulation.

Bei einem Ölundfall im Betrachtungsgebiet sind die Vogelbrutbestände der Inseln gefährdet, da die Brutstätten zumeist auf flachen Düneninseln mit geringer Höhe über dem Meeresspiegel liegen. Gleiches gilt für die ungeschützten Salzwiesen der Vorländer. Aus diesem Grund ist die Wahrscheinlichkeit, dass die unmittelbare Nähe der Neststandorte und Nahrungsflächen durch angeschwemmtes Öl verschmutzt werden, im Fall eines Ölundfalls hoch. Binnendeichs sind Brutbestände dagegen kaum gefährdet, da sie durch die Deiche vor unmittelbarem Öleinfluss geschützt werden. Einige auch binnendeichs brütende Arten können zur Nahrungssuche an die Außenküste oder in küstenferne Gewässer wechseln und sind dann stärker gefährdet.

Eine Vielzahl von **Rastvögeln** nutzt die ausgedehnten Wattflächen im Betrachtungsgebiet zur Nahrungssuche. Es dominieren die hohen Bestandszahlen von Limikolen. So ist z. B. der Jadebusen, als Teil des Niedersächsischen Wattenmeeres, im Spätsommer der wichtigste Mauser- und Rastplatz für Säbelschnäbler in Deutschland. Ähnliches gilt auch für die Wattflächen der Unterweser, wo sich ein weiterer großer Säbelschnäbler-Rastplatz Deutschlands befindet. Hervorzuheben sind auch die Rastbestände von Gründelenten (insbesondere Krickente) im Bereich der Unterweser sowie bedeutende Mauserbestände der Eiderente im Bereich der Insel Mellum.

Zu einer unmittelbaren Gefährdung von Vogel-Rastbeständen der Watten im Falle eines Ölundfalls kann es durch direkten Kontakt rastender und nahrungssuchender Vögel mit Öl kommen. Falls es als Folge eines Ölundfalls zu einem großflächigen Absterben von Benthos als Nahrungsgrundlage der Vögel auf Wattflächen kommt, kann dies negative Folgen für die Fitness von Seevögeln haben, die bis zu deren Tod führen (Verlust von Nahrung oder/und Vergiftung durch kontaminierte Nahrung).

Die Vogelrastbestände der Offshore-Gewässer innerhalb des Fokusgebietes umfassen das typische Artenspektrum der Nordsee. Im Falle eines Ölundfalls im Offshore-Bereich sind dort rastende See- und Wasservögel unter Umständen von einer Verschmutzung durch Öl betroffen. Allgemein gelten See- und Lappentaucher, Alken und Meerestenten als die Artengruppen mit der höchsten Sensitivität gegenüber einer Ölverschmutzung.

Marine Säuger

Entlang der Ostfriesischen Inseln kommen mit Seehund, Kegelrobbe und Schweinswal drei marine Säuger ganzjährig vor und pflanzen sich dort auch fort. Für Schweinswale besteht, aufgrund ihrer

geringen Abundanz im Bereich der Fokusregion insgesamt nur eine geringe Gefahr, Opfer eines Schadstoffunfalls zu werden, jedoch wandern die Tiere vor allem im Frühjahr bis in den Jadebusen.

Seehunde kommen entlang der gesamten deutschen Wattenmeerküste und auf Helgoland vor. Sie nutzen vor allem Liegeplätze entlang der Ostfriesischen Inseln einschließlich Wangerooge und den benachbarten Inseln Spiekeroog, Minsener Oog und Mellum. In hoher Anzahl werden Seehunde ferner im Wattengebiet des Hohe Weg und auf den Außensänden vor der Wurster Küste angetroffen. Im Jadebusen ist die Dichte relativ gering. Aktuelle Daten mit den Ergebnissen der Seehundzählungen der letzten Jahre können von der Homepage der Nationalparkverwaltung Niedersächsisches Wattenmeer abgerufen werden (http://www.nationalpark-wattenmeer.de/nds/service/publikationen/1134_seehunde-von-borkum-bis-cuxhaven-karten). In der Fortpflanzungs- und Aufzuchtzeit sowie während des Fellwechsels, zwischen Mai und September, verbringen Seehunde viel Zeit auf den Liegeplätzen und sind während dieser Zeit durch einen Schadstoffunfall besonders gefährdet.

Kegelrobben sind ebenfalls entlang der Ostfriesischen Inseln verbreitet, wo sie vor allem an Ruheplätzen auf Wangerooge, Spiekeroog, Minsener Oog und Mellum gesichtet werden. Während der Aufzuchtzeit (zwischen November und Februar) und des Haarwechsels (Mitte Februar bis Mitte Mai) verbringen Kegelrobben weniger Zeit im Wasser als in der übrigen Zeit des Jahres, wodurch sie nicht nur auf See, sondern auch an den genutzten Sandbänken potenziell durch einen Schadstoffunfall gefährdet wären.

Handlungsempfehlungen bei Eintritt eines Schadstoffunfalls

Für die Monitoringkomponenten und Lebensräume der Fokusregion „Wangerooge bis Leuchtturm Alte Weser“ sind Handlungsempfehlungen bei Eintritt eines Schadstoffunfalls in Tab. 13 aufgeführt. Weitere methodische Hinweise sind den in dieser Tabelle angegebenen Kennblättern zu entnehmen. Bekämpfungsmaßnahmen und Maßnahmen des Sofort-Monitorings sind dabei prioritär in den zum jeweiligen Zeitpunkt VPS-sensitivsten Bereichen durchzuführen. Hierbei sind insbesondere die Anlandungszonen des Öls bzw. die küstennahen Regionen zu überwachen, da hier mit den massivsten Umweltschäden zu rechnen ist. Aufgrund der Gezeiten ist bei einem Austritt von Öl innerhalb der Wassersäule zu berücksichtigen, dass auch die trockenfallenden Flächen bei Ebbe durch Ölverschmutzung bedroht sein können. Sollte Öl innerhalb der Priele sowie im Fahrwasser nahe der Wasseroberfläche austreten, sind bei Flut primär ufernahe Flachwasserbereiche und Strände, in Abhängigkeit von der Verdriftung des Ölteppichs, von Ölverschmutzung bedroht.

Tab. 13: Handlungsempfehlungen für Lebensräume/Komponenten im Fokusgebiet Großraum Wangerooge – Leuchtturm Alte Weser – Wilhelmshaven

	Handlungsempfehlungen	zu erfassende Parameter	Kennblätter	Lebensräume/Komponenten in der Fokusregion
Chemisches Monitoring				
<ul style="list-style-type: none"> – Wasser – Sediment – Biota 	<ul style="list-style-type: none"> – Wasser: Analytik vor allem relevant, solange Öl an Wasseroberfläche treibt – Sediment: Analytik obligatorisch, da im eulitoral geprägten Fokusgebiet immer von Verschmutzung auszugehen ist Bei Anlandung von Öl, Eindringtiefe der Kontamination im Ufer-/Strandbereich oder bei Vorland/Salzwiesen ermitteln – Biota: je nach Lebensraum Muscheln aus dem Epibenthos oder der Infauna – KW-Kontamination von Fischen mittels Analyse von PAK-Metaboliten in der Galle von z. B. Flunder oder Aalmutter bewerten – Seevogeleier (ggf. bei Verschmutzung vor Brutperiode) 	<ul style="list-style-type: none"> – Gesamt-Kohlenwasserstoffe (THC) – Aromatische KW/PAK – PAK-Metaboliten in Fischgalle – KW/PAK in Seevogeleiern 	Chemisches Monitoring	<ul style="list-style-type: none"> – Wassersäule: räumliche Ausbreitung der Kontamination – Sediment: Untersuchung prioritär in Küstennähe und im Anlandungsbereich von Öl – Biota (Muscheln): sollten gemeinsam mit Sedimentproben analysiert werden Miesmuschel: Hartsubstrat, Muschelbank, Seegraswiese Muscheln der Infauna: vegetationsfreies Schlick-, Sand- und Mischwatt Aalmutter: Seegraswiesen, Priele Kliesche, Flunder: sandige Wattgebiete, Priel, große Stromrinnen
Bioeffekt-Monitoring				
<ul style="list-style-type: none"> – Biotests – Biomarker 	<ul style="list-style-type: none"> – Ermittlung des toxischen Potenzials von Sedimentproben – Bei großflächiger Verschmutzung von Wattflächen Erfassung von Bioeffekten bei der Flunder. – Untersuchung von Fortpflanzungsstörungen bei der Aalmutter bei umfänglicher Schädigung von Seegraswiesen oder Verschmutzung von Prielen, flachem Sublitoral (Lebensraum für Aalmutter) 	<ul style="list-style-type: none"> – Biotestpalette – Reproduktionsstörungen und weitere Biomarker 	Bioeffekt-Monitoring	<ul style="list-style-type: none"> – ölverschmutzte Platen und Priele, kontaminierter Boden von Salzwiesen – Seegrasbestände im Jadebusen, Wurster Watt und im Gebiet Knechtsand/Eversand

	Handlungsempfehlungen	zu erfassende Parameter	Kennblätter	Lebensräume/Komponenten in der Fokusregion
Biologisches Monitoring				
Makro-zoobenthos	Sublitorale Weichböden: <ul style="list-style-type: none"> – Untersuchung der benthischen Weichbodenfauna mittels van-Veen-Greifer – mindestens 20 Greiferproben pro Habitat, diese können ggf. flächig verteilt werden, Stationsanzahl entsprechend Größe des kontaminierten Gebietes und Art des Habitats, mindestens 4 Stationen – Baumkurre / Dredge (5 min pro Transekt) – Dokumentation der sublitoralen Bereiche mittels UW-Video/ROV – Entnahme geeigneter Referenzproben 	<ul style="list-style-type: none"> – Artenzusammensetzung – Individuendichte (Abundanz) und Biomasse – Größenspektren vorgefundener Muschelarten – Schadstoffbelastung zur Bioindikation geeigneter Muschelarten (s.o.) – Geophysikalische Eigenschaften der Oberflächensedimente – Hydrologische Parameter 	Makrozoobenthos, Sandbänke	<ul style="list-style-type: none"> – Sublitorale, tiefere Bereiche (schlickhaltige und feinsandige Weichböden) – Weichböden im Fahrwasser der Jade und Weser – Weichböden im Bereich des Weserästuars
	Eulitorale Weichböden: <ul style="list-style-type: none"> – Untersuchung der benthischen Weichbodenfauna mittels Stechrohr – mindestens 20 Stechrohrproben pro Habitat, diese können ggf. flächig verteilt werden, Stationsanzahl entsprechend Größe des kontaminierten Gebietes und Art des Habitats, mindestens 4 Stationen – fotografische Dokumentation – Entnahme geeigneter Referenzproben 	Parameter wie sublitorale Weichböden	Eulitorale Sand-, Misch- und Schlickwatten, Uferzonen und Strände, Makrozoobenthos	<ul style="list-style-type: none"> – Schlickhaltige sowie fein- bis grobsandige Weichböden des Eulitorals der Außenküsten und des Jadebusens

	Handlungsempfehlungen	zu erfassende Parameter	Kennblätter	Lebensräume/Komponenten in der Fokusregion
	<p>Hartsubstrate, Muschelbänke:</p> <ul style="list-style-type: none"> – Kratzproben zur quantitativen Erfassung der Aufwuchsf fauna (20 x 20 cm) durch Begehung / Taucher – Berücksichtigung evtl. auftretender Tiefenzonierungen (mind. 3 Kratzproben pro Tiefenstufe) – sofern vorhanden, Beprobung kleinräumig auftretender Weichbodenareale innerhalb von Riffbereichen mittels Handstecher – Fotografische Dokumentation, kontaminierte Areale im Sublitoral sind mit Unterwasser-Video dokumentieren (Beweissicherung), Zustandsbewertung mittels UW-Video – Muschelbänke: Ermittlung der Flächenausdehnung und Bestandsaufnahme betroffener Muschelbankbestände sowie von Referenz-Muschelbänken durch Auswertung von Luftbildern und/oder Begehung im Watt 	<p>Parameter wie sublitorale Weichböden</p>	<p>Riffe, Muschelbänke, Makrozoobenthos</p>	<ul style="list-style-type: none"> – Künstliche Hartsubstrate (z. B. Bühnen und Leitdämme, Spundwände in den Häfen Wilhelmshaven und Bremerhaven) – Miesmuschelbänke in den Wattenmeer-gebieten des Betrachtungsgebietes
Makro-phytobenthos	<p>Makrophyten auf Weichböden:</p> <ul style="list-style-type: none"> – Flächenhafte Erfassung von Seegraswiesen und opportunistischen Grünalgenmatten mittels Fernerkundung (Flugkartierung) und in-situ Bodenkartierung (ground truthing) – Gegebenenfalls punktuelle Untersuchung von Dauer-messstationen (bei Vorhandensein von Referenzdaten) 	<ul style="list-style-type: none"> – Flächenausdehnung – Ausdehnung Arten – Artenzusammensetzung – Bedeckungsgrad > 5 % – Biomasse – Epiphyten auf Zostera – Lage – Tiefengrenze – Bedeckung opportunistischer Algenmatten 	<p>Seegraswiesen, Makrophyten, Makrozoobenthos</p>	<p>Schlickhaltige sowie fein- bis grobsandige Weichböden des Eulitorals der Außenküsten und des Jadebusens</p>

	Handlungsempfehlungen	zu erfassende Parameter	Kennblätter	Lebensräume/Komponenten in der Fokusregion
	<p>Makrophyten auf Hartböden:</p> <ul style="list-style-type: none"> – Makrophytenerfassung mittels Rahmen (50 x 50 cm) entlang eines Transektes (evtl. Etablierung von Dauerquadraten) 	<ul style="list-style-type: none"> – Artenzusammensetzung – Anteil Grün- und Rotalgen – Anteil Opportunisten – Bedeckung (%) mit Fucus 	<p>Makrophyten, Muschelbänke</p>	<ul style="list-style-type: none"> – Miesmuschelbänke im Eulitoral des Betrachtungsgebietes, künstliche Hartsubstrate (s. o.)
Salzwiesen	<ul style="list-style-type: none"> – Erfassung der Vegetation an ausgewählten Dauerflächen/-quadraten und/oder Transekten – Erfassung der Wirbellosenfauna an Monitoringstationen – Erfassung saisonaler Veränderungen – Luftbilder zur flächenhaften Ersterfassung der geschädigten Vegetation und Gesamterfassung der Vegetation im Verlauf der Regeneration der Salzwiese – Ggf. Erfassung der Verölung des Bodens und der Verwitterung/des Abbaus im zeitlichen Verlauf 	<p>Vegetation:</p> <ul style="list-style-type: none"> – Flächenausdehnung – Artenzusammensetzung – Dichte, Deckung – Anteil ein- und mehr-jähriger Pflanzen <p>lebensraumtypische Wirbellosenfauna (repräsentative Gruppen der endogäischen, epigäischen und Phytalfauna):</p> <ul style="list-style-type: none"> – Artenspektrum – Abundanz <p>Ggf. Erfassung der benthischen Fauna in aquatischen Bereichen (s. Makrozoobenthos eulitorale Weichböden)</p> <ul style="list-style-type: none"> – Ggf. Erfassung Avifauna (s. Vögel) 	<p>Salzwiesen</p>	<ul style="list-style-type: none"> – Salzwiesen entlang der gesamten Festlandsküste sowie auf den Inseln Wangerooge und Mellum, einschließlich der Grünlandflächen und der durch Queller und Schlickgras geprägten aquatisch-terrestrischen Übergangszonen

	Handlungsempfehlungen	zu erfassende Parameter	Kennblätter	Lebensräume/Komponenten in der Fokusregion
Fische	<ul style="list-style-type: none"> – Optional Durchführung eines Spülsaum-Monitorings zur Erfassung toter und angespülter Fische – Optional Untersuchungen mit Hamenfischerei und/oder kleiner Baumkurre, in Salzwiesenpriel mit Stellnetzen, ... 	<ul style="list-style-type: none"> – Artenzusammensetzung – Abundanz je Art – Biomasse je Art – Alters- bzw. Längenerfassung 	Fische	<ul style="list-style-type: none"> – Watten – Kleinfischfauna der Salzwiesen des Jadebusens
Vögel	<ul style="list-style-type: none"> – Durchführung eines Spülsaum-Monitorings in Kombination mit einem Driftexperiment – Aufsammeln und Entsorgung toter Vögel, Autopsie einer Stichprobe toter Vögel – eventuell Rehabilitation verörter Vögel – ggf. Beprobung von Eiern auf PAK-Gehalt – Monitoring des Bruterfolgs und der Anzahl Brutpaare – Monitoring rastender See- und Wasservogelbestände schiffs-, land- und flugzeugbasiert 	<ul style="list-style-type: none"> – Rastvögel: Anzahl verörter Vögel im Rahmen eines Spülsaummonitorings, Abundanzen – Brutvögel: Bruterfolg, Anzahl Brutpaare, Gehalt von PAK in Vogeleier 	Vögel	<ul style="list-style-type: none"> – Offshore-Gewässer – Sandbänke – Düneninseln – flache Meeresbucht – Watten – Salzwiesen / Marschen
Marine Säuger	<ul style="list-style-type: none"> – Monitoring der Liegeplätze in der Außenweser/ Außenjade mittels schiffs- und flugzeugbasierter Methoden – Erfassung von verletzten/toten Tieren im Rahmen eines Spülsaummonitorings. 	<ul style="list-style-type: none"> – Rastbestände auf den angestammten Liegeplätzen – Totfunde (Sektion zur Ursachenklärung) 	Marine Säuger	<ul style="list-style-type: none"> – Wangerooge – Minsener Oog – Mellum – Wattgebiete Hohe Weg und – Robbenplate

8.2 Elbeästuar - Außenelbe bis Nord-Ostsee-Kanal



Foto: S. Wahrendorf

Im „Elbeästuar“ treffen vielfältige Nutzungen und teils miteinander konkurrierende Interessen wie Schifffahrt, wasserwirtschaftliche Aspekte, Naturschutz und Hochwasserschutz aufeinander. Als Teil der Deutschen Bucht, eines der verkehrsreichsten Seegebiete in der Nordsee, ist das Betrachtungsgebiet vorrangig durch den Schiffsverkehr von und nach Hamburg und durch den Nord-Ostsee-Kanal geprägt.

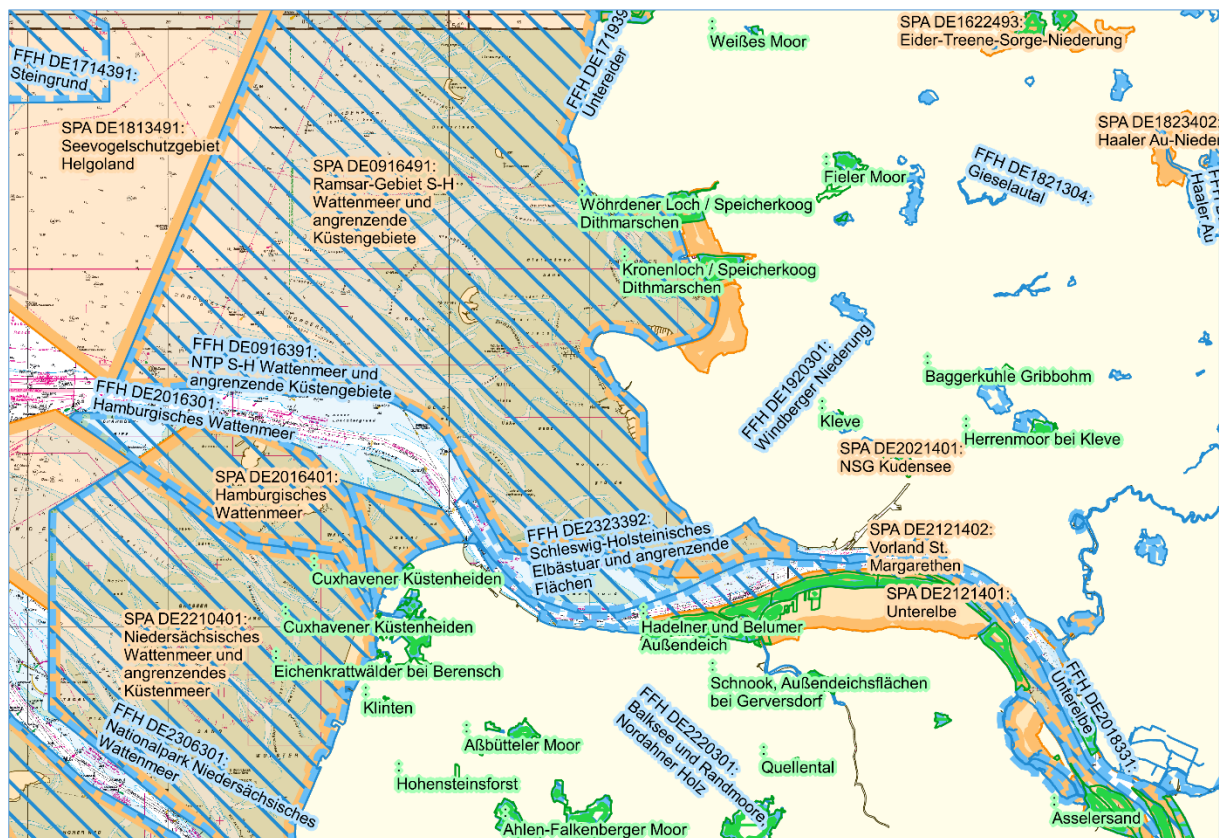


Abb. 4: Großraum Elbeästuar: Darstellung der elektronischen Seekarte mit FFH-, Vogelschutz- und Naturschutzgebieten (IfAÖ 2016)

Nahezu das gesamte Mündungsgebiet der Elbe ist als Schutzgebiet gemäß Vogelschutzrichtlinie und FFH-Richtlinie ausgewiesen. Größtenteils sind diese Schutzgebiete zugleich Bestandteil der Wattenmeer-Nationalparks Niedersachsens, Hamburgs und Schleswig-Holsteins.

Lebensräume

Das Elbeästuar ist ein dynamisches System von Flach- und Tiefwasserbereichen, Wattflächen, terrestrischen Flächen, Inseln und Stromarmen mit einer starken Ausprägung von Tide und Strömung.

Die dominierenden Lebensräume im Betrachtungsgebiet „Außenelbe bis Nord-Ostsee-Kanal“ sind das Wattenmeer und das Ästuar mit der Hauptstromrinne, den Nebenrinnen und Prielen. Bei den Wattgebieten sind Schlick-, Misch- und Sandwatt zu unterscheiden.

Die Gezeitenzone nimmt im größten Bereich des Betrachtungsgebietes einen Anteil von 20 - 36 % ein.

Ästuar stellen das Bindeglied zwischen limnischen und marinen Lebensräumen dar. Charakteristisch für diesen Lebensraum ist das Ein- und Ausschwingen von salzhaltigem Meerwasser, was zu einem ständigen Wechsel des Salzgehaltes führt.

Weitere bedeutende Teillebensräume im Fokusgebiet „Elbeästuar“ sind Muschelbänke, Quellerwatt, Schlickgrasbestände, Salzwiesen und einjährige Spülsäume. Salzwiesen zählen zu den Lebensräumen mit der höchsten Sensitivität gegenüber einer Ölverschmutzung.

Chemisches Monitoring

Die beidseits des Mündungstrichters der Elbe liegenden ausgedehnten Wattflächen sind besonders kontaminationsgefährdet. Bei einem Ölunfall sind mit großer Wahrscheinlichkeit Wattgebiete (Platen und Priele) von Verschmutzung betroffen. Anhand von Sediment- und Biota-Proben sind die räumliche Verteilung und der zeitliche Verlauf der Kontamination zu ermitteln.

Bei von Vegetation und Faunenbesiedlung freien Platen sollte die Schadstoffermittlung an Muscheln der Infauna (Baltische Plattmuschel, Herzmuschel) erfolgen.

Für Untersuchungen zur Belastung von Fischen mit ölbürtigen Kohlenwasserstoffen sind die weit verbreitet vorkommende Flunder und die Aalmutter geeignet. Letztere ist besonders auf der schleswig-holsteinischen Seite des Elbeästuars verbreitet. Im Hauptprielsystem der Meldorfer Bucht werden jährlich im Mai Aalmuttern für Schadstoffuntersuchungen durch die Umweltprobenbank entnommen.

Im Einzelfall ist zu prüfen, ob nach einem Schadstoffunfall auch Seevogeleiern auf relevante Schadstoffe untersucht werden sollen. Eier von Silbermöwen einer Kolonie auf der Insel Trischen werden in zweijährigem Abstand im Mai durch die Umweltprobenbank beprobt. Im Rahmen des TMAP werden jährlich Austernfischereier aus dem Hullen und von Trischen sowie Flusseeeschwalbeneier aus dem Neufelder Koog und von Trischen beprobt.

Bioeffekt-Monitoring

Bei starker Umweltverschmutzung ist die Anwendung von Biotests zur Bewertung des ökotoxischen Potenzials von kontaminiertem Wasser und Sediment, ergänzend zur chemischen Analytik, zweckmäßig.

Für die Untersuchung von Biomarkern sind Flundern oder Aalmuttern geeignet.

Biologisches Monitoring

Benthos

Im Fokusgebiet „Elbeästuar“ werden die Lebensgemeinschaften des **Makrozoobenthos** – abhängig vom Sedimenttyp und Salzgehalt – von unterschiedlichen Arten dominiert. Im Übergang zwischen Salz- und Süßwasser sind die charakteristischen Arten die Polychaeten (Borstenwürmer) *Boccardiella ligERICA* und *Marenzelleria* spp. Hartsubstrat in diesem Bereich wird vorwiegend von Hydrozoen (Nesseltiere) und der Miesmuschel *Mytilus edulis* besiedelt. Die Besiedlung der Wattflächen ist abhängig von der Sedimentzusammensetzung. Das Schlickwatt wird vorwiegend vom Polychaeten *Eteone longa* und dem Schlickkrebs *Corophium volutator* besiedelt. Während zu den typischen Bewohnern

des Sandwatts die Polychaeten *Scoloplos armiger*, *Scolelepis squamata* und der Bäumchenröhrenwurm *Lanice conchilega* sowie die Herzmuschel *Cerastoderma edule* gehören, zeigen die Polychaeten *Pygospio elegans* und *Nephtys hombergii* sowie die Baltische Plattmuschel *Macoma balthica* keine eindeutige Präferenz und sind auf allen Wattflächen vertreten. Im Übergang zum Weserästuar gibt es auf den Watten und in den Rinnen in begrenztem Umfang Miesmuschelbänke. Im Bereich des Schifffahrtswegs der Elbe ist zumindest ein größeres sublitorales Miesmuschelvorkommen bekannt. Das Makrozoobenthos des Betrachtungsgebietes ist primäre Nahrungsquelle für verschiedene Fischarten sowie für zahlreiche Rast- und Brutvogelarten. Die Verbreitung der eulitoralen Miesmuschelbänke im Niedersächsischen Wattenmeer kann im Umweltportal NUMIS abgerufen werden

(<http://www.numis.niedersachsen.de/trefferanzeige?cmd=doShowDocument&docuuid=73867463-3428-4c52-a2b2-160ad76ff0e0&plugid=/ingrid-group:iplug-csw-dsc-nokis-admin.>).

Die Ausprägung der **Makrophytenvegetation** der Tideelbe wird durch die besonderen Gegebenheiten des Tideästuars bestimmt. Prägende Faktoren sind dabei Tidenregime, Strömungsgeschwindigkeit, Salinität, Ufermorphologie, Substrat und Exposition.

Im stark marin geprägten Elbeästuar sind verschiedene Makrophytentaxa anzutreffen (sowohl Algen als auch Angiospermen). Stete Vorkommen von Seegräsern (*Zostera sp*) sind auf den Dithmarscher Wattflächen ab Westerkoog (nördlich Büsum) entlang der Küste in Richtung Norden dokumentiert.

In den Übergangsgewässern des Elbeästuars dominieren uferparallel Bestände des Schilfs und weiterer Röhricharten, wie z.B. der Strandsimse *Bolboschoenus maritimus*. Zum Teil schließen oberhalb Salzmarschen an. Zwischen den Bühnen wachsen u.a. die Laugenblume und das Schlickgras.

Wasserseitig schließen sich eine lückige Queller-Flur sowie Mischbestände aus Queller-Flur und Schlickgras an.

Salzwiesen

Entlang der Küstenlinie von Dithmarschen befindet sich eine Zone von Salzwiesen/Salzgrünländern als Deichvorland. Im Bereich von Friedrichskoog ist ein besonders breiter Salzwiesenbereich ausgebildet. Im Norden der Halbinsel Friedrichskoog/ Südwesten der Meldorfer Bucht erstreckt sich ein weiterer, besonders breit ausgeprägter Salzgrünlandbereich. Weitere ausgedehnte Salzwiesen befinden sich im Elbmündungstrichter im Osten der Insel Trischen im Vorland der Insel Neuwerk, zwischen den Inseln Scharhorn und Nigehörn und im Übergang zum Weserästuar entlang der Küste vor Cuxhaven und Nordholz.

Fische

Die Fischgemeinschaft der Tideelbe umfasst ca. 34 - 40 Arten und wird weitestgehend von wenigen euryhalinen Wanderfischarten geprägt. Der Stint ist mit Abstand die häufigste Art, daneben finden sich Kaulbarsch, Hering, Kleine Seenadel, Dreistachliger Stichling und Flunder.

Vorwiegend im Frühjahr erfolgen im Elbeästuar ausgedehnte Laichwanderungen durch diadrome **Wanderfischarten**. Hierzu gehören mehrere FFH-Anhangsarten wie die Finte, der Maifisch, der Europäische Stör, das Flussneunauge, das Meerneunauge und der Schnäpel. Darüber hinaus wären ebenso die gemäß der Roten Liste der gefährdeten Fischarten Deutschlands als gefährdet geführten Arten wie der Europäische Aal, der Atlantische Lachs und die Meerforelle infolge eines Ölunfalls während des Frühjahres betroffen. Eine Betroffenheit ergibt sich für die genannten Fischarten direkt durch eine Barrierewirkung auf dem Weg zu (adulte Individuen) und von (juvenile Individuen) den Laichgebieten und einer damit verbundenen Reduzierung des Laichpotentials bzw. -erfolges. Eine weitere direkte

Beeinträchtigung durch eine erhöhte Mortalität ergibt sich auf die Eier- und Larvendrift (bzw. deren Aufwuchs) während des Frühsommers, insbesondere für die Finte. Auch indirekte Auswirkungen aufgrund der Beeinträchtigung von Laichhabitaten sind bei einem Ölunfall nicht auszuschließen. Es ist zu erwarten, dass Schadwirkungen somit auf Populationsebene dieser Fischarten (diadrome Wanderer) nachweisbar sind. Daraus ergibt sich die fachliche Notwendigkeit eines Langzeit-Monitorings für streng geschützte Fischarten gemäß der FFH-Habitat-Richtlinie.

Daneben sind **Fischarten wie die Flunder** jedoch **als Bioindikatoren** zur Erfassung der chemischen Belastung und von biologischen Schadstoffeffekten von Bedeutung. Weiterhin lässt sich indirekt über das Monitoring von „Benthischen Lebensräumen“ der Grad der Wiederherstellung degradierter Habitate ableiten und eine Wiederbesiedlung durch die ursprünglich etablierten Fischarten einschätzen.

Vögel

Hohe **Brutbestände** an Vögeln befinden sich auf den Inseln (Neuwerk, Scharhörn, Nigehörn, Trischen). Hervorzuheben sind dort die Bestandszahlen von Möwen und Seeschwalben. Als weitere Brutvögel der Inseln treten Kormoran, Löffler, Brandgans, verschiedene Limikolenarten, Eiderente, Gründelenten und Gänse auf. Die Salzwiesen-Vorländer der Außenküsten und der Elbmündung sind Bruthabitate verschiedener Arten, insbesondere von Limikolen, Möwen und Seeschwalben. Eine besondere Gefährdungssituation kann sich ggf. für die Lachseeschwalbe ergeben. Sie gilt in Deutschland als vom Aussterben bedroht. Die einzige Kolonie der Lachseeschwalbe in Nordwest-Europa mit 30 - 40 Brutpaaren befindet sich auf schleswig-holsteinischer Seite im Vorland bei Neufeld. Auch einige Köge innerhalb des Fokusgebiets (z.B. Dithmarscher Speicherkoog) beherbergen eine Vielzahl brütender Vogelarten.

Bei einem Öl- oder Chemikalienunfall im Großraum Elbeästuar sind die Vogelbrutbestände der Inseln gefährdet, da die Brutstätten zumeist auf flachen Düneninseln mit geringer Höhe über dem Meeresspiegel liegen. Gleiches gilt für die ungeschützten Salzwiesen der Deichvorländer. Aus diesem Grund ist das Risiko, dass die unmittelbare Nähe der Neststandorte und Nahrungsflächen durch angeschwemmtes Öl verschmutzt werden, im Falle eines Ölunfalls hoch. Brutbestände der Köge sind gefährdet, wenn Tiere aus den Kögen zur Nahrungsaufnahme an die Außenküste oder in küstenferne Gewässer wechseln.

Eine Vielzahl von **Rastvögeln** nutzt die ausgedehnten Wattflächen im Fokusgebiet zur Nahrungssuche. Besonders hohe Rastbestände werden im Elbmündungsbereich bei den Limikolen im Sommer zwischen Brunsbüttel und Meldorfer Speicherkoog erreicht. Besonders erwähnenswert sind die Rastbestände des afro-sibirischen Knutts im Frühjahr, die 90 % der Population umfassen. Eine weitere Besonderheit bildet die Brandgans (Rote Liste wandernder Vogelarten Deutschlands, „vom Erlöschen bedroht“). Brandgänse mausern auf den Watten im Bereich Trischen / Elbmündung im Juli und August in international bedeutenden Beständen. Sie können aufgrund ihrer Flugunfähigkeit zu dieser Zeit einem Ölteppich nicht ausweichen. Bei einem Ölunfall sind sie auch als Population hochgradig gefährdet.

Die Vogelrastbestände der Offshore-Gewässer innerhalb des Betrachtungsgebietes umfassen das typische Artenspektrum der Nordsee. Im Falle eines Ölunfalls im Großraum Elbeästuar sind rastende See- und Wasservögel des Offshore-Bereichs ggf. in besonderem Maße von einer Ölverschmutzung betroffen. Allgemein gelten Seetaucher, Lappentaucher, Alken und Meerestenten als die Artengruppen mit der höchsten Sensitivität gegenüber einer Ölverschmutzung. Besonders gefährdet sind ggf. die Vor-

kommen der Eiderente. Wichtige Mauserplätze der Art befinden sich u. a. in den Bereichen der Außenelbe und bei Trischen sowie um die Inseln Scharhörn und Nigehörn.

Marine Säuger

Schweinswale und Seehunde kommen im Mündungstrichter der Elbe in unterschiedlicher Häufigkeit vor. Der Schweinswal ist in der Nordsee normalerweise in Wassertiefen von über 10 m verbreitet. Daher tritt er entlang der Küsten und im Betrachtungsgebiet in geringeren Dichten auf als in der restlichen Deutschen Bucht.

Der Zeitraum zwischen April und August wird als besonders sensibel erachtet, da **Schweinswale** dann aufgrund von Paarung (Juli - August), Kalbung (Mai - Juli) und Aufzucht in höheren Dichten auftreten. Jungtiere, die gegenüber einem Schadstoffunfall besonders empfindlich wären, kommen vor allem in küstenfernen Gebieten vor. Insgesamt ist das Risiko für Schweinswale, Opfer eines Schadstoffunfalls zu werden, aufgrund ihrer geringen Abundanz im Betrachtungsgebiet und ihrer hohen Mobilität als gering zu bewerten.

Seehunde kommen entlang der gesamten deutschen Wattenmeerküste und auf Helgoland vor. In der Elbmündung sind Seehunde auf Neuwerk und Scharhörn anzutreffen. Gelegentlich werden sie auch weiter elbaufwärts beobachtet. Im Allgemeinen sind Sichtungen in der Elbe aber sehr selten. In der Fortpflanzungs- und Aufzuchtzeit (Mai - Juli) sowie während des Fellwechsels zwischen Juni und September verbringen Seehunde viel Zeit auf Liegeplätzen. Durch die intensive Nutzung von Liegeplätzen von Mai bis September sind Seehunde nicht nur auf See, sondern auch an den genutzten eulitoralischen Sandbänken potenziell durch einen Schadstoffunfall gefährdet. Aktuelle Daten mit den Ergebnissen der Seehundzählungen der letzten Jahre können von der Homepage der Nationalparkverwaltung Niedersächsisches Wattenmeer abgerufen werden (http://www.nationalparkwattenmeer.de/nds/service/publikationen/1134_seehunde-von-borkum-bis-cuxhaven-karten).

Wegen ihrer relativ hohen Bestandszahlen, im Vergleich zu Schweinswalen weisen Seehunde das höhere Gefährdungsrisiko auf, Opfer eines Schadstoffunfalls zu werden. Das Risiko ist aber auf den Bereich der Außenelbe mit ihren Inseln und Wattflächen begrenzt. Bei einem Schadstoffunfall oberhalb von Brunsbüttel ist das Verschmutzungsrisiko gering, sofern keine größere Ölverdriftung durch Wind, Strömung und Gezeiten erfolgt.

Handlungsempfehlungen bei Eintritt eines Schadstoffunfalls

Für Lebensräume und Monitoringkomponenten der Fokusregion „Elbeästuar“ sind Handlungsempfehlungen bei Eintritt eines Schadstoffunfalls in Tab. 14 aufgeführt. Weitere methodische Hinweise sind den in dieser Tabelle angegebenen Kennblättern zu entnehmen. Bekämpfungsmaßnahmen und Maßnahmen des Sofort-Monitorings sind prioritär in den zum jeweiligen Zeitpunkt VPS-sensitivsten Bereichen durchzuführen. Hierbei sind insbesondere die Anlandungszonen des Öls bzw. die küstennahen Regionen zu überwachen, da hier mit den massivsten Umweltschäden zu rechnen ist.

Aufgrund der Gezeiten ist bei einem Austritt von Öl innerhalb der Wassersäule zu berücksichtigen, dass auch die trockenfallenden Flächen bei Ebbe durch Ölverschmutzung bedroht sein können. Sollte Öl innerhalb der Priele sowie im Fahrwasser der Elbe nahe der Wasseroberfläche austreten, sind bei Flut primär ufernahe Flachwasserbereiche und Strände, in Abhängigkeit von der Verdriftung des Ölteppichs, von Ölverschmutzung bedroht.

Tab. 14: Handlungsempfehlungen für Lebensräume/Komponenten im Fokusgebiet Elbeästuar

	Handlungsempfehlungen	zu erfassende Parameter	Kennblätter	Lebensräume/Komponenten in der Fokusregion
Chemisches Monitoring				
Wasser Sediment Biota	<ul style="list-style-type: none"> – Die chemische Analytik von Wasser ist vor allem relevant, solange sich Öl küstenfern befindet. Die Analytik soll zeigen, ob eine tieferreichende Kontamination der Wassersäule vorliegt und ggf. benthische Lebensräume bedroht sind. – Bei einer drohenden oder erfolgten Anlandung von Öl sind Sediment und Biota (Muscheln) im küstennahen Flachwasserbereich zu beproben. – Zur Ermittlung der KW-Kontamination von Fischen können PAK-Metaboliten in der Galle von z. B. Flunder oder Aalmutter analysiert werden. – Analyse von Seevogeleiern auf KW-Belastung 	<ul style="list-style-type: none"> – Gesamt-Kohlenwasserstoffe (THC) – Aromatische KW/PAK – PAK-Metaboliten in Fischgalle 	Chemisches Monitoring	<ul style="list-style-type: none"> – Wassersäule: In der Frühphase eines Ölunfalls möglichst Screening der Kontamination mittels Ultraviolettfluoreszenzspektrometrie. – Sediment: Untersuchung prioritär in Küstennähe und im Anlandungsbereich von Öl. – Muscheln: sollten gemeinsam mit Sedimentproben analysiert werden.
Bioeffekt-Monitoring				
Wasser Sediment Biota	<ul style="list-style-type: none"> – Bioeffekte sind optional, insbesondere bei einem großen Schadstoffunfall zu untersuchen. Anhand von Biotests sollte geprüft werden, ob Wasser- und Sedimentproben ein toxisches Potenzial aufweisen. – Biomarker-Untersuchungen sind optional an Muscheln (Infauna/Epifauna) durchzuführen – Für Biomarker-Untersuchungen an Fischen sind Flunder und Aalmutter besonders geeignet 	<ul style="list-style-type: none"> – Biotests mit Bakterien, einzelligen Algen, Kleinkrebsen – Biomarker-Untersuchungen 	Bioeffekt-Monitoring	<ul style="list-style-type: none"> – Biotests an Wasserproben ggf. besonders in küstenfernen Bereichen relevant, um Kontamination der Wassersäule zu erfassen. Untersuchung von Sediment primär in küstennahen Bereichen mit geringer Wassertiefe, da dort das Kontaminationspotenzial besonders groß ist. – Biomarker: Miesmuscheln als Bioindikatoren für Riffe und Hartsubstrate. In Weichböden können die Tellmuschel und Herz-

	Handlungsempfehlungen	zu erfassende Parameter	Kennblätter	Lebensräume/Komponenten in der Fokusregion
				muschelarten ufernah auch Sandklaffmuscheln als Bioindikatoren verwendet werden
Biologisches Monitoring				
Makrozoobenthos	Sublitorale Weichböden: <ul style="list-style-type: none"> – Untersuchung der benthischen Weichbodenfauna mittels van-Veen-Greifer – mindestens 20 Greiferproben pro Habitat, diese können ggf. flächig verteilt werden, Stationsanzahl entsprechend Größe des kontaminierten Gebietes und Art des Habitats, mindestens 4 Stationen – Baumkurre / Dredge (5 min pro Transekt) – Entnahme geeigneter Referenzproben 	<ul style="list-style-type: none"> – Artenzusammensetzung – Individuendichte (Abundanz) und Biomasse – Größenspektren vorgefundener Muschelarten – Schadstoffbelastung zur Bioindikation geeigneter Muschelarten (s. o.) – Geophysikalische Eigenschaften der Oberflächensedimente – Hydrologische Parameter 	Makrozoobenthos,	<ul style="list-style-type: none"> – Sublitorale, tiefere Bereiche (schlickhaltige und feinsandige Weichböden) – Weichböden im Fahrwasser der Elbe – Weichböden im Bereich des Elbeästuars
	Eulitorale Weichböden: <ul style="list-style-type: none"> – Untersuchung der benthischen Weichbodenfauna mittels Stechrohr – mindestens 20 Stechrohrproben pro Habitat, diese können ggf. flächig verteilt werden, Stationsanzahl entsprechend Größe des kontaminierten Gebietes und Art des Habitats, mindestens 4 Stationen – fotografische Dokumentation – Entnahme geeigneter Referenzproben 	Parameter wie sublitorale Weichböden.	Eulitorale Sand-, Misch- und Schlickwatten, Uferzonen und Strände, Makrozoobenthos Muschelbänke	<ul style="list-style-type: none"> – Schlickhaltige sowie fein- bis grobsandige Weichböden des Eulitorals der Außenküsten und des Elbeästuars

	Handlungsempfehlungen	zu erfassende Parameter	Kennblätter	Lebensräume/Komponenten in der Fokusregion
	<ul style="list-style-type: none"> – Hartsubstrate, Muschelbänke – Kratzproben zur quantitativen Erfassung der Aufwuchsfauna (20 x 20 cm) durch Begehung/Taucher – Berücksichtigung evtl. auftretender Tiefenzonierungen (mind. 3 Kratzproben pro Tiefenstufe) – sofern vorhanden, Beprobung kleinräumig auftretender Weichbodenareale innerhalb von Riffbereichen mittels Handstecher 	Parameter wie sublitorale Weichböden.	Riffe, Muschelbänke, Makrozoobenthos	<ul style="list-style-type: none"> – Miesmuschelbänke in den angrenzenden Wattenmeergebieten des Weserästuars – Künstliche Hartsubstrate (z. B. Spundwände in den angrenzenden Häfen)
Makro-phytobenthos	Makrophyten auf Weichböden: <ul style="list-style-type: none"> – Flächenhafte Erfassung von Seegraswiesen und opportunistischen Grünalgenmatten mittels Fernerkundung (Flugkartierung) und in-situ Bodenkartierung (ground truthing) – Gegebenenfalls punktuelle Untersuchung von Dauermessstationen (bei Vorhandensein von Referenzdaten) 	<ul style="list-style-type: none"> – Flächenausdehnung – Ausdehnung Arten – Artenzusammensetzung – Bedeckungsgrad > 5 % – Biomasse – Lage – Bedeckung opportunistischer Algenmatten 	Makrophyten, Makrozoobenthos	– Schlickhaltige sowie fein- bis grobsandige Weichböden des Eulitorals der Außenküsten und des Elbeästuars

	Handlungsempfehlungen	zu erfassende Parameter	Kennblätter	Lebensräume/Komponenten in der Fokusregion
	<ul style="list-style-type: none"> – Erfassung emerser Röhrichte (nach „Makrophyten“ Standorttypie-Indexes STIm). 	<ul style="list-style-type: none"> – Artenzusammensetzung – Ausdehnung – Vegetationszonierung – Vitalität 	Makrophyten	<ul style="list-style-type: none"> – Weichböden im Fahrwasser der Elbe – Weichböden im Bereich des Elbeästuars
	<p>Makrophyten auf Hartböden:</p> <ul style="list-style-type: none"> – Makrophytenerfassung mittels Rahmen (50 x 50 cm) entlang eines Transektes (evtl. Etablierung von Dauerquadraten) 	<ul style="list-style-type: none"> – Artenzusammensetzung – Anteil Grün- und Rotalgen – Anteil Opportunisten – Bedeckung (%) mit Fucus 	Makrophyten, Muschelbänke	<ul style="list-style-type: none"> – Miesmuschelbänke im Eulitoral des Betrachtungsgebietes, künstliche Hartsubstrate (s. o.)
Salzwiesen	<ul style="list-style-type: none"> – Erfassung der Vegetation an ausgewählten Dauerflächen/-quadraten und/oder Transekten – Erfassung saisonaler Veränderungen – Erfassung der Wirbellosenfauna an Monitoringstationen – Luftbilder zur flächenhaften Ersterfassung der geschädigten Vegetation und Gesamterfassung der Vegetation im Verlauf der Regeneration der Salzwiese – Ggf. Erfassung der Verölung des Bodens und der Verwitterung/des Abbaus im zeitlichen Verlauf 	<p>Vegetation:</p> <ul style="list-style-type: none"> – Flächenausdehnung – Artenzusammensetzung – Dichte, Deckung – Anteil ein- und mehrjähriger Pflanzen <p>Lebensraumtypische Wirbellosenfauna (repräsentative Gruppen der endogäischen, epigäischen und Phytalfauna):</p> <ul style="list-style-type: none"> – Artenspektrum – Abundanz <p>Ggf. Erfassung der benthischen Fauna in aquatischen Bereichen (s. Makrozoobenthos eulitorale Weichböden)</p> <ul style="list-style-type: none"> – Ggf. Erfassung Avifauna 	Salzwiesen	<ul style="list-style-type: none"> – Salzwiesen entlang der Küstenlinie Dithmarschens und im Übergang zum Weserästuar – Salzwiesen im Übergangsgewässer Tideelbe – Salzwiesen im Vorland der Insel Neuwerk – Salzwiesen im Osten der Insel Trischen

	Handlungsempfehlungen	zu erfassende Parameter	Kennblätter	Lebensräume/Komponenten in der Fokusregion
		(s. Vögel)		
Fische	<ul style="list-style-type: none"> – Optional Durchführung eines Spülsaum-Monitorings zur Erfassung toter und angespülter Fische – Optional Untersuchungen mit Hamenfischerei und/oder kleiner Baumkurre 	<ul style="list-style-type: none"> – Artenzusammensetzung – Abundanz je Art – Biomasse je Art – Alters- bzw. Längenerfassung 	Fische	<ul style="list-style-type: none"> – Übergangsgewässer, Küstengewässer
Vögel	<ul style="list-style-type: none"> – Durchführung eines Spülsaum-Monitorings in Kombination mit einem Driftexperiment – Aufsammeln und Entsorgung toter Vögel, Autopsie einer Stichprobe toter Vögel – eventuell Rehabilitation verörter Vögel – Monitoring des Bruterfolgs und der Anzahl Brutpaare – Monitoring rastender See- und Wasservogelbestände schiffs-, land- und flugzeugbasiert 	<ul style="list-style-type: none"> – Rastvögel: Anzahl verörter Vögel im Rahmen eines Spülsaummonitorings, Abundanzen – Brutvögel: Bruterfolg, Anzahl Brutpaare, Gehalt von PAK in Vogeleier 	Vögel	<ul style="list-style-type: none"> – Offshore-Gewässer – Sandbänke – Düneninseln – Watten – Salzwiesen – Köge/Marschen
Marine Säuger	<ul style="list-style-type: none"> – Kein Monitoringbedarf bei Schweinswal und Kegelrobbe – Liege-/Wurfplätze von Seehunden lokal vorhanden und zu überwachen 	<ul style="list-style-type: none"> – Rastbestände auf den angestammten Sandbänken – Kartierung der Verbreitungsmuster – verletzte/tote Tiere 	Marine Säuger	<ul style="list-style-type: none"> – Seehunde Mai - Sept. häufiger auf Sandbänken – Sandbänke im Mündungstrichter der Außenelbe – Medemgrund

8.3 Kieler Förde bis Leuchtturm Kiel **mit angrenzenden Habitaten und Flachwassergebieten**



Die Kieler Förde erstreckt sich über eine Länge von 17 km von der südlichen Spitze im Kieler Stadtzentrum bis zur Außenförde, wo im Anschluss die Kieler Bucht beginnt. An ihrem Ausgang weist sie eine Breite ca. 6,5 km auf. Die schmalste Stelle, die „Friedrichsorter Enge“, ist ca. 1,9 km breit. Sie trennt die Außenförde von der Innenförde. Als Zufahrt zum Nord-Ostsee-Kanal und zum Kieler Fähr- und Handelshafen ist die Kieler Förde von großer Bedeutung für den Schiffsverkehr. Die Einfahrt in den Nord-Ostsee-Kanal liegt an der Westseite der Innenförde, an der gegenüber liegenden Seite mündet die Schwentine. Südöstlich des Leuchtturms Kiel wird der Schiffsverkehr durch ein Verkehrstrennungsgebiet geregelt. Im Bereich der Friedrichsorter Enge verengt sich das Hauptfahrwasser auf lediglich 450 m.

Zu beiden Seiten der Innenförde von Schilksee bis Neumühlen erstreckt sich das Kieler Stadtgebiet mit einer verdichteten urbanen Bebauung und Industriegebieten im südlichen Teil der Innenförde. Hier ist die Küstenlinie in weiten Bereichen von Uferbefestigungen, Hochwasserschutzanlagen und Hafenanlagen geprägt. Die Uferbereiche der Außenförde weisen vorwiegend Sandstrand auf.

Bis auf die äußeren, nördlichen Meeresbereiche sind im Bereich der Kieler Förde nur landseitige Schutzgebiete, zumeist Landschaftsschutzgebiete, ausgewiesen. Gebiete der Außenförde sind als FFH- und Vogelschutzgebiete Teil des Natura 2000-Schutzgebietsnetzes (Abb. 5). Am Boden der Förde ist Weichboden die vorherrschende Sedimentart. Erhöhte Schlickanteile treten in tieferen Bereichen und ausgebagerten Fahrrinnen auf. Natürliche Hartsubstrate sind kaum vorhanden. In sandigen Flachwasserbereichen sind weit verbreitet Seegraswiesen anzutreffen.

Insgesamt ist die Kieler Förde aufgrund des starken Schiffsverkehrs in Verbindung mit einem streckenweise schmalen Fahrwasser sowie der Zufahrt zum Nord-Ostseekanal ein potenziell unfallträchtiges Seegebiet.

Lebensräume

Die Kieler Förde ist ein durch anthropogenen Einfluss erheblich verändertes Küstengewässer. In den küstennahen Flachwassergebieten sind zumeist sandige Sedimente zu finden, denen sich landwärts ausgedehnte Sandstrände anschließen. Um Verluste von Hartsubstraten durch ehemalige Steinfischerei zu ersetzen, wurden am Falkensteiner Strand Steinschüttungen vorgenommen. Gemäß WRRL-Klassifikation lassen sich dem Betrachtungsgebiet drei Wasserkörper-Haupttypen zuordnen. Die Kieler Innenförde bis Heikendorf ist als mesohalines inneres Küstengewässer (B2) ausgewiesen. Die küstennahen Bereiche der Außenförde auf der Nord- (Bülk) und Südseite (Probstei) sind als mesohaline

offene Küstengewässer (B3) klassifiziert, während die zentrale Außenförde einen meso-polyhalinen offenen Status (B4) besitzt.

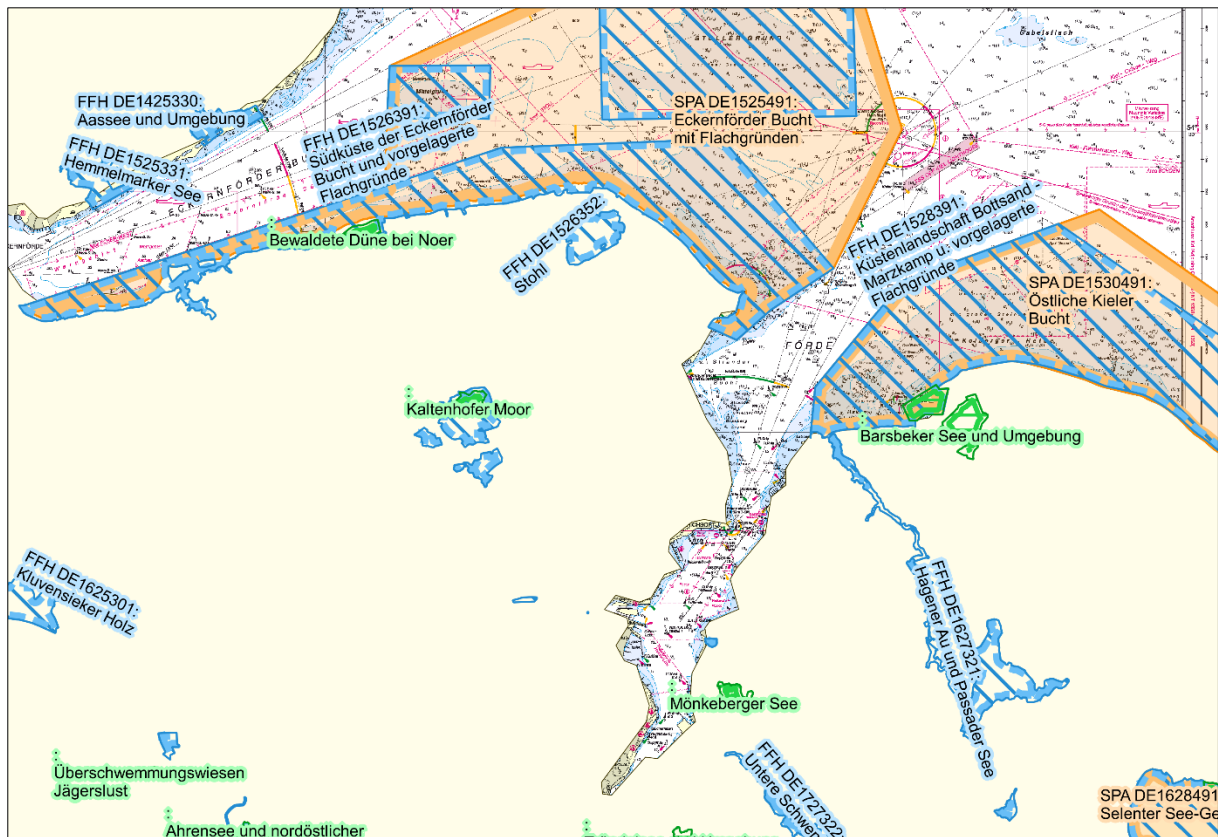


Abb. 5: Großraum Kieler Förde: Darstellung der elektronischen Seekarte mit FFH-, Vogelschutz- und Naturschutzgebieten (IfAÖ 2016)

Chemisches Monitoring

Die Kontamination der Umwelt mit Öl/Ölderivaten ist durch die chemische Analytik von Wasser, Sediment und Biota zu ermitteln. Auf Riff- und Hartbodenstrukturen bieten sich Miesmuscheln als Bioindikatoren stellvertretend für Biota an. Je nach Vorkommen können in Weichböden zumeist die Baltische Plattmuschel und/oder Herzmuschel-Arten genutzt werden. Bei ufernaher Beprobung eignen sich ggf. auch kleinere, nicht tief im Sediment sitzende Sandklaffmuscheln für die Analytik.

Zur Erfassung der Kontamination von Fischen mit ölbürtigen Kohlenwasserstoffen eignen sich besonders die Flunder und die Aalmutter. Die Flunder ist auf den sandigen Böden der Förde anzutreffen, während die Aalmutter ein Bewohner der Seegraswiesen/Makrophytenbestände ist.

Bioeffekt-Monitoring

Bei starker Umweltverschmutzung ist die Anwendung von Biotests zur Bewertung des ökotoxischen Potenzials von kontaminiertem Wasser und/oder Sediment, ergänzend zur chemischen Analytik, zweckmäßig.

Für die Untersuchung von Biomarkern sind Flundern oder Aalmuttern geeignet. Als Bewohner von Seegraswiesen besitzen Aalmuttern eine besondere Indikatorfunktion für diesen Lebensraum.

Biologisches Monitoring

Benthos

Auf den in der Kieler Förde vorherrschenden Weichböden sind typische marin-euryhaline benthische **Sandbodengemeinschaften** der südlichen Ostsee anzutreffen. In Gebieten mit erhöhtem Schlickanteil (in strömungsberuhigten tieferen Bereichen bzw. nahe der Fahrrinne) sind vereinzelt hohe Abundanzen charakteristischer Polychaetenarten wie *Scoloplos armiger* und *Heteromastus filiformis* und weiterer Taxa wie Oligochaeten und Nematoden festzustellen. Im Bereich der anthropogen überprägten Uferlinie (Hafen- und Industrieanlagen, Spundwände, Steinschüttungen) werden vor allem epibenthische Taxa (Seepocken, Miesmuscheln, Bryozoen und Cnidaria) vorgefunden. Stellenweise sind in sandigen Flachwasserbereichen Seegraswiesen mit einer typischen Phytalfauna (z.B. *Gammarus salinus*, *G. oceanicus* oder *Idothea balthica*) anzutreffen. Dominierende räuberische Epifaunaarten sind der Gemeine Seestern und die Strandkrabbe. Entsprechend der hohen anthropogenen Überprägung des Gebietes sind zahlreiche benthische Neozoenarten im Gebiet ansässig (z.B. *Rhithropanopeus harrisi*).

Bei einem Schadstoffunfall ist potenziell insbesondere mit der Verschmutzung flacherer Küstenbereiche der Kieler Förde zu rechnen. Die hier siedelnden Makrozoobenthosarten sind Nahrungsgrundlage für ansässige Fisch- und Seevogelarten.

Als **Makrophyten** kommen in der Kieler Förde u.a. Angiospermengemeinschaften, bestehend aus Seegräsern und der Schraubigen Salde, vor. Am östlichen Ufer der Kieler Förde etwa in Höhe Heikendorf wurden im Rahmen einer Dauermessstelle *Fucus* spp. im Uferbereich und Seegras bis in eine Wassertiefe von etwa 3,70 m dokumentiert.

Salzwiesen

Reste von Salzwiesen kommen im Betrachtungsgebiet lediglich am östlichen Ausgang der Förde im Bereich des NSG Bottsand vor.

Fische

Die Kieler Förde ist durch Uferbefestigungen, Hafenanlagen und Schiffsverkehr stark vom Menschen geprägt, zeigt aber eine sehr heterogene Habitatstruktur (z.B. Seegraswiesen und ausgedehnte Steinfelder). Somit nutzen mindestens 30 verschiedene Fischarten die Förde als Lebensraum. **Ständige Fördebewohner** sind zum Beispiel der Seeskorpion und Aalmutter sowie diverse Grundelarten, aber auch salztolerante Süßwasserarten wie Flussbarsch. Seestichling und Dreistachliger Stichling sind typische Bewohner von Seegraswiesen. Dorsch und Hering dient die Förde vor allem als Kinderstube für Larven und Jungfische, ist zugleich aber auch ein wichtiges Laichgebiet des Herings. Die abwechslungsreichen Habitatstrukturen bieten ihnen gute Versteckmöglichkeiten sowie eine ausreichende Nahrungsgrundlage. Angelockt vom Flusswasser der Schwentine kommen auf ihren Laichwanderungen Meerforellen in die Kieler Förde.

Die Mündungsbereiche der Zuflüsse Strander Au, Fuhlenau, Hagener Au und Barsbeker Au sind als Fischschonbezirke ausgewiesen.

Bei einem Öl-/Chemikalienunfall wären insbesondere die flachen Küstenbereiche der Kieler Förde gefährdet. Diese dienen diversen Plattfischarten (z.B. Flunder), aber insbesondere Dorsch und Hering als **Aufwuchs- und Laichgebiet** (hier nur der Hering) sowie Kleinfischen des Flachwassers als bedeutender Lebensraum.

Vögel

Der wesentliche **Brutvogelbestand** im Betrachtungsgebiet konzentriert sich auf das NSG „Bottsand“ an der Kieler Außenförde. Auf dem Nehrungshaken brüten Mittelsäger, Eiderente, Brandgans, Höckerschwan, Sturmmöwe und verschiedene Limikolen-, Seeschwalben- und Gründelentenarten.

Bei einem Ölunfall in der Kieler Bucht sind die Vogelbrutbestände des Naturschutzgebiets „Bottsand“ gefährdet, da die Brutstätte auf einem flachen Nehrungshaken unmittelbar an der Außenküste der Ostsee liegt. Aus diesem Grund ist die Wahrscheinlichkeit, dass der Nehrungshaken selbst -und dadurch die unmittelbare Nähe der Neststandorte- durch angeschwemmtes Öl verschmutzt werden sehr hoch. Hervorzuheben in diesem Zusammenhang ist das Brutvorkommen der Zwergseeschwalbe. Sie ist im Anhang I der EU-Vogelschutzrichtlinie (RL 79/409/EWG) gelistet. Die Brutpaar-Zahlen der deutschlandweit als vom Aussterben bedrohten und in Schleswig-Holstein als stark gefährdet eingestuften Art steigen seit 2007 im NSG Bottsand wieder an und erreichten 2014 einen Bestand von 27 Brutpaaren.

Das Betrachtungsgebiet schließt Teile der EU-Vogelschutzgebiete 1525-491 „Eckernförder Bucht mit Flachgründen“ und 1530-491 „Östliche Kieler Bucht“ mit ein. Die äußeren Bereiche der Kieler Förde (insbesondere der Flachgrund Stoller Grund) zählen zu den **bedeutenden Überwinterungsgebieten** für Meeresenten (Eiderente, Trauerente, Eisente) und Haubentaucher. In den geschützten Hafengebieten von Kiel überwintern regelmäßig Zwergtaucher in größerer Anzahl. Bei Heikendorf rasten regelmäßig größere Ansammlungen von Reiher- und zeitweise von Bergenten. Bei Friedrichsort gibt es einen regelmäßig besetzten Kormoranschlafplatz. Küstenfern halten sich regelmäßig Tordalken und Stern- taucher auf.

Bei einem Ölunfall sind rastende See- und Wasservögel des Offshore-Bereichs unter Umständen in besonderem Maße von einer Verschmutzung betroffen. Allgemein gelten die Artengruppen Seetaucher, Lappentaucher, Alken und Meeresenten als Artengruppen mit der höchsten Sensitivität gegenüber einer Ölverschmutzung.

Das NSG „Bottsand“ beinhaltet eines der größten Windwattvorkommen der schleswig-holsteinischen Ostseeküste. Es wird von zahlreichen Wasser- und Watvögeln zur Nahrungssuche genutzt. Bei Austritt von Öl in der Kieler Förde ist allerdings kaum von einer direkten Verschmutzung der Windwattfläche auszugehen, da die schmale Eintrittsstelle über die Einfahrt zur Marina Wendtorf gut vor einem eventuellen Öleintritt zu sichern ist.

Marine Säuger

Im Bereich der Kieler Förde kommen **Schweinswale** ganzjährig vor. Sie werden der Beltsee-Population zugeschrieben, die im Sommer aus dem Großen Belt in Richtung Pommersche Bucht wandert. Auf Grund von Paarung (Juli - August), Kalbung (Juni - Juli) und Aufzucht, einhergehend mit höheren Dichten im Frühjahr und Sommer, wird die Zeit zwischen Juni und August als besonders sensible Zeit für Schweinswale erachtet. Jungtiere, die bei einem Schadstoffunfall besonders gefährdet wären, werden nur sehr selten in der Kieler Förde gesichtet. Insgesamt ist das Risiko für Schweinswale, im Betrachtungsraum Opfer eines Schadstoffunfalls zu werden, als gering einzustufen.

Seehunde besitzen entlang der gesamten deutschen Ostseeküste keine fest etablierten Liege- oder Wurfplätze. In der Kieler Förde kommen sie lediglich als Gäste vor.

Kegelrobben kommen entlang der deutschen Ostseeküste schwerpunktmäßig in den östlichen Küstengewässern vor. So wurden in den Küstengewässern von Mecklenburg-Vorpommern in den letzten

Jahren immer häufiger Kegelrobben gesichtet, so dass von einer im Beginn befindlichen Rückkehr dieser Art an der deutschen Ostsee ausgegangen wird. Fest etablierte Liegeplätze mit regelmäßiger Reproduktion gibt es an der deutschen Ostseeküste aber bis heute nicht. In der Kieler Förde und Kieler Bucht treten Kegelrobben allenfalls als seltene Gäste auf.

Insgesamt besteht bei einem Schadstoffunfall im Fokusgebiet keine nennenswerte Gefährdung für Seehunde und Kegelrobben. Die nächstgelegene Mischkolonie aus Seehunden und Kegelrobben befindet sich am Rødsand südlich der dänischen Insel Falster (Dietz et al. 2003). Sofern einzelne Ölopfer vorkommen, ist nicht auszuschließen, dass es sich um Individuen von dieser Kolonie handelt.

Handlungsempfehlungen bei Eintritt eines Schadstoffunfalls

Eine Übersicht über Handlungsempfehlungen für verschiedene Lebensräume und Monitoringkomponenten der Fokusregion „Kieler Förde bis Leuchtturm Kiel“ bietet Tab. 15. Weitere methodische Hinweise sind den in dieser Tabelle aufgeführten Kennblättern zu entnehmen. Bekämpfungsmaßnahmen und Maßnahmen des Sofort-Monitorings sind prioritär in den zum jeweiligen Zeitpunkt sensitivsten Bereichen durchzuführen (s. VPS-sensi). Hierzu zählen insbesondere die Uferbereiche der Außenförde und der EU-Vogelschutzgebiete „Eckernförder Bucht mit Flachgründen“ und „Östliche Kieler Bucht“. Es sind insbesondere die Anlandungszonen des Öls bzw. die küstennahen Regionen zu überwachen, da hier mit den massivsten Umweltschäden zu rechnen ist. Die im Vorsorgeplan Schadstoffunfallbekämpfung (VPS) gespeicherten Informationen (Uferarten, Landfotos und Orthofotos, Sensitivität etc.) sind zur Koordination der Monitoringmaßnahmen heranzuziehen. Sofern naturnahe, i. d. R. touristisch kaum genutzte Strandabschnitte von Verölung betroffen sind, ist auch die dort ggf. vorhandene Strandvegetation als Monitoringkomponente zu erfassen.

Tab. 15: Handlungsempfehlungen für Lebensräume/Komponenten in der Fokusregion Kieler Förde

	Handlungsempfehlungen	zu erfassende Parameter	Kennblätter	Lebensräume/Komponenten in der Fokusregion
Chemisches Monitoring				
Wasser Sediment Biota	<ul style="list-style-type: none"> – Die chemische Analytik von Wasser ist vor allem relevant, solange sich Öl küstenfern befindet. Die Analytik soll zeigen, ob eine tieferreichende Kontamination der Wassersäule vorliegt und ggf. benthische Lebensräume bedroht sind. – Bei einer drohenden oder erfolgten Anlandung von Öl sind Sediment und Biota (Muscheln) im küstennahen Flachwasserbereich zu beproben. – Zur Ermittlung der KW-Kontamination von Fischen können PAK-Metaboliten in der Galle von z.B. Flunder oder Aalmutter analysiert werden. 	<ul style="list-style-type: none"> – Gesamt-Kohlenwasserstoffe (THC) – Aromatische KW/PAK – PAK-Metaboliten in Fischgalle 	Chemisches Monitoring	<ul style="list-style-type: none"> – Wassersäule: In der Frühphase eines Schadstoffunfalls möglichst Screening der Kontamination mittels Ultraviolettfluoreszenz-Spektrometrie. – Sediment: Untersuchung prioritär in Küstennähe und im Anlandungsbereich von Öl. – Muscheln: sollten gemeinsam mit Sedimentproben analysiert werden.
Bioeffekt-Monitoring				
Wasser Sediment Biota	<ul style="list-style-type: none"> – Bioeffekte sind optional, insbesondere bei einem großen Schadstoffunfall zu untersuchen. Anhand von Biotests sollte geprüft werden, ob Wasser- und Sedimentproben ein toxisches Potenzial aufweisen. – Biomarker-Untersuchungen sind optional an Muscheln (Infauna/Epifauna) durchzuführen – Für Biomarker-Untersuchungen an Fischen sind Flunder und Aalmutter besonders geeignet 	<ul style="list-style-type: none"> – Biotests mit Bakterien, einzelligen Algen, Kleinkrebsen – Biomarker-Untersuchungen 	Bioeffekt-Monitoring	<ul style="list-style-type: none"> – Biotests an Wasserproben ggf. besonders in küstenfernen Bereichen relevant, um Kontamination der Wassersäule zu erfassen. Untersuchung von Sediment primär in küstennahen Bereichen mit geringer Wassertiefe, da dort das Kontaminationspotenzial besonders groß ist. – Biomarker: Miesmuscheln als Bioindikatoren für Riffe und Hartsubstrate. In Weichböden können die Tellmuschel und Herzmuschel-Arten ufernah auch Sandklaffmuscheln als Bioindikatoren verwendet werden. – In Seegrasswiesen eignet sich die Aalmutter für Biomarker-Untersuchungen.

	Handlungsempfehlungen	zu erfassende Parameter	Kennblätter	Lebensräume/Komponenten in der Fokusregion
Biologisches Monitoring				
Makrozoobenthos	Sublitorale Weichböden: – Untersuchung der benthischen Weichbodenfauna mittels van-Veen-Greifer – mindestens 20 Greiferproben pro Habitat, diese können ggf. flächig verteilt werden, Stationsanzahl entsprechend Größe des kontaminierten Gebietes und Art des Habitats, mindestens 4 Stationen – Baumkurre / Dredge (5 min pro Transekt) – Dokumentation der sublitoralen Bereiche mittels UW-Video / ROV – Entnahme geeigneter Referenzproben	– Artenzusammensetzung – Individuendichte (Abundanz) und Biomasse – Größenspektren vorgefundener Muschelarten – Geophysikalische Eigenschaften der Oberflächensedimente – Hydrologische Parameter	Makrozoobenthos, Sandbänke	– Sublitorale Weichböden in tiefergelegenen Bereichen der Kieler Förde
	Eulitorale Weichböden: – Untersuchung der benthischen Weichbodenfauna mittels Stechrohr – mindestens 20 Stechrohrproben pro Habitat, diese können ggf. flächig verteilt werden, Stationsanzahl entsprechend Größe des kontaminierten Gebietes und Art des Habitats, mindestens 4 Stationen – fotografische Dokumentation – Entnahme geeigneter Referenzproben	Parameter wie sublitorale Weichböden	Eulitorale Sand-, Misch- und Schlickwatten, Uferzonen und Strände, Makrozoobenthos	– fein- bis grobsandige Weichböden des Eulitorals (Uferbereich) – Windwatten im Bereich Bottsand

	Handlungsempfehlungen	zu erfassende Parameter	Kennblätter	Lebensräume/Komponenten in der Fokusregion
	<p>Hartsubstrate, Muschelbänke:</p> <ul style="list-style-type: none"> – Kratzproben zur quantitativen Erfassung der Aufwuchsfauuna (20 x 20 cm) durch Begehung/Taucher – Berücksichtigung evtl. auftretender Tiefenzonierungen (mind. 3 Kratzproben pro Tiefenstufe) – sofern vorhanden, Beprobung kleinräumig auftretender Weichbodenareale innerhalb von Riffbereichen mittels Handstecher – Fotografische Dokumentation, kontaminierte Areale im Sublitoral sind mit Unterwasser-Video dokumentieren (Beweissicherung), Zustandsbewertung mittels UW-Video 	<p>Parameter wie sublitorale Weichböden</p>	<p>Riffe, Muschelbänke, Makrozoobenthos</p>	<ul style="list-style-type: none"> – Sublitorales Hartsubstrat / Steinschüttungen im Bereich Falkensteiner Strand – Künstliche Hartsubstrate (z.B. Spundwände im Bereich der Kieler Innenförde, Marina Wendtorf)
Makro-phytobenthos	<p>Makrophyten auf Weichböden:</p> <ul style="list-style-type: none"> – Unterwasser-Video zur Erfassung der Tiefenverbreitung von Seegras (<i>Zostera marina</i>) und Makroalgen; 5 Videotransekte/ Station bzw. Küstenabschnitt. – Erfassung der Samenpflanzen-Arten (Angiospermen) und Bedeckung durch Rahmenbeprobung (Taucher) entlang eines Tiefentransekts – Beprobung der Makrophyten und des Sediments bis zur Verbreitungsgrenze in definierten Tiefenabschnitten 0,25; 0,5; 0,75; 1,0; 1,5; 2,0; weiter in 1 m Stufen). – Pro Tiefenstufe werden jeweils 5 Kartierflächen (1 m²) erfasst, die sich in einem Abstand von 5 bis 10 m zueinander befinden. 	<ul style="list-style-type: none"> – Artenzusammensetzung – Vegetationsgrenze – Tiefengrenze Spemato-phyten – Tiefengrenze Characeen – Anteil von Opportunisten in <i>Zostera</i>-Beständen – Biomasse – Ausdehnung (Arten) – Bedeckungsgrad 	<p>Seegraswiesen, Makrophytobenthos Makrozoobenthos</p>	<ul style="list-style-type: none"> – Sublitorale Weichböden im Außenbereich der Kieler Förde

	Handlungsempfehlungen	zu erfassende Parameter	Kennblätter	Lebensräume/Komponenten in der Fokusregion
	<ul style="list-style-type: none"> – Tauchuntersuchungen in verschiedenen Tiefenbereichen – Beprobung der Makrophyten und des Sediments bis zur Verbreitungsgrenze in definierten Tiefenabschnitten 0,25; 0,5; 0,75; 1,0; 1,5; 2,0; weiter in 1 m Stufen). – Pro Tiefenstufe werden jeweils 5 Kartierflächen (1 m²) erfasst, die sich in einem Abstand von 5 bis 10 m zueinander befinden. – Erfassung der Arten, Bedeckungsgrade und Biomasse 	<ul style="list-style-type: none"> – Artenzusammensetzung – Definition Pflanzengemeinschaft – Tiefengrenze Spemato-phyten – Tiefengrenze Characeen – Ausdehnung (Arten) – Bedeckungsgrad 	Seegraswiesen, Makrophyten, Makrozoobenthos	<ul style="list-style-type: none"> – Fein- bis grobsandige Weichböden der Kieler Förde – Windwatten im Bereich Bottsand
	<p>Makrophyten auf Hartböden:</p> <ul style="list-style-type: none"> – Unterwasser-/Video zur Erfassung des Zustandes – Kratz-Rahmenbeprobung entlang von Transekten durch Taucher – Erfassung der Dichte und Bestimmung des Artbestandes 	<ul style="list-style-type: none"> – Artenzusammensetzung (Vorkommen und Häufigkeit von Makrophyten) – Bedeckungsgrad – Dichte – Tiefengrenze Fucus spp 	Makrophyten Riffe	– Sublitorales Hartsubstrat
Salzwiesen	<ul style="list-style-type: none"> – Erfassung der Vegetation an ausgewählten Dauerflächen/-quadraten und/oder Transekten – Erfassung saisonaler Veränderungen – Luftbilder zur flächenhaften Ersterfassung der geschädigten Vegetation und Gesamterfassung der Vegetation im Verlauf der Regeneration der Salzwiese – Ggf. Erfassung der Verölung des Bodens und der Verwitterung/des Abbaus im zeitlichen Verlauf 	<ul style="list-style-type: none"> – Flächenausdehnung – Artenzusammensetzung – Anteil ein- und mehr-jähriger Pflanzen – lebensraumtypische Wirbellosenfauna – ggf. Erfassung lebensraumtypischer Avifauna 	Salzwiesen	– Salzwiesen im Bereich des NSG Bottsand
Fische	<ul style="list-style-type: none"> – Optional Durchführung eines Spülsaum-Monitorings zur Erfassung toter und angespülter Fische 	<ul style="list-style-type: none"> – Artenzusammensetzung – Abundanz je Art – Biomasse je Art 	Fische	<ul style="list-style-type: none"> – Küstengewässer der Förde – Kleinfischfauna der Salzwiesen

	Handlungsempfehlungen	zu erfassende Parameter	Kennblätter	Lebensräume/Komponenten in der Fokusregion
	<ul style="list-style-type: none"> – Optional Untersuchungen mit Strandwade (3 Parallelholts) und/oder Multimaschenstellnetzen 	<ul style="list-style-type: none"> – Alters- bzw. Längenerfassung 		
Vögel	<ul style="list-style-type: none"> – Durchführung eines Spülsaum-Monitorings in Kombination mit einem Driftexperiment – Aufsammeln und Entsorgung toter Vögel, Autopsie einer Stichprobe toter Vögel – Analyse Ölverschmutzung (Beweissicherung) – eventuell Rehabilitation verölter Vögel – Monitoring des Bruterfolgs und der Anzahl Brutpaare – Monitoring rastender See- und Wasservogelbestände schiffs-, land- und flugzeugbasiert 	<ul style="list-style-type: none"> – Rastvögel: Anzahl verölter Vögel im Rahmen eines Spülsaummonitorings, Abundanzen – Brutvögel: Bruterfolg, Anzahl Brutpaare, Gehalt von PAK in Vogeleier 	Vögel	<ul style="list-style-type: none"> – Außenküste und Windwatten im Bereich Bottsand – Offshore-Gewässer (z. B. Stollergrund) – Nehrungshaken
Marine Säuger	<ul style="list-style-type: none"> – Erfassung von Totfunden (Schweinswale, Robben) im Rahmen eines Spülsaummonitorings 	<ul style="list-style-type: none"> – ggf. Totfunde (Sektion/Todesursache) 	Marine Säuger	<p>Kegelrobben/Seehunde:</p> <ul style="list-style-type: none"> – Keine Liegeplätze innerhalb des Fokusgebietes bekannt – Erweiterter Einzugsbereich Wismar-Bucht (Lieps, Langenwerder) – Rødsand (Dänemark/Falster)

8.4 Kadetrinne bis Seehafen Rostock (Kadetrinne mit Ansteuerung Rostock und angrenzenden Naturreser- vaten Graal-Müritz und Darß)



Das Verkehrstrennungsgebiet „South of Gedser“ und die Ansteuerung Rostock zählen zu den verkehrsreichsten Seegebieten im südlichen Ostseeraum. Insbesondere der Bereich der Kadetrinne gilt als schwieriges und damit unfallträchtiges Fahrwasser mit starkem Schiffsverkehr, der als zunehmend prognostiziert wird.

Das Verkehrstrennungsgebiet „South of Gedser“ überschneidet sich in der AWZ größtenteils mit dem rund 100 km² großen FFH-Schutzgebiet „Kadetrinne“ (Abb. 6). Das hier befindliche Rinnensystem hat eine wichtige Funktion für den Austausch verschiedener Artengruppen und ist von entscheidender Bedeutung für die Versorgung der Ostsee mit sauerstoffreichem, salzhaltigerem Kattegatwasser. Der Wasseraustausch, die Strömung und damit verbundene gute Sauerstoffverhältnisse sowie die Sedimentvielfalt (Vorkommen des geschützten Lebensraumtyps Riff) bewirken eine sehr hohe Biodiversität in diesem kleinen, aber für das Ökosystem der Ostsee sehr bedeutenden Schutzgebiet¹.

Östlich angrenzend befindet sich innerhalb des deutschen Küstenmeeres das FFH-Schutzgebiet „Darßer Schwelle“ (384 km²). Dieser Meeresbereich zwischen der Küste des Darß („Weststrand“) und der AWZ setzt sich aus einem Mosaik der geschützten Lebensraumtypen Sandbank und Riff zusammen. In seinem Ostteil werden die Abtragungs- und Anlandungszonen am Darßer Ort und der Prerowbank erfasst.

Darüber hinaus zählen auch Küstenabschnitte mehrerer nationaler Schutzgebiete, deren Lage sich teilweise mit internationalen Schutzgebieten überschneidet (z.B. NSG Stoltera), zu den gefährdeten Regionen. Die jeweiligen Schutzgebietsgrenzen sind dem Vorsorgeplan Schadstoffunfallbekämpfung (VPS) zu entnehmen.

Die räumliche Überschneidung bedeutender Meeresschutzgebiete mit einem der weltweit am stärksten frequentierten Seewege beinhaltet ein hohes Gefährdungspotenzial für die betreffenden Seegebiete. Dies erfordert bei einem Schadstoff-/Ölunfall ein bestehendes, unmittelbar anwendbares Monitoringkonzept für die Meeresumwelt.

Lebensräume

Die das Fokusgebiet dominierende Darßer Schwelle ist ein submariner Geschiebemergelrücken zwischen den dänischen Inseln Falster und Mön sowie der deutschen Halbinsel Fischland-Darß, der die Beltsee von der Arkonasee bzw. der zentralen Ostsee trennt. Die Kadetrinne durchbricht die Darßer

¹https://www.bfn.de/fileadmin/BfN/presse/2015/Dokumente/2015-08-04_Schutzgebiet_Kadetrinne-PM.pdf

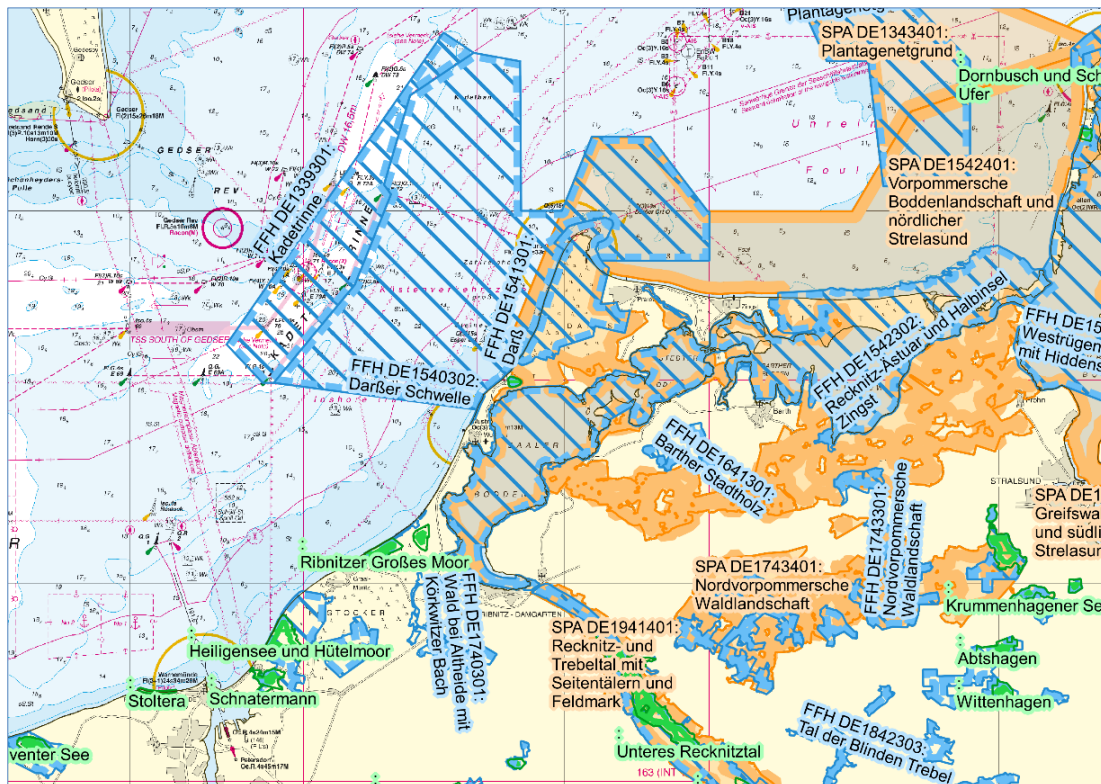


Abb. 6: Großraum Rostock/Graal-Müritz/Darß: Seekartendarstellung mit FFH-, Vogel- und Naturschutzgebieten (IFAÖ 2016)

Schwelle und besteht aus zahlreichen Rinnen, die bis zu 32 m tief in die Schwelle eingeschnitten sind. Durch die Kadetrinne erfolgt bis zu 70 % des Wasseraustausches zwischen der Ostsee und der Nordsee. Deshalb ist sie von entscheidender Bedeutung für die Versorgung der Ostsee mit salz- und sauerstoffreichem Nordseewasser. Die Kadetrinne ist ein wichtiges Bindeglied zwischen Mecklenburger Bucht und der zentralen Ostsee mit einer ökologischen Vernetzungsfunktion als Teillebensraum bzw. Wanderroute für Schweinswale, für in Flüsse zum Laichen aufsteigende Wanderfische und für weitere marine Organismen wie z. B. Larven mariner wirbelloser Tierarten.

Der Meeresboden in der Kadetrinne setzt sich auf engstem Raum wechselnd aus sehr unterschiedlichen Sedimenttypen zusammen. Sie bestehen aus Grobsand und Kies, in die Geschiebemergel und teilweise in hoher Dichte aufragende Blöcke (Lebensraumtyp Riff) eingestreut sind. An den tiefsten Stellen der Rinnen ist sandiger Schlick abgelagert.

Im Gebiet „Kadetrinne“ reichen vom deutschen Teil der Darßer Schwellen mehrere Riffvorkommen als Lebensraumtypen (LRT) des Anhangs I der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-RL, 92/43/EWG) in die eigentliche Rinne hinein. Weitere ausgedehnte Riffe befinden sich darüber hinaus im Bereich der Ansteuerung Rostock („Warnemünder Riff“), westlich von Rostock (Höhe „Stoltera“) sowie im Bereich des Plantagenetgrundes. Insbesondere hier ist aufgrund der Genese dieses Gebietes häufig ein kleinräumiger Wechsel mit geschützten Sandbänken (LRT 1110) und dem Biotoptyp „Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillbiotope im Meeres- und Küstenbereich“² vorzufinden.

²<https://www.bfn.de/fileadmin/MDB/documents/themen/meeresundkuestenschutz/downloads/Marine-Biotoptypen/Biotoptyp-Kies-Sand-Schillgruende.pdf>

Chemisches Monitoring

Die Kontamination der Umwelt mit Öl/Ölderivaten ist durch die chemische Analytik von Wasser, Sediment und Biota zu ermitteln. Auf Riff- und Hartbodenstrukturen bieten sich Miesmuscheln als Bioindikatoren an. Je nach Vorkommen können in Weichböden zumeist die Baltische Plattmuschel (*Macoma balthica*) und/oder Herzmuschel-Arten (*Cerastoderma* sp.) genutzt werden. Bei ufernaher Beprobung eignen sich ggf. auch kleinere, nicht tief im Sediment sitzende Sandklaffmuscheln (*Mya arenaria*) für die Analytik.

Zur Erfassung der Kontamination von Fischen mit ölbürtigen Kohlenwasserstoffen eignen sich besonders die weit verbreitete Flunder und die Aalmutter.

Bioeffekt-Monitoring

Bei starker Umweltverschmutzung ist die Anwendung von Biotests zur Bewertung des ökotoxischen Potenzials von kontaminiertem Wasser und/oder Sediment, ergänzend zur chemischen Analytik, zweckmäßig.

Für die Untersuchung von Biomarkern sind Flundern oder Aalmuttern geeignet. Als Bewohner von Seegraswiesen besitzen Aalmuttern eine besondere Indikatorfunktion für diesen Lebensraum.

Biologisches Monitoring

Benthos

Da die marinen Lebensräume im Gebiet der Kadetrinne bislang wenig durch menschliche Aktivitäten gestört wurden und auch die Auswirkungen der allgemeinen Eutrophierung der Ostsee nicht zu strukturellen Veränderungen geführt haben, verfügt sie auch rezent noch über eine hohe Biodiversität. Es handelt sich um eine für die südliche Ostsee sehr artenreiche marin-euryhaline benthische Lebensgemeinschaft. Hohe Abundanzwerte von Miesmuscheln (*Mytilus edulis*) sind auf große Muscheldichten in den **zahlreich vorhandenen Riffbereichen** zurückzuführen. Typisch für die Besiedlungsstruktur von Riffen im Bereich der Kadetrinne sind darüber hinaus epibenthische Taxa wie Schwämme, Anthozoa, Bryozoen, Balaniden, Tunicata, der Polychaet *Nereimyra punctata* sowie *Nymphon brevirostre*. Im Bereich der kleinräumig wechselnden Habitate des Plantagenetgrundes (Sandbänke, Riffe, Grobsande) sind sowohl charakteristische Weichbodenarten wie die Sandklaffmuschel (*Mya arenaria*), Grobsandarten (Polychaeten *Ophelia rathkei*, *Travisia forbesii*) als auch typische Riffbewohner vorzufinden. Miesmuschelbänke und Sandklaffmuscheln bilden hier die Nahrungsbasis für zahlreiche benthophage Seevogelarten (z. B. Eisente, Trauerente). Im Gebiet der Kadetrinne kommen bis in große Tiefen überwiegend auf Steinen wachsende Braun- und Rotalgen vor, die die Grundlage für eine artenreiche Phytalgesellschaft bilden. Nennenswerte **Makrophytenvorkommen** sind insbesondere in den Riffbereichen des FFH-Gebietes „Kadetrinne“ sowie innerhalb des westlich angrenzenden FFH-Gebietes „Darßer Schwelle“ zu erwarten. Insbesondere ist hier mit größeren Vorkommen von Rotalgen (z. B. *Ceramium rubrum*, *Delesseria sanguinea*) und Braunalgen (z. B. *Chorda filum*, *Laminaria saccharina*) zu rechnen. Dichte Bestände von Seegras (*Zostera marina*) wachsen in den äußeren Küstengewässern insbesondere vor der Halbinsel Zingst, bzw. westlich der Insel Hiddensee.

Salzwiesen

Vorkommen von Salzwiesen befinden sich Gebiet der Rostocker Heide im NSG „Hüttelmoor/Rostocker Heide“ und im Bereich der Darß-Zingster-Boddenkette vor. Beide Gebiete sind bei einem Schadstoffunfall an der Außenküste nicht direkt gefährdet.

Strandvegetation

Große Bereiche des Betrachtungsgebietes weisen infolge einer intensiven menschlichen Nutzung keine natürliche Strandvegetation auf. Nur in wenig frequentierten oder gesperrten Strandbereichen ist mit einer nennenswerten natürlichen Strandvegetation zu rechnen. Normalerweise wird die Vegetation nicht von gestrandetem Öl bedroht.

Eine Schädigung der Vegetation in naturnahen Strandbereichen geht potenziell eher von den unvermeidlichen Bekämpfungs- und Reinigungsmaßnahmen als vom Öl selbst aus. Die Regeneration der durch Bekämpfungsmaßnahmen verursachten Schäden ist durch ein Monitoring zu überwachen.

Fische

Im Betrachtungsgebiet sind keine Fischschonbezirke und Laichschonbezirke ausgewiesen. Der Dorsch laicht in den tieferen Gebieten der Mecklenburger Bucht, so dass eine Gefährdung seiner Reproduktion durch ausgetretenes Öl nicht wahrscheinlich ist. Die küstennahen und potenziell von Ölverschmutzung bedrohten Bereiche dienen besonders Flunder und Steinbutt sowie weiteren nicht fischereilich genutzten Arten als Lebensraum und Aufwuchsgebiet. Aufgrund der sehr hohen Anzahl an Nachkommen und der damit verbundenen potenziell schnellen Wiederbesiedlung kontaminierter Seegebiete, ist zu erwarten, dass Schadwirkungen auf Populationen nicht eindeutig nachweisbar sind. Somit sind Fische als nachrangige Monitoringkomponente zu bewerten. Einzelne Fischarten wie Flunder und Aalmutter sind als Bioindikatoren zur Erfassung der chemischen Belastung und von biologischen Schadstoffeffekten von Bedeutung.

Marine Säuger

Seehunde und Kegelrobben sind Gäste im Betrachtungsgebiet. Ständige Ruhe- oder Wurfplätze existieren nicht. Potenzielle Ruheplätze sind Sandbänke und ungenutzte Strandabschnitte im Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft. An der Südspitze der dänischen Insel Falster gibt es auf dem Rødsand eine Mischkolonie mit Seehunden und Kegelrobben.

Schweinswale kommen in relativ hoher Abundanz vor, wie regelmäßige akustische Monitoringuntersuchungen gezeigt haben. Eine unmittelbare Gefährdung besteht allenfalls bei einem großen Ölteppich, wo Schweinswale bei der Atmung an der Wasseroberfläche in direkten Kontakt mit Öl kommen können. Ein gezieltes Monitoring von potenziellen Schadwirkungen durch Öl ist bei Schweinswalen nicht möglich. Eine Häufung von Todesfällen würde sich in erhöhten Totfundzahlen widerspiegeln.

Vögel

Die wesentlichen **Brutvogelbestände** im Fokusgebiet konzentrieren sich auf zwei Regionen: Die Inseln Kirr, Barther Oie und Schmidt-Bülten, in der Darß-Zingster Boddenkette, beherbergen regelmäßig Höckerschwan, Graugans, Nilgans, Brandgans, Reiherente, Mittelsäger, verschiedene Arten von Gründelenten, Watvögel, Möwen und Seeschwalben als Brutvögel. Zweites Fokusgebiet der Brutbestände ist der Pagenwerder. Die Insel befindet sich im Breitling, unmittelbar an der Hauptfahrrinne Warnemünde und der Fahrrinne des Seehafens Rostock gelegen. Hier treten regelmäßig Höckerschwan, Graugans, Nilgans, Mittelsäger, verschiedene Arten von Gründelenten, Watvögeln, Möwen und Seeschwalben als Brutvögel auf.

Bei einem Ölunfall in der Kadetrinne sind die Brutbestände der Darß-Zingster Boddenkette kaum gefährdet, da sie durch die Landmassen von Darß-Zingst vor unmittelbarem Öleinfluss geschützt werden. Die Brutbestände des Pagenwerders sind bei einem Ölunfall im küstenfernen Bereich kaum gefährdet, da die schmale Hafeneinfahrt nach Warnemünde gut vor einem eventuellen Öleintritt gesichert werden kann. Durch einen Ölunfall im Bereich des Seehafens Rostock zur Brutzeit wären die

Brutvögel des Pagenwerders hingegen in höchstem Maße bedroht. Die Hauptfahrrinne und die abzweigende Fahrrinne zum Industriehafen liegen in weniger als 200 m Entfernung zum Pagenwerder, der Ölhafen in weniger als 1,5 km Entfernung.

Die **Rastvogelbestände** der Offshore-Gewässer innerhalb des Fokusgebietes umfassen das typische Artenspektrum der Ostsee. Von besonderer Bedeutung sind die Vorkommen von Eiderente, Eisente, Trauerente, Seetaucher, Rothalstaucher und Ohrentaucher. Bei einem Ölunfall in der Kadetrinne sind rastende See- und Wasservögel des Offshore-Bereichs unter Umständen in besonderen Maße von einer Verschmutzung durch Öl betroffen. Allgemein gelten die Artengruppen Seetaucher, Lappentaucher, Alken und Meeresenten als Artengruppen mit der höchsten Sensitivität gegenüber einer Ölverschmutzung.

Handlungsempfehlungen bei Eintritt eines Schadstoffunfalls

Eine Übersicht über Handlungsempfehlungen für verschiedene Lebensräume der Fokusregion „Rostock/Graal-Müritz/Darß“ bietet Tab. 16. Bekämpfungsmaßnahmen und Maßnahmen des Sofort-Monitorings sind prioritär in den zum jeweiligen Zeitpunkt sensitivsten Bereichen (vgl. VPS) durchzuführen. Hierzu zählen insbesondere die Außenküste des Darß sowie des NSG Stoltera und die Unterwarnow (Breitling/Pagenwerder/NSG Schnatermann,). Die Riffe der Kadetrinne sind aufgrund der dort herrschenden Wassertiefe von 18 - 32 m nicht unmittelbar von Verölung bedroht, solange Öl an der Wasseroberfläche austritt. Riffstrukturen und der sublitorale Meeresboden sind dann potenziell einem Verschmutzungsrisiko ausgesetzt, wenn Öl in größerer Wassertiefe z. B. infolge einer Grundberührung oder Kollision aus einem havarierten Schiff austritt und ggf. durch Bodenströmungen verdriftet wird.

In den im Gebiet zahlreich vorhandenen Bereichen sublitoraler Hartsubstrate bzw. geogener/biogener Riffe (Warnemünder Riff, Kadetrinne, Darßer Schwelle, Plantagenetgrund) sind im Rahmen des biologischen Monitorings und nach visueller Beurteilung durch Unterwasservideo ggf. Kratzproben und Handstecherproben durch Taucher zu entnehmen. Weitere methodische Hinweise sind den in Tab. 16 angegebenen Kennblättern aufgeführt.

Tab. 16: Handlungsempfehlungen für potenziell betroffene Lebensräume im Fokusgebiet Rostock/Graal-Müritz/Darß

	Handlungsempfehlungen	zu erfassende Parameter	Kennblätter	Lebensräume/Komponenten in der Fokusregion
Chemisches Monitoring				
Wasser Sediment Biota	<ul style="list-style-type: none"> – Wasseranalytik primär bei küstenfern treibendem Öl. Die Analytik soll zeigen, ob eine tieferreichende Kontamination der Wassersäule vorliegt und ggf. benthische Lebensräume bedroht sind. – Bei einer drohenden oder erfolgten Anlandung von Öl sind Sediment und Biota (Muscheln) im küstennahen Flachwasserbereich zu beproben. – Zur Ermittlung der KW-Kontamination von Fischen können PAK-Metaboliten in der Galle von z. B. Flunder oder Aalmutter analysiert werden. 	<ul style="list-style-type: none"> – Gesamt-Kohlenwasserstoffe (THC) – Aromatische KW/PAK – PAK-Metaboliten in Fischgalle 	Chemisches Monitoring	<ul style="list-style-type: none"> – Wassersäule: räumliche Ermittlung der Kontamination. – Sediment: Untersuchung prioritär in Küstennähe und im Anlandungsbereich von Öl. Je nach Bedrohung bzw. Schadenslage sensitive Gebiete/FFH-Schutzgebiete (Kadetrinne, Nationalpark) – Muscheln: Proben sollten parallel zu Sedimentproben analysiert werden.
Bioeffekt-Monitoring				
Wasser Sediment Biota	<ul style="list-style-type: none"> – Bioeffekte sind optional, insbesondere bei einem großen Schadstoffunfall, zu untersuchen. Anhand von Biotests sollte geprüft werden, ob Wasser- und Sedimentproben ein toxisches Potenzial aufweisen. – Biomarker-Untersuchungen sind optional an Muscheln (Infauna/Epifauna) durchzuführen. – Für Biomarker-Untersuchungen an Fischen sind Flunder und Aalmutter besonders geeignet. 	<ul style="list-style-type: none"> – Biotests mit Bakterien, einzelligen Algen, Kleinkrebsen – Biomarker 	Bioeffekt-Monitoring	<ul style="list-style-type: none"> – Biotests an Wasserproben ggf. besonders in küstenfernen Bereichen relevant, um Kontamination der Wassersäule zu erfassen. Untersuchung von Sediment primär in küstennahen Bereichen mit geringer Wassertiefe, da dort das Kontaminationspotenzial besonders groß ist. – Biomarker: Miesmuscheln als Bioindikatoren für Riffe und Hartsubstrate. In Weichböden können die Tellmuschel und Herzmuschel-Arten, ufernah auch Sandklaffmuscheln, als Bioindikatoren

	Handlungsempfehlungen	zu erfassende Parameter	Kennblätter	Lebensräume/Komponenten in der Fokusregion
				<p>verwendet werden.</p> <ul style="list-style-type: none"> – Für die Bereiche am Darßer Ort und bei Warnemünde eignet sich die Aalmutter für Biomarker-Untersuchungen.
Biologisches Monitoring				
Makro-zoobenthos	<p>Sublitorale Weichböden:</p> <ul style="list-style-type: none"> – Untersuchung der benthischen Weichbodenfauna mittels van-Veen-Greifer – mindestens 20 Greiferproben pro Habitat, diese können ggf. flächig verteilt werden, Stationsanzahl entsprechend Größe des kontaminierten Gebietes und Art des Habitats, mindestens 4 Stationen – Baumkurre / Dredge (5 min pro Transekt) – Dokumentation der sublitoralen Bereiche mittels UW-Video/ROV – Entnahme geeigneter Referenzproben 	<ul style="list-style-type: none"> – Artenzusammensetzung – Individuendichte (Abundanz) und Biomasse – Größenspektren vorgefundener Muschelarten – Schadstoffbelastung zur Bioindikation geeigneter Muschelarten (s. o.) – Geophysikalische Eigenschaften der Oberflächensedimente – Hydrologische Parameter 	<p>Makrozoobenthos, Sandbänke</p>	<ul style="list-style-type: none"> – Sublitorale Weichböden der Außenküsten und des Breitlings, Sandbänke im Bereich Darßer Ort / Darßer Schwelle
	<p>Eulitorale Weichböden:</p> <ul style="list-style-type: none"> – Untersuchung der benthischen Weichbodenfauna mittels Stechrohr – mindestens 20 Stechrohrproben pro Habitat, diese können ggf. flächig verteilt werden, Stationsanzahl entsprechend Größe des kontaminierten Gebietes und Art des Habitats, mindestens 4 Stationen – fotografische Dokumentation 	<p>Parameter wie sublitorale Weichböden</p>	<p>Eulitorale Sand-, Misch- und Schlickwatten, Uferzonen und Strände, Makrozoobenthos</p>	<ul style="list-style-type: none"> – fein- bis grobsandige Weichböden des Eulitorals der Außenküsten (Warnemünde, Markgrafenheide, Strand Rostocker Heide, Graal-Müritz, Neuhaus, Dierhagen, Hohes Ufer Ahrenshoop, Weststrand Darß, Darßer Ort, Nordstrand Prerow, Zingster Strand, Nordstrand Sundische Wiese östlich Zingst) – Windwatten im Bereich Bock

	Handlungsempfehlungen	zu erfassende Parameter	Kennblätter	Lebensräume/Komponenten in der Fokusregion
	<ul style="list-style-type: none"> – Entnahme geeigneter Referenzproben 			
	<p>Hartsubstrate, Muschelbänke:</p> <ul style="list-style-type: none"> – Kratzproben zur quantitativen Erfassung der Aufwuchsfauuna (20 x 20 cm) durch Begehung/Taucher – Berücksichtigung evtl. auftretender Tiefenzonierungen (mind. 3 Kratzproben pro Tiefenstufe) – sofern vorhanden, Beprobung kleinräumig auftretender Weichbodenareale innerhalb von Riffbereichen mittels Handstecher – Fotografische Dokumentation, kontaminierte Areale im Sublitoral sind mit Unterwasser-Video zu dokumentieren (Beweissicherung), Zustandsbewertung mittels UW-Video 	Parameter wie sublitorale Weichböden	Riffe, Muschelbänke, Makrozoobenthos	<ul style="list-style-type: none"> – Eulitoral Block-/Geröllstrand im Gebiet Stoltera / Hohes Ufer (Wustrow) – Sublitorales Hartsubstrat/Riffe/Muschelbänke: Warnemünder Riff östlich der Ansteuerung Rostock, Riffe im Bereich Kadetrinne, Darßer Schwelle, Plantagenetgrund – Künstliche Hartsubstrate (z. B. Spundwände Bereich Breitling/Unterwarnow/-Nothafen Darßer Ort, Wellenbrecher Bereich Dierhagen/Wustrow)
Makrophyto-benthos	<p>Makrophyten auf Weichböden:</p> <ul style="list-style-type: none"> – Erfassung der Samenpflanzen-Arten (Angiospermen) und Bedeckung durch Sammel- oder Kratzrahmenbeprobung (Taucher) entlang eines Tiefen transekts, Beprobung der Makrophyten und des Sediments bis zur Verbreitungsgrenze in definierten Tiefenabschnitten 0,25; 0,5; 0,75; 1,0; 1,5; 2,0; weiter in 1 m Stufen). Pro Tiefenstufe werden jeweils 5 Kartierflächen (1 m²) erfasst, die sich in einem Abstand von 5 bis 10 m zueinander befinden. 	<ul style="list-style-type: none"> – Artenzusammensetzung (Vorkommen und Häufigkeit von Makrophyten) – Ausdehnung (Arten) – Bedeckungsgrad – Lage – Tiefenausbreitung (Verbreitungsgrenzen) – Größenspektren der Muschelarten 	Makrophyten Makrozoobenthos Riffe	Sublitorale Weichböden innerer Küstengewässer (z. B. Breitling, Nordrügensch Boddengewässer, Gewässer um Nordteil Hiddensee)

	Handlungsempfehlungen	zu erfassende Parameter	Kennblätter	Lebensräume/Komponenten in der Fokusregion
	<ul style="list-style-type: none"> – Unterwasser-/Video zur Erfassung der Tiefenverbreitung von Seegras (<i>Zostera marina</i>) und Makroalgen; 5 Videotransekte/ Station bzw. Küstenabschnitt. – Tauchuntersuchungen in verschiedenen Tiefenbereichen (dichter Seegrasbestand 0 - 2 m, 5 - 7 m) zur Bestimmung der Arten, Bedeckungsgrade und Biomasse 	s.o.	<ul style="list-style-type: none"> Makrophyten Makrozoobenthos 	Sublitorale Weichböden äußerer Küstengewässer (z. B. vor der Halbinsel Zingst und westlich der Insel Hiddensee)
	<p>Makrophyten auf Hartböden:</p> <ul style="list-style-type: none"> – Unterwasser-/Video zur Erfassung des Zustandes, Rahmenbeprobung durch Taucher zur Erfassung der Dichte und Bestimmung des Artbestandes 	<ul style="list-style-type: none"> – Artenzusammensetzung (Vorkommen und Häufigkeit von Makrophyten) – Ausdehnung (Arten) – Bedeckungsgrad – Lage 	<ul style="list-style-type: none"> Makrophyten Makrozoobenthos Riffe 	Riffe/Riffstrukturen äußerer Küstengewässer (z. B. Kadetrinne, Plantagenetgrund)
Fische	<ul style="list-style-type: none"> – Optional Durchführung eines Spülsaum-Monitorings zur Erfassung toter und angespülter Fische – Optional Untersuchungen mit Strandwade (3 Parallelholz) und/oder Multimaschenstellnetzen (3 Schichten) – Optional Untersuchungen mit kleinem Grundschleppnetz (innere Boddengewässer) 	<ul style="list-style-type: none"> – Artenzusammensetzung – Abundanz je Art – Biomasse je Art – Alters- bzw. Längenerfassung 	Fische	– Innere/äußere Küstengewässer
Vögel	<ul style="list-style-type: none"> – Durchführung eines Spülsaum-Monitorings in Kombination mit einem Driftexperiment – Aufsammeln und Entsorgung toter Vögel, Autopsie einer Stichprobe toter Vögel – eventuell Rehabilitation verörter Vögel 	<ul style="list-style-type: none"> – Rastvögel: Anzahl verörter Vögel im Rahmen eines Spülsaummonitorings, Abundanzen – Brutvögel: Bruterfolg, 	Vögel	<ul style="list-style-type: none"> – Außenküste und Windwatten im Bereich Bock – Offshore-Gewässer (z. B. Plantagenetgrund) – Breitling

	Handlungsempfehlungen	zu erfassende Parameter	Kennblätter	Lebensräume/Komponenten in der Fokusregion
	<ul style="list-style-type: none"> – ggf. Beprobung von Eiern auf PAK-Gehalt – Monitoring des Bruterfolgs und der Anzahl Brutpaare – Monitoring rastender See- und Wasservogelbestände schiffs-, land- und flugzeugbasiert 	Anzahl Brutpaare, Gehalt von PAK in Vogeleiern		
Marine Säuger	<ul style="list-style-type: none"> – Erfassung von Totfunden (Schweinswale, Robben) im Rahmen eines Spülsaummonitorings 	<ul style="list-style-type: none"> – ggf. Totfunde (Sektion/Todesursache) 	Marine Säuger	<ul style="list-style-type: none"> – keine festen Ruheplätze im Fokusgebiet – große Seehund-Kolonie am Rødsand (Dänemark/Falster)

9 Methodische Handlungsanweisungen

9.1 Probenahme von Wasser

Probenvolumen für die Bestimmung von

- BTEX/flüchtigen Kohlenwasserstoffen: 50 ml (GC-MS im „scan mode“)
- Gesamtkohlenwasserstoffen (THC) und Kohlenwasserstoff-Einzelkomponenten (Alkane, Aromaten, Biomarker): 1 - 4 Liter
(je nach analytischer Bestimmungsgrenze)

Geräte/Probengefäße

- Falls möglich, sind Wasserproben direkt mit dem Probengefäß zu nehmen, um das Risiko einer Kreuzkontamination zu vermeiden.
- Proben für die Bestimmung von Gesamtkohlenwasserstoffen (THC) und die Detailanalyse von Ölbestandteilen (z. B. PAK, chemischer Fingerabdruck) sind in Glasbehältern zu sammeln, die frei von organischen Rückständen sind. Wegen der Empfindlichkeit von Kohlenwasserstoffen gegenüber Photodegradation sind vorzugsweise Braunglasflaschen zu verwenden.
- Proben von leicht flüchtigen Ölbestandteilen (BTEX) sind in speziellen, dicht schließenden Probengefäßen (VOA-Gläser) aufzunehmen.
- Falls ein Wasserschöpfer verwendet wird, sollte dieser in der Probenahmetiefe zu öffnen und zu schließen sein.
- Bei Anwesenheit von Ölbestandteilen, sind Probenahmegeräte vor jedem Einsatz zu reinigen bzw. zu dekontaminieren.
- Dekontamination:
 - evtl. anhaftende Öl-Reste mit Papier oder Flies mechanisch entfernen (abwischen)
 - waschen mit Wasser unter Zugabe eines Detergenz (Spülmittel o. ä.), anschließend mit reinem Wasser
 - spülen mit Methanol oder Aceton, anschließend mit Hexan und Lösungsmittel verdunsten lassen.
 - auf persönliche Schutzausrüstung und sachgerechte Entsorgung der Chemikalien achten

Durchführung der Probenahme

- Entnahme von Proben nahe der Wasseroberfläche im Bereich von 0 - 1m Wassertiefe. Bodennahe Proben werden 1m oberhalb des Sediments genommen.
- Wasserschöpfer müssen in geschlossenem Zustand in Position gebracht und dort geöffnet und geschlossen werden.
- Proben sollten zuerst in einem Referenzgebiet, dann in dem am geringsten kontaminierten Bereich und dann an zunehmend kontaminierten Stationen genommen werden.
- Vor einem Geräteeinsatz, ist die Wasseroberfläche ggf. von öligen Auflagen zu säubern. Dies muss vorsichtig geschehen, um kein Öl in das Wasser einzutragen. Saugende Materialien können dabei hilfreich sein.

Lagerung/Transport

- Lagerung flüchtiger organischer Stoffe (VOA) in VOA-Gefäßen: sie können bis zu 14 Tage bei 4°C im Dunkeln ohne Verlust der Probenintegrität aufbewahrt werden.
- THC- und PAK-Analytik: Proben können mit 1 ml 6N HCL/Liter angesäuert werden.
- Direkt nach der Probenahme sollten Wasserproben sofort in einem Kühlbehälter gelagert werden.
- Bei 4°C und im Dunkeln können Wasserproben bis zu 7 Tagen ohne Verlust der Probenintegrität gelagert werden.

Anmerkungen

Faktoren, die zur Kontamination von Wasserproben führen können, sind zu vermeiden und evtl. zu dokumentieren (Ölfilm, Wetterbedingungen, Wellengang etc.). Potenzielle Kontaminationsquellen sind z. B. Abgase, Schmierstoffe, verölte Oberflächen etc.

9.2 Probenahme von Sediment

Probenvolumen für die Bestimmung von

- Gesamtkohlenwasserstoffe (THC) und Aromaten/PAK: 500 ml
- Korngrößenanalyse: 100g/100ml

Geräte/Probengefäße

- Für die Sedimentbeprobung von einem Schiff sind ein van-Veen-Greifer, ein Ekman-Birge-Greifer oder ein Kastengreifer geeignet.
- Im Eulitoral und in der ufernahen Flachwasserzone können Sedimentkerne mit einem Sedimentstechrohr gewonnen werden.
- In trockenfallenden Sedimentbereichen lässt sich ein relativ ungestörter Sedimentkern auch mit einem Spaten/einer Schaufel freilegen.
- Für die Analytik von Ölkomponenten (THC, PAK) sind Aluminium-Schalen und -Deckel zu verwenden. Alternativ können auch Glasgefäße verwendet werden; deren Deckel sollten Teflon-Dichtungen besitzen. (Alternativ kann die Glasöffnung auch mit einer Aluminiumfolie abgedeckt werden bevor der Deckel aufgeschraubt wird.)
- Proben für die Korngrößenanalyse können in Ziplock-Beuteln gesammelt werden.

Durchführung der Probenahme

- In verölten Bereichen sind die Sammelgeräte zu Beginn und zwischen den Probenahmen zu dekontaminieren.
- Eine Kontamination mit Öl an der Wasseroberfläche ist zu vermeiden.
- In der Gezeitenzone und in flachen Uferzonen können Sedimentproben mit einem Sedimentstechrohr oder einem Ekman-Birge-Greifer von Hand genommen werden, an leicht zugänglichen Stellen auch mit einer Schaufel.
- Bei Probenahmen im Sublitoral soll das Probenahmegerät (van-Veen-Greifer, Kastengreifer) nur durch sein Eigengewicht in das Sediment eindringen. Eine Störung der Oberfläche durch zu schnelles Absenken ist zu vermeiden.
- An jeder Station sind drei erfolgreiche Proben zu nehmen.
- Eine erfolgreiche Greiferprobe liegt vor, wenn:
 - der Greifer nicht überfüllt ist und der Inhalt nicht gegen die Oberseite gedrückt wurde.

- sich eine Wasserschicht auf dem Sediment befindet und die Oberfläche ungestört ist.
- der Greifer fest schließt und kein Probenmaterial auswäscht.
- Probenentnahme vom Greiferinhalt:
 - Überstehendes Wasser vorsichtig seitlich abgießen.
 - Mit einem Löffel eine Probe von den oberen 2 cm Sedimentschicht entnehmen.
 - Aus den drei Sedimentproben einer Station ist eine Mischprobe für die chemische Analytik zu bilden. Es ist darauf zu achten, dass sich die Mischprobe aus gleichen Anteilen von allen Teilproben (Aliquots) zusammensetzt.

Lagerung/Transport

- Direkt nach der Probenahme sind Sedimentproben in einer Kühltasche bei ca. 4°C zu lagern.
- Die Proben sind am Abend des Probenahmetages einzufrieren (- 20°C). Eingefrorene Proben verlieren auch über Jahre nicht ihre Probenintegrität.
- Proben für die Korngrößenanalyse sollten bei 4°C im Kühlschrank gelagert werden und müssen innerhalb von 2 Wochen analysiert werden.

Anmerkungen

- Falls möglich, sollten Proben zuerst an den am wenigsten kontaminierten und zuletzt an den am stärksten verschmutzten Stationen gesammelt werden.
- Bei Beprobungen an leicht zugänglichen Stellen wie z.B. Wattgebieten oder Strandproben reicht eine Beprobung mit einer kleinen Schaufel aus.
- Bei Probenahme vom Schiff sind mögliche Kontaminationsquellen zu beachten. Dies können z.B. Abgase, Schmierstoffe, verölte Oberflächen sein.
- In nicht kontaminierten Gebieten, sollten Proben zur Ermittlung der Hintergrundbelastung genommen werden.
- Probenahmen entlang eines Verschmutzungsgradienten sollten in regelmäßigen räumlichen Intervallen in Bezug auf das verschmutzte Gebiet erfolgen.
- Chemische Befunde sollten auf Trockengewicht bezogen werden, da dies die Variabilität zwischen Proben verringert.

9.3 Probenahme von Biota (Muscheln) für die Schadstoffanalytik

Probengröße

- Die Anzahl der für die Analytik benötigten Muscheln hängt von deren Größe und Weichkörpergewicht ab. Zur Zeit der Reproduktion, bei entwickelten Gonaden, ist das Weichkörpergewicht größer als nach dem Ablachen.
- Für die PAK-Analytik mittels GC/MS sollten mindestens 30 g Weichkörpermasse zur Verfügung stehen.

Geräte/Probengefäße

- Dredgen (für Epifauna-Beprobung)
- Greifer/Schaufel (für Infauna-Beprobung)
- Sieb zur Gewinnung der Infauna aus Greiferproben
- Bei Anwesenheit von Öl: Wasser und Reagenzien zur Dekontamination der Probenahmegeräte

Durchführung der Probenahme

- Sublitoral: Die epibenthischen Miesmuscheln werden mittels Dredge gesammelt. Weitere epibenthische Muscheln können mit Dredgen, Arten der Infauna mit Bodengreifern gesammelt werden.
- Muschelbänke im Sublitoral: eine Probenahme sollte vorzugsweise durch Taucher erfolgen.
- Eulitoral: Muscheln können direkt von der Sedimentoberfläche oder durch Graben mit einer Schaufel aus dem Sediment entnommen werden.
- Muschelbänke im Eulitoral können von Hand beprobt werden. Dabei sollten Einmalhandschuhe getragen und zwischen unterschiedlichen Proben gewechselt werden.
- Eine Probe sollte aus Individuen von ähnlicher Schalenlänge bestehen. Bei einem Vergleich unterschiedlicher Proben sollten diese aus Individuen von ähnlicher mittlerer Länge bestehen.

Lagerung/Transport

- Die Muscheln sind vorzugsweise lebend oder, falls zuvor vereinbart, eingefroren an das Analytiklabor zu übergeben. Dort erfolgt die Sektion der Weichkörper mit anschließender Aufbereitung und Analytik.
- Lebende Muscheln sind innerhalb eines Tages an das Analytiklabor zu übergeben. Bis dahin sind sie feucht (nicht in Wasser) und gekühlt ($< 10\text{ }^{\circ}\text{C}$) zu hältern. Einzelproben können z. B. in Ziplock-Beuteln oder Glasbehältern transportiert werden.

Anmerkungen

- Es sollte eine Muschelart mit weiter Verbreitung im verschmutzten Gebiet und in Referenzbereichen gewählt werden.
- Zu Beginn der Probenahmen ist zu entscheiden, ob die Muschelproben lebend oder ggf. tiefgefroren ($- 20\text{ }^{\circ}\text{C}$) an das Analytiklabor übergeben werden sollen. Ein Vergleich von Schadstoffgehalten ist nur sinnvoll, wenn die Analytik an einer einheitlich aufgearbeiteten Probenmatrix erfolgt.
- Die Sektion der Muscheln muss vom Analytiklabor durchgeführt werden. Vorzugsweise sollten die Weichkörpermischproben durch die Sektion von lebenden Tieren gewonnen werden.
- Falls möglich, sollten mehr als die Mindestanzahl von Individuen gesammelt werden, um Rückstellproben zu ermöglichen.
- Innerhalb eines Gebietes von ähnlicher Belastung sind mindestens drei Proben zu sammeln. Bei einem Belastungsgradienten sind Proben entlang eines Transekts zu nehmen.
- Die ermittelten Schadstoffgehalte sollten auf Trockengewicht bezogen werden, da dadurch die Variabilität zwischen Proben verringert wird.

9.4 Handlungsanweisung zur Gewährleistung der Probenintegrität von Umweltproben für chemische Analysen

Handlungsanweisung zur Gewährleistung der Unversehrtheit von Umweltproben für chemische Analysen (Wasser, Sediment, Biota)

Zweck

Umweltproben sollen so behandelt, gelagert und transportiert werden, dass sie frei von Kontamination, unversehrt und für die vorgesehene Untersuchung uneingeschränkt geeignet sind. Der Umgang mit Proben ist zu dokumentieren, um deren Integrität nachzuweisen.

Methodische Anweisungen

1	Probenbehälter dürfen nicht leckschlagen oder brechen. Ein direkter Kontakt zwischen Probe und Kunststoff ist zu vermeiden.		
	Probentyp	Probenbehälter	Anmerkung
	Öl	Glasflasche 50 ml	<ul style="list-style-type: none"> – saubere Gläser vom Analytik-Labor zur Verfügung gestellt – vorzugsweise dunkles Glas für Wasserproben – Flaschenöffnung mit Alufolie unter dem Verschluss abdecken
	Wasser	Glasflasche 1 l (sichtbare Ölverschmutzung)	
		Glasflasche 1 l ggf. 2 l (ohne sichtbare Ölverschmutzung)	
	Sediment (fein, Kies)	Aluminiumschalen oder Glasbehälter 500 ml	
	Sediment (grob, Geröll)	in Alufolie einwickeln	
Biologische Proben	Glasbehälter	wie oben	
	in Alufolie einwickeln	ganze Individuen können nach Einwickeln in Alufolie in Plastiktüten lagern	
2	Behälter so voll wie möglich füllen, um Luft zu verdrängen. Ansonsten Gefahr des Verlustes von leichten Kohlenwasserstoffen durch Verdunstung.		
3	Probenbeschriftung: Alle Proben sollten sofort beschriftet werden		
	3.	Die Beschriftung des Gefäßes richtet sich nach der Probenart. Am Ende der Arbeitsanweisung befindet sich ein Beispiel für eine Probenkennzeichnung	
	3.2	Probenzettel sollen nicht in das Probengefäß gegeben werden.	
	3.3	Probenlabel sollten erst nach dem Verschluss der Probe und nach Reinigung der Außenseite des Probengefäßes angebracht werden.	

4	Probenprotokoll: eine Liste aller Proben ist notwendig, um:	
	4.1	zu prüfen, ob keine Probe verloren ging
	4.2	Probenbeschriftungen mit dem Probenprotokoll zu vergleichen, um Fehler oder Versäumnisse zu bemerken
5	Probenkonservierung im Feld: die meisten Proben können im Feld durch Abkühlen auf ca. 4°C konserviert werden. Hierzu Kühlboxen und Kühlkissen verwenden. Danach die Proben wie folgt konservieren:	
	Probentyp	Konservierungsmethode
	Sediment	kühlen < -20°C –einfrieren
	Öl	kühlen < 4 °C – nicht einfrieren
	Benthos (z.B. Muscheln)	kühlen < 4 °C (max. 24h)
	Fische	bei längerer Zwischenlagerung einfrieren
	Krebse	große Fische und Krebse (>10cm) vorzugsweise einfrieren
6	Schutz der Proben vor Kontamination: alle Bereiche, wo mit Proben umgegangen oder diese gelagert werden müssen:	
	6.1	vor und nach Nutzung dekontaminiert werden
	6.2	ausgewiesene Nichtraucherzonen sein
	6.3	isoliert von Verbrennungsmotoren, Auspuffrohren oder anderen Quellen einer Verunreinigung mit Kohlenwasserstoffen sein
7	Probenlagerung	
	Falls Proben über Nacht oder länger zu lagern sind, sollte dies unter geeigneten Bedingungen geschehen (Kühlschrank, Gefrierschrank)	
8	Probentransport	
	8.1	Proben müssen innerhalb der vom Labor oder der Arbeitsanweisung festgelegten Zeitspanne zum Untersuchungslabor oder Institut gebracht werden
	8.2	Probenbehälter sollten einen Aufkleber „Probentransport-Kette“ tragen. Er soll die Behandlungsschritte und den Transportverlauf der Probe dokumentieren.



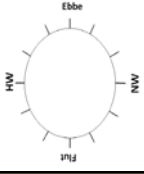
10 Anhang

10.1 Beispiele für Felderfassungsprotokolle



Die beiden Tabellen stellen Beispiele dar, wie die einzusetzenden Protokolle grundsätzlich aufgebaut und strukturiert sein sollen. Die Tabellen werden separat als Excel-Tabellen seitens HK bereitgestellt. Sie werden bei Erfordernis aktualisiert. Die Vorlagen sind im Einsatzfall an die speziellen Gegebenheiten anzupassen.

Legende: Gelbe Felder sind Pflichtfelder, weiße sind optional auszufüllen.

Tab. 17: Erfassungsprotokoll Wasser
Protokollkopf

		Felderfassungprotokoll Wasser		 AG 2 Monitoring Stationsblatt Nr. _____ Seite 1 von 2	
Version: 1.4 Gültig ab: 01.01.2018					
Gebiet		Station		Koordinaten WGS 84 [gg° mm,mmm]	
		Sollkoordinaten Breite _____ Länge _____		Istkoordinaten Breite _____ Länge _____	
Probenehmer		Organisation		Probennahme vom	
				Schiff <input type="checkbox"/> Helikopter <input type="checkbox"/> Land <input type="checkbox"/>	
				Schiffname bzw. Fahrzeugtyp _____	
				Datum Uhrzeit Uhrzeit HW Tidephase (bitte ankreuzen)	
					
Umgebungsbedingungen					
Wassertiefe [m]		ICES Wettercode [Code]*		Optischer Eindruck des Wassers nach BAOAC**	
				sichtbare Verunreinigungen Probe für chemische Analyse	
		Lufttemperatur [°C]		Windstärke [Bft.]	
				Windrichtung [Kürzel] Wellenhöhe [m]	
		Luftdruck [mbar]		nein <input type="checkbox"/> ja - Wasser <input type="checkbox"/> Sedim. <input type="checkbox"/>	
Methodik Probenahme					
Gerät		Beprobtes Volumen [L]		Konservierung	
		(für jede Probe getrennt eingeben)		<input type="checkbox"/> kühl lagern (4°C) und dunkel <input type="checkbox"/>	

**Tab. 18: Erfassungsprotokoll Wasser
Protokoll Proben**

		Feldefassungsprotokoll Wasser							
Version: 1.4 Gültig ab: 01.01.2018		Schadstoffunfall/ Schadstoff						AG 2 Monitoring Stationsblatt Nr.	
Proben								Seite 2 von 2	
Probe Nr.	Beprobungstiefe [m]	Probenvolumen [L]	Wasser-temperatur [°C]	Salinität [PSU]	sichtbare Öl-Mengen	Geruch	Anzahl Proben-gefäße (wenn > 1)	Unter-suchungs-parameter	Bemerkungen



*** Wettercode ICES**

0	Klar
1	Teilweise bewölkt
2	Geschlossene Wolkendecke
3	Sand- und Schneesturm
4	Nebel, starker Dunst
5	Sprühregen
6	Regen
7	Schnee, Schneeregen
8	Schauer
9	Keine Beobachtung



**** Bonn Agreement Oil Appearance Code (BAOAC)**

Code	Beschreibung, Aussehen	Schichtdicke (µm)	Volumen (m³) per km²
1	glänzend (silbergrau)	0,04 bis 0,30	0,04 bis 0,3
2	regenbogenfarbig	0,3 bis 5,0	0,3 bis 5,0
3	metallisch	5,0 bis 50,0	5,0 bis 50,0
4	Öleigenfarbe, ungleichmäßig	50,0 bis 200,0	50,0 bis 200,0
5	Öleigenfarbe, gleichmäßig	mehr als 200,0	mehr als 200,0

Tab. 19: Erfassungsprotokoll Makrozoobenthos (Weichboden) im Sub- und Eulitoral
Protokollkopf

		Felderfassungprotokoll Makrozoobenthos Weichboden		 AG 2 Monitoring Stationsblatt Nr. _____ Seite 1 von 2	
Version: 1.4 Gültig ab: 01.01.2018		Schadstoffunfall/Schadstoff			
Gebiet		Station		Koordinaten WGS 84 [gg° mm,mmm]	
				Sollkoordinaten Breite _____ Länge _____ Istkoordinaten Breite _____ Länge _____	
Probenehmer		Organisation		Probennahme vom	
				Schiff <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> Helikopter <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> Land <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>	
Umgebungsbedingungen		ICES Wettercode [Code]*		Windstärke [Bft.]	
Wassertiefe [m]					
Wassertemperatur [°C]		Lufttemperatur [°C]		Windrichtung [Kürzel]	
Salinität [PSU]		Luftdruck [mbar]		Wellenhöhe [m]	
Umgebungsbedingungen - Zusatzangaben bei Probennahme im Eulitoral		Lebensspuren Fauna an der Bodenoberfläche		Bewuchs mit Algen und höheren Pflanzen	
Wasserbedeckung [%]				Auffälligkeiten	
Methodik Probennahme		Beprobte Fläche [cm²]		Fixierung	
Gerät				Maschenweite Sieb [µm] _____ Formalin 4% <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>	

Tab. 20: Erfassungsprotokoll Makrozoobenthos (Weichboden) im Sub- und Eulitoral
Protokoll Proben

		Felderfassungsprotokoll Makrozoobenthos Weichboden							 AG 2 Monitoring Stationsblatt Nr. 			
Version: 1.4		Schadstofffall/ Schadstoff							Seite 2 von 2			
Gültig ab: 01.01.2018												
Proben												
Probe Nr.	Probenahmetiefe [cm]	Fotonommer	Sedimentansprache***	Farbe	Geruch	anoxisch [ja/nein]	Oxidationsschicht [cm]	Zusatzprobe für Sedimentanalyse [ja/nein]	Bedeckungsgrad Öl [%]	Anzahl Probengefäße	Bemerkungen (z.B. Toifunde von Muscheln etc.)	

*** Sedimentansprache

Stein	Kies	Grobkies	Mittelkies	Feinkies	Sand	Grobsand	Mittelsand	Feinsand	Schluff	Ton	Deritus	Schill (art)

** Bonn Agreement Oil Appearance Code (BAOAC)

Code	Beschreibung, Aussehen	Schichtdicke (µm)	Volumen (m ³) per km ²
1	glänzend (silbergrau)	0,04 bis 0,30	0,04 bis 0,3
2	regensbogenfarbig	0,3 bis 5,0	0,3 bis 5,0
3	metallisch	5,0 bis 50,0	5,0 bis 50,0
4	Ölfarbe, ungleichmäßig	50,0 bis 200,0	50,0 bis 200,0
5	Ölfarbe, gleichmäßig	mehr als 200,0	mehr als 200,0

* Wettercode ICES

- 0 Klar
- 1 Teilweise bewölkt
- 2 Geschlossene Wolkendecke
- 3 Sand- und Schneesturm
- 4 Nebel, starker Dunst
- 5 Sprühregen
- 6 Regen
- 7 Schnee, Schneereggen
- 8 Schauer
- 9 keine Beobachtung

Differenzierung Feinsand-Schluff-Fraktion nach Ragotzki

Sedimenttyp	Anteil < 63µm [%]	Watt
heller, mittelsandiger Feinsand	≤ 8	helles Sandwatt
dunkler, schluffiger Feinsand	> 8 - ≤ 12	dunkles Sandwatt
Schlucksand	> 12 - ≤ 40	Mischwatt
Schluff	> 40	Schluffwatt

11 Literaturverzeichnis

- Abt, K. & Engler, J. (2008): Rapid increase of the grey seal (*Halichoerus grypus*) breeding stock at Helgoland. Helgoland Marine Research, 63 (2), S. 177 - 180.
- Admiral Danish Fleet HQ (2012): Sub-regional risk of oil and hazardous substances in the Baltic Sea (BRISK): Environmental Vulnerability. BRISK project Oil spill vulnerability ranking. Admiral Danish Fleet HQ, National Operations, Maritime Environment.
- AMSA (2003): Oil Spill Monitoring Handbook. Australian Maritime Safety Authority (AMSA), Canberra.
- AMSA (2015): Technical guidelines for preparing contingency plans for Marine and Coastal Facilities. Australian Maritime Safety Authority (AMSA).
- Arens, S. (2006): Bewertungssystem nach WRRL für die Angiospermen der Übergangs- und Küstengewässer der FGE Weser und für das Küstengewässer der FGE Elbe. Bericht des NLWKN, 113 S.
- Arens, S. (2009): Erfassung und Bewertung der Röhrichte, Brack- und Salzmarschen (Makrophyten/Angiospermen) im Rahmen eines Praxistests zur Umsetzung der EG-WRRL in den Übergangsgewässern von Weser und Ems. Bericht des NLWKN - Betriebsstelle Brake-Oldenburg-Wilhelmshaven. 69 S. + 46 S. Anlagen.
- Argument GmbH (2003): Abgrenzung von Sandbänken als FFH-Vorschlagsgebiete, Abschlussbericht im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz. FKZ-Nr. 802 85 220. Kiel.
- Auris (1995): Scoping Evaluation of the Biological Recovery of Oiled Mangroves, Coral Reefs, Seagrasses and Sedimentary Shores. AURIS Environmental, Aberdeen. 148 S.
- Bäck, S. (1999) Guidelines for monitoring of phyto-benthic plant and animal communities in the Baltic Sea. Annex for HELCOM COMBINE programme, S. 1 - 12.
- Barros, A.; Alvarez, D. & Velando, A. (2014): Long-term reproductive impairment in a seabird after the Prestige oil spill. Biology letters, 10: 20131041.
- Beermann, J.; Boos, K.; Reichert, K. et al. (2010): Zeigereigenschaften Makrozoobenthos (MZB) - Helgoland 2009: MZB-Monitoring und Bewertung nach EU-WRRL. Endbericht für das Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume (LLUR) des Landes Schleswig-Holstein.
- Berg, T., Fürhaupter, K. & Meyer, T. (2015): Handlungsanweisung zum Bewertungsverfahren MarBIT - Bewertung des ökologischen Zustandes des Makrozoobenthos in den inneren und äußeren Küstengewässern der Ostsee nach den Vorgaben der Wasserrahmenrichtlinie, Qualitätskomponente Makrozoobenthos - MarBIT -Verfahren, MariLim, Hrsg. Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie, Mecklenburg-Vorpommern (LUNG M-V), Güstrow. 38 S.
- Benke, H., Brüger, S., Dähne, M. et al. (2014): Baltic Sea harbour porpoise populations: status and conservation needs derived from recent survey results. Marine Ecology Progress Series, 495: S. 275 - 290.

- BfG (2011a): Bericht: Verfahren zur Bewertung in der Umweltverträglichkeitsuntersuchung an Bundeswasserstraßen. Version September 2011. Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung (BMVBS) (Hrsg.), Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz.
- BfG (2011b): BfG-Merkblatt - Ökologische Baggergutuntersuchung. Ökotoxikologische Untersuchung von Sedimenten, Eluaten und Porenwässern. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz.
- BfG (2014): Sedimentmanagement Tideelbe - Strategien und Potenziale - Systemstudie II. Ökologische Auswirkungen der Unterbringung von Feinmaterial. Band 1 (2). Endbericht im Auftrag des Wasser- und Schifffahrtsamtes Hamburg. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz.
- BMVBS (2007): Leitfaden zur Umweltverträglichkeitsprüfung an Bundeswasserstraßen. Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung (BMVBS) (Hrsg.), Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz.
- BMVBS (2008): Leitfaden zur FFH-Verträglichkeitsprüfung an Bundeswasserstraßen. Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung (BMVBS) (Hrsg.), Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz.
- BMVBS (2009): Leitfaden zur Berücksichtigung des Artenschutzes bei Aus- und Neubau von Bundeswasserstraßen. Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung (BMVBS) (Hrsg.), Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz.
- BMVI (2015): Leitfaden Umweltbelange bei der Unterhaltung von Bundeswasserstraßen. Bundesministerium für Verkehr und digitale Infrastruktur (BMVI) (Hrsg.), Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz.
- BioConsult (2006): Fischbasiertes Bewertungswerkzeug für Übergangsgewässer der norddeutschen Ästuare. BioConsult Schuchardt & Scholle GbR.
- Blanchard, J. L.; Coll, M.; Trenkel, V. M. et al. (2010): Trend analysis of indicators: a comparison of recent changes in the status of marine ecosystems around the world. *ICES Journal of Marine Science*, 67. S. 732 - 744.
- Blew, J., Günther, K., Hälterlein, B., et al. (2015): Trends of Migratory and Wintering Waterbirds in the Wadden Sea 1987/1988-2011/2012. *Wadden Sea Ecosystem*, No. 34. Common Wadden Sea Secretariat, Joint Monitoring Group of Migratory Birds in the Wadden Sea, Wilhelmshaven.
- BLMP (2012a): Monitoring-Kennblatt 1140 - FFH-LRT Vegetationsfreies Schlick-, Sand und Mischwatt. Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH) & Sekretariat Bund/Länder-Messprogramm für die Meeresumwelt von Nord- und Ostsee (BLMP).
- BLMP (2012b): Monitoring-Kennblatt Makrophyten. Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH) & Sekretariat Bund/Länder-Messprogramm für die Meeresumwelt von Nord- und Ostsee (BLMP).
- BLMP (2012c): Monitoring-Kennblatt Makrozoobenthos. Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH) & Sekretariat Bund/Länder-Messprogramm für die Meeresumwelt von Nord- und Ostsee (BLMP).

- BLMP (2014): Monitoring-Kennblatt Biologische Schadstoffeffekte. Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH) & Sekretariat Bund/Länder-Messprogramm für die Meeresumwelt von Nord- und Ostsee (BLMP).
- BMU (2013): Konzept für den Schutz der Schweinswale vor Schallbelastungen bei der Errichtung von Offshore-Windparks in der deutschen Nordsee (Schallschutzkonzept). Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU).
- BMUB (2014): Umsetzung der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie. Richtlinie 2008/56/EG zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Meeresumwelt (Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie). Überwachungsprogramme gemäß § 45f Abs. 1 WHG zur Umsetzung von Art. 11 MSRL - Teil A - Rahmenkonzept. Bund/Länder-Ausschuss Nord- und Ostsee (BLANO), Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BMUB).
- Bobsien, C. (2006): The role of small fish species in eelgrass food webs of the Baltic Sea. Christian-Albrechts-Universität Kiel. Dissertation.
- Bonn Agreement (2014a): BE-AWARE Summary Report. 141 S.
- Bonn Agreement (2014b): Bonn Agreement Counter-Pollution Manual. Vol. 1.
- Boos, K.; Beermann, J.; Reichert, K. et al. (2009): Zeigereigenschaften Macrozoobenthos (MZB) - Helgoland - Entwicklung eines Bewertungsverfahrens nach WRRL: Helgoland-MarBIT-Modul.
- Borja, A.; Franco, J. & Perez, V. (2000): A Marine Biotic Index to Establish the Ecological Quality of Soft-Bottom Benthos Within European Estuarine and Coastal Environments. *Marine Pollution Bulletin*, 40 (12). S. 1100 - 1114.
- Bothmann, O. (1998): Epifauna und Pfahlbewuchs im Salzgehaltsgradienten des Nord-Ostsee-Kanals - Diplomarbeit. Institut für Meereskunde, Universität Kiel. 102 S.
- Brasseur, S.; Czeck, R.; Galatius, A. et al. (2015): Grey Seal surveys in the Wadden Sea and Helgoland in 2014 - 2015 - The first aerial surveys in Denmark. Trilateral Seal Expert Group (TSEG), Common Wadden Sea Secretariat.
- Brusendorff, A.C., Korpinen, S., Meski, L., et al. (2014): HELCOM Actions to Eliminate Illegal and Accidental Oil Pollution from Ships in the Baltic Sea. *In: Kostianoy, A.G. & Lavrova, O.Yu. (ed.): Oil Pollution in the Baltic Sea. S. 15 - 40.*
- BSH (2012): Öl im Meer - Risiken, Vorsorge und Bekämpfung. Tagungsband. Symposium vom 17. bis 19. November 2010. Berichte des BSH, 48. Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH), Hamburg.
- BSH (2013): Standard - Untersuchung der Auswirkungen von Offshore-Windenergieanlagen auf die Meeresumwelt (StUK4). Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH), Hamburg & Rostock.
- BSU, HPA, LLUR, et al. (2010): IBP Elbeästuar / HH SH: B Funktionsräumliche Betrachtung - B6 Funktionsraum 6. Maßnahmenprogramm für den Zeitraum 2011 - 2020, zusammengestellt auf der Grundlage der Fachbeiträge und Abstimmungsergebnisse der Planungsgruppe für Schleswig-Holstein und Hamburg. Freie und Hansestadt Hamburg Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt (BSU), Hamburg Port Authority (HPA), Land Schleswig-Holstein Ministerium

- für Landwirtschaft Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein (LLUR), et al.
- Büttger, H. & Nehls, G. (2009): Assessing the ecological status of Blue mussel beds in the North-Frisian Wadden Sea - according to the EU Water Framework Directive and EU Habitat Directive. Schleswig-Holstein Agency for Coastal Defence, National Park and Marine conservation, National Park authority.
- Camphuysen, C. J.; Dieckhoff, M. S., Fleet, D.M. et al. (2009): Oil Pollution and Seabirds - Quality Status Report 2009: Thematic Report No. 5.3. Wadden Sea Ecosystem, No. 25. Common Wadden Sea Secretariat (CWSS) & Trilateral Monitoring and Assessment Group (TMAG), Wilhelmshaven.
- Camphuysen, C. J. & Heubeck, M. (2001): Marine oil pollution and beached bird surveys: the development of a sensitive monitoring instrument. *Environmental Pollution*, 112. S. 443 - 461.
- Camphuysen, K. C. J.; Bao, R.; Nijkamp, H. et al., (Eds.) (2007): Handbook On Oil Impact Assessment: The Impact of Oil Spills on Seabirds - Online handbook. Oiledwildlife.eu.
- Carter, I. C.; Williams, J. M.; Webb, A. et al. (1993): Seabird concentrations in the North Sea: An atlas of vulnerability to surface pollutants. Joint Nature Conservation Committee (JNCC).
- Cedre (2006): Surveying Sites Polluted by Oil - An Operational Guide for Conducting an Assessment of Coastal Pollution. Centre de Documentation de Recherche et d'Expérimentations sur les pollutions accidentelles des eaux (CEDRE).
- Chapman, H.; Purnell, K.; Law, R. J. et al. (2007): The use of chemical dispersants to combat oil spills at sea: A review of practice and research needs in Europe. *Marine Pollution Bulletin*, 54 (7). S. 827 - 838.
- Committee on Oil in the Sea (2003): Oil in the Sea III: Inputs, Fates, and Effects. National Research Council (NRC), National Academic Press, Washington, D.C.
- Cunha, I. & Guilhermino, L. (2006): Task 7.2.1: Protocol for Selection of Sentinel Species and Collection of Specimens. EROCIPS Emergency Response to coastal Oil, Chemical and Inert Pollution from Shipping: WP 7: Environmental Monitoring.
- Dänhardt, A. (2014) Erfassung der Fischfauna an der Jade mittels Hamenkutter vor dem Hintergrund der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie: Deskriptoren 1 (Biodiversität) und 4 (Nahrungsnetz) - Ergänzung der Hamenbefischungen in den niedersächsischen Küstengewässern zur Berichterstattung im Rahmen der FFH-Richtlinie. Projektbericht im Auftrag der Nationalparkverwaltung Niedersächsisches Wattenmeer, 61 S.
- Darr, A. & Zettler, M. L. (2009): Erprobung eines Fachvorschlags für das langfristige benthologische Monitoring der Natura 2000-Lebensräume in der deutschen AWZ der Ostsee als Grundlage für die Erfüllung der Natura 2000-Berichtspflichten (FFH - Berichtsperiode 2007 - 2012) - Abschlussbericht. Leibniz-Institut für Ostseeforschung, Warnemünde.
- Daschkeit, A.; Sterr, H.; Kirstein, K.-G. et al. (2007): Analyse und Bewertung ´erheblich veränderter Küstengewässer im Kontext der Wasserrahmenrichtlinie - das Beispiel Kieler Förde. In: Gönnert, G., Pflüger, B. & Bremer, J.-A. (ed.): Von der Geoarchäologie über die Küstendynamik zum Küstenzonenmanagement. S. 27 - 33.

- Davies, I. M. & Vethaak, A. D. (2012): Integrated marine environmental monitoring of chemicals and their effects. ICES Cooperative Research Report, No. 315. International Council for the Exploration of the Sea.
- Dean, T. A.; Stekoll, M. S.; Jewett, S. C. et al. (1998): Eelgrass (*Zostera marina* L.) in Prince William Sound, Alaska: effects of the Exxon Valdez oil spill. Marine Pollution Bulletin, 36. S. 201 - 210.
- Den Hartog, C. & Jacobs, R. P. W. M. (1980): Effects of the Amoco Cadiz oil spill on an eelgrass community at Roscoff (France), with special reference to the mobile benthic infauna. Helgoländer Meeresuntersuchungen, 33 (1). S. 182 - 191.
- Dierschke, V.; Kube, J.; Probst, S. et al. (1999): Feeding ecology of dunlins *Calidris alpina* staging in the southern Baltic Sea. 1. Habitat use and food selection. Journal of Sea Research, 42: 49-64.
- Dietz, R.; Teilmann, J.; Henriksen, O. D. et al. (2003): Movements of seals from Rødsand seal sanctuary monitored by satellite telemetry - Relative importance of the Nysted Offshore Wind Farm area to the seals. NERI Technical Report, No. 429. National Environmental Research Institute (NERI).
- Dolch, T.; Buschbaum, C. & Reise, K. (2009): Seegrass-Monitoring im Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer 2008 - Forschungsbericht zur Bodenkartierung ausgewählter Seegrassbestände. Alfred-Wegener-Institut für Polar- und Meeresforschung.
- Dudzinski, K. M.; Thomas, J. A. & Gregg, J. D. (2009): Communication in Marine Mammals. In: Perrin, William F., Würsig, Bernd & Thewissen, J.G.M. (ed.): Encyclopedia of Marine Mammals (Second Edition). Academic Press. S. 260 - 269.
- Dürr, S. & Wahl, M. (2004): Isolated and combined impacts of blue mussels (*Mytilus edulis*) and barnacles (*Balanus improvisus*) on structure and diversity of a fouling community. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 306 (2). S. 181 - 195.
- Ellwanger, G.; Ssymank, A.; Buschmann, A. et al. (2014): Der nationale Bericht 2013 zu Lebensraumtypen und Arten der FFH -Richtlinie: Ein Überblick über die Ergebnisse. Natur und Landschaft, 89 (5). S. 185 - 192.
- EMSA (2009): Manual On The Applicability Of Oil Spill Dispersants. Version 2. European Maritime Safety Agency (EMSA).
- EMSA (2014): Inventory of national policies regarding the use of oil spill dispersants in the EU member states - 2014. European Maritime Safety Agency (EMSA).
- Europäische Gemeinschaft (1992): Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften: II (Nicht veröffentlichungsbedürftige Rechtsakte) Rat Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen. Europäische Gemeinschaft.
- Europäische Gemeinschaft (2007): Richtlinie des Rates vom 2. April 1979 über die Erhaltung der wildlebenden Vogelarten (79/409/EWG) (ABl. L 103 vom 25.4.1979, S. 1). Rat der Europäischen Gemeinschaften.
- Europäische Union (2010): Amtsblatt der Europäischen Union: Beschluss der Kommission vom 1. September 2010 über Kriterien und methodische Standards zur Feststellung des guten

- Umweltzustands von Meeresgewässern (Bekannt gegeben unter Aktenzeichen K (2010) 5956) (Text von Bedeutung für den EWR) (2010/477/EU). Europäische Union.
- Europäische Union (2013): I (Gesetzgebungsakte) Richtlinien: Richtlinie 2013/39/EU des Europäischen Parlaments und des Rates vom 12. August 2013 zur Änderung der Richtlinien 2000/60/EG und 2008/105/EG in Bezug auf prioritäre Stoffe im Bereich der Wasserpolitik (Text von Bedeutung für den EWR). Europäisches Parlament & Rat der Europäischen Union.
- Europäisches Parlament (2010): Richtlinie 2009/147/EG Des Europäischen Parlaments Und des Rates vom 30. November 2009 über die Erhaltung der wildlebenden Vogelarten (kodifizierte Fassung). Amtsblatt der Europäischen Union, L20/7. Europäisches Parlament & Rat Der Europäischen Union.
- European Commission (2014a): Technical Report on Aquatic Effect-Based Monitoring Tools. Technical Report - 2014, 077.
- European Commission (2014b): Technical Report on Aquatic Effect-Based Monitoring Tools - Annex. Technical Report - 2014, 077.
- Exo, K.-M. (2008): Nationalpark Wattenmeer: Letzte Chance für Wiesenbrüter? Der Falke, 55. S. 376 - 382.
- Fingas, M. & Brown, C. (2014): Review of oil spill remote sensing. Marine Pollution Bulletin, 83 (2014). S. 9 - 23.
- Fleet, D.M. (2012): Leitlinie für den Umgang mit verölten Vögeln an den Küsten Schleswig-Holsteins. In: BSH (ed.): Öl im Meer - Risiken, Vorsorge und Bekämpfung. Tagungsband. Symposium vom 17. bis 19. November 2010. S. 46 - 49.
- Fleet, D. M. & Reineking, B. (2001): Bestimmung, Quantifizierung und Bewertung der Öleinträge in der Nordsee zur Beurteilung der Schiffsentsorgung in deutschen Nordseehäfen. Umweltbundesamt (UBA).
- Fleischer, D. & Zettler, M.L. (2009): An adjustment of benthic ecological quality assessment to effects of salinity. Marine Pollution Bulletin, 58 (3). S. 351 - 357.
- Folmer, E. (2012): Tidal Basins and Mussel Beds - An analysis of distributions and developments of littoral mussel beds in the trilateral Wadden Sea. Programma naar een Rijke Waddenzee (PRW).
- Fürhaupter, K.; Grage, A.; Wilken, H. et al. (2008): Kartierung mariner Pflanzenbestände im Flachwasser der Ostseeküste - Schwerpunkt Fucus und Zostera. LANU SH - Gewässer, D 22. Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig Holstein (LANU).
- Fürhaupter, K.; Pehlke, C.; Wilken, H. et al. (2012): WRRL-Makrophytenmonitoring in den Küstengewässern Schleswig-Holsteins (2012) - Teil A: Innere Küstengewässer (ELBO); Teil B: Äußere Küstengewässer (BALCOSIS); Teil C: Zusatztransekt MSRL. MARILIM.
- Fürhaupter, K. & Meyer, T. (2015a): Handlungsanweisung zum Bewertungsverfahren PHYBIBCO - Bewertung des ökologischen Zustandes der Makrophyten in den inneren Küstengewässern der Ostsee nach den Vorgaben der EU-Wasserrahmenrichtlinie, Qualitätskomponente Makrophyten - PHYBIBCO-Verfahren, Hrsg. Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie, Mecklenburg-Vorpommern (LUNG M-V), Güstrow. 42 S.

- Fürhaupter, K. & Meyer, T. (2015b): Handlungsanweisung zum Bewertungsverfahren BALCOSIS - Bewertung des ökologischen Zustandes der Makrophyten in den äußeren Küstengewässern der Ostsee nach den Vorgaben der EU-Wasserrahmenrichtlinie, Qualitätskomponente Makrophyten - BALCOSIS-Verfahren, MariLim, Hrsg. Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume Schleswig-Holstein (LLUR), Flintbek. 40 S.
- Galatius, A.; Brasseur, S.; Czeck, R. et al. (2014): Aerial surveys of Harbour Seals in the Wadden Sea in 2014 - The highest pup count recorded yet. Trilateral Seal Expert Group (TSEG), Common Wadden Sea Secretariat.
- Gallus, A.; Dähne, M.; Verfuß, U. K. et al. (2012): Use of static passive acoustic monitoring to assess the status of the 'Critically Endangered' Baltic harbour porpoise in German waters. *Endangered Species Research*, 18 (3). S. 265 - 278.
- Garthe, S.; Ullrich, N.; Weichler, T. et al. (2003): See- und Wasservogel der deutschen Ostsee – Verbreitung, Gefährdung und Schutz. Bundesamt für Naturschutz (BfN), Bonn.
- Geraci, J. R. & Lounsbury, V. J. (2009): Health. In: Perrin, W. F., Würsig, B. & Thewissen, J. G. M. (ed.): *Encyclopedia of Marine Mammals (Second Edition)*. Academic Press. S. 546 - 553.
- Gercken, J.; Förlin, L. & Andersson, J. (2006): Developmental disorders in larvae of eelpout (*Zoarces viviparus*) from German and Swedish Baltic coastal waters. *Marine Pollution Bulletin*, 53. S. 497 - 507.
- Gerlach, S. A. (1979): Meereskundliche Untersuchung Von Ölunfällen - Aktionsprogramm der Meeresforschung in der Bundesrepublik Deutschland für den Fall eines größeren Ölunfalls im deutschen Meeres- und Küstengebiet. Institut für Meeresforschung Bremerhaven & Arbeitsgruppe zur Meereskundlichen Untersuchung von Ölunfällen.
- Gilles, A.; Adler, S.; Kaschner, K. et al. (2011): Modelling harbour porpoise seasonal density as a function of the German Bight environment: implications for management. *Endangered Species Research*, 14. S. 157 - 169.
- Gilles, A.; Scheidat, M. & Siebert, U. (2009): Seasonal distribution of harbour porpoises and possible interference of offshore wind farms in the German North Sea. *Marine Ecology Progress Series*, 383. S. 295 - 307.
- Girin, M. (2001): *Ecological Monitoring of Accidental Water Pollution - Operational Guide: Designing, Managing and Conducting a Monitoring Programme*. Cedre.
- Gong, Y.; Zhao, X.; Cai, Z. et al. (2014): A review of oil, dispersed oil and sediment interactions in the aquatic environment: Influence on the fate, transport and remediation of oil spills. *Marine Pollution Bulletin*, 79: 16 - 33.
- Grave, C. (2014): Brutbericht aus unseren Schutz- und Zählgebieten im Jahr 2013. *Seevögel*, 35 (1). S. 11 - 15.
- Grobecker, C. (2000): Bericht der Unabhängigen Expertenkommission „Havarie Pallas“. Bundesministerium für Verkehr, Bau- und Wohnungswesen. Unabhängige Expertenkommission Havarie Pallas.
- Hammond, P. S.; Northridge, S. P.; Thompson, D. et al. (2004): Background information on marine mammals relevant to Strategic Environmental Assessment 5.

- Hasselmeier, I.; Abt, K. F. & Siebert, U. (2004): Stranding patterns of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) in the German North and Baltic Seas: When does the birth period occur? *Journal of Cetacean Research and Management*, 6 (3). S. 259 - 263.
- Hedman, J. E.; Rüdell, H.; Gercken, J. et al. (2011): Eelpout (*Zoarces viviparus*) in marine environmental monitoring. *Review. Marine Pollution Bulletin*, 62. S. 2015 - 2029.
- HELCOM (2015): Manual for Marine Monitoring in the COMBINE Programme of HELCOM.
- Helm, R. C.; Costa, D. P.; DeBruyn, T. D. et al. (2015): Overview of Effects of Oil Spills on Marine Mammals. In: Fingas, Merv (ed.): *Handbook of Oil Spill Science and Technology*. John Wiley and Sons. S. 455 - 475.
- Herkül, K. & Kotta, J. (2012) Assessment of the ecological impact of an oil spill on shallow brackish-water benthic communities: a case study in the northeastern Baltic Sea. *Estonian Journal of Ecology*, 61. S. 173 - 189.
- Herrmann, C. (2012): Robbenmonitoring in Mecklenburg-Vorpommern. *Natur und Naturschutz in Mecklenburg-Vorpommern*, 41. S. 40 - 49.
- Herrmann, C. & Wendt, J. (2014): Jahresbericht der AG Küstenvogelschutz Mecklenburg-Vorpommern 2013: Aktivitäten der AG Küstenvogelschutz und Brutergebnisse in den Küstenvogelbrutgebieten Mecklenburg-Vorpommerns. *Seevögel*, 35 (3). S. 8 - 15.
- Heubeck, M.; Camphuysen, C. J.; Bao, R. et al. (2003): Assessing the impact of major oil spills on seabird populations. *Marine Pollution Bulletin*, 46. S. 900 - 902.
- Hielscher, M. (2004): Jahreszeitliches Auftreten des Schweinswales (*Phocoena phocoena* L.) im Mündungsbereich von Weser und Jade. *Natur-und Umweltschutz*, 3 (2). S. 42 - 46.
- Hjorth, M.; Jürgensen, C.; Madsen, A. et al. (2015): BE-AWARE II - Summary Report. 21 S.
- Hodges, J. & Howe, M. (1997): Milford Haven Waterway: Monitoring of eelgrass *Zostera angustifolia* following the Sea Empress Oil Spill - Unpublished report to the Shoreline and Terrestrial Task Group of SEEEC from the Pembrokeshire Coast National Park Authority.
- Howard, S., Baker, J. M. & Hiscock, K. (1989): The effects of oil dispersants on seagrasses in Milford Haven. In: Dicks, B. (ed.): *Ecological impacts of the oil industry*. John Wiley & Sons, Chichester.
- Hüppop, O., Bauer, H.-G., Haupt, H. et al. (2013): Rote Liste wandernder Vogelarten Deutschlands, 1. Fassung, 31. Dezember 2012. *Berichte zum Vogelschutz*, 49/50. S. 23 - 83.
- ICES (2016): Report of the Joint OSPA/HELCOM/ICES Working Group on Seabird (JWGBIRD), 09. - 13. November 2015, Copenhagen, Denmark. ICES CM 2015/ACOM. 28 S.
- IfAÖ GmbH (2015): Miesmuschelmonitoring 2014 im Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer. Ein Projekt im Rahmen des „Trilateral Monitoring and Assessment Program“ (TMAP). Landesbetrieb für Küstenschutz, Nationalpark und Meeresschutz Schleswig-Holstein (LKN).
- IfAÖ GmbH (2016): Erstellung eines Untersuchungskonzeptes für einen großen Schadstoffunfall zur Ermittlung von Umweltauswirkungen in der deutschen Nord- und Ostsee (Monitoringkonzept) - 321 Seiten. Auftraggeber: Havariekommando, Projektbegleitung: UEG. Neu-Broderstorf.

- ILN & IfAÖ GmbH (2007): Analyse und Bewertung der Lebensraumfunktion der Landschaft für rastende und überwinternde Wat - und Wasservögel 2007. Abschlussbericht. Institut für Landschaftsökologie und Naturschutz Greifswald (ILN) & Institut für Angewandte Ökosystemforschung GmbH (IfAÖ).
- IMO & UNEP (2011): Regional Information System; Part D - Operational Guidelines and Technical Documents, Section 2: Guidelines for the use of dispersants for combating oil pollution at sea in the Mediterranean region. Part II: Basic information on dispersants. Regional Marine Pollution Emergency Response Centre For The Mediterranean Sea (REMPEC).
- IOPC Funds (2013): Claims Manual. October 2013 Edition. International Oil Pollution Compensation Fund (IOPC Funds).
- IPIECA (1997): Biological Impacts of Oil Pollution: Fisheries. IPIECA Report Series, 8. International Petroleum Industry Environmental Conservation Association (IPIECA).
- IPIECA & IOGP (2015): Dispersants: subsea application. Good practice guidelines for incident management and emergency response personnel. IOGP Report, 533. The global oil and gas industry association for environmental and social issues (IPIECA) & International Association of Oil & Gas Producers (IOGP).
- IPIECA & OGP (2014): Wildlife response preparedness. Good practice guidelines for incident management and emergency response personnel. OGP Report 516. The global oil and gas industry association for environmental and social issues (IPIECA) & International Association of Oil & Gas Producers (OGP).
- ITOPF (2011a): TIP 02: Fate of marine oil spills. Technical Information Paper, 2. The International Tanker Owners Pollution Federation Limited (ITOPF).
- ITOPF (2011b): TIP 13: Effects of oil pollution on the marine environment. Technical Information Paper, 13. The International Tanker Owners Pollution Federation Limited (ITOPF).
- ITOPF (2012a): TIP 14: Sampling and Monitoring of Marine Oil Spills. Technical Information Paper, 14. The International Tanker Owners Pollution Federation Limited (ITOPF).
- ITOPF (2012b): TIP 15: Preparation and submission of claims from oil pollution. Technical Information Paper, 15. The International Tanker Owners Pollution Federation Limited (ITOPF).
- ITOPF (2012c): TIP 17: Response to marine chemical incidents. Technical Information Paper, 17. The International Tanker Owners Pollution Federation Limited (ITOPF).
- ITOPF (2014): Handbook 2014/15. The International Tanker Owners Pollution Federation Limited (ITOPF).
- ITOPF (2015): Oil Tanker Spill Statistics 2014. The International Tanker Owners Pollution Federation Limited (ITOPF).
- Jacobs, R. P. W. M. (1980): Effects of the Amoco Cadiz oil spill on the seagrass community at Roscoff with special reference to the benthic infauna. Marine Ecology Progress Series, 2. S. 207 - 212.
- Jennings, S. (2005): Indicators to support an ecosystem approach to fisheries. Fish & Fisheries, 6. S. 212 - 232.

- Jewett, S. C.; Dean, T. A.; Smith, R. et al. (1999): Exxon Valdez oil spill: Impacts and recovery in the soft-bottom benthic community in and adjacent to eelgrass beds. *Marine Ecology Progress Series*, 185. S. 59 - 83.
- Jiménez, N.; Viñas, M.; Bayona, J. M. et al. (2007): The Prestige oil spill: bacterial community dynamics during a field biostimulation assay. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 77 (4). S. 935 - 945.
- Kaiser, A. (2010): Haftung für Gefahrguttransporte in Europa. Zur außervertraglichen Haftung für Gefahrguttransporte zu Lande, zu Wasser und mit Luftfahrzeugen. Juristische Fakultät, Georg-August-Universität zu Göttingen, Göttingen. Dissertation: 321 S.
- Kakuschke, A.; Valentine-Thon, E.; Griesel, S. et al. (2010): First health and pollution study on harbour seals (*Phoca vitulina*) living in the German Elbe estuary. *Marine Pollution Bulletin*, 60 (11). S. 2079 - 2086.
- Kammann, U. (2007): PAH Metabolites in Bile Fluids of Dab (*Limanda limanda*) and Flounder (*Platichthys flesus*): Spatial Distribution and Seasonal Changes. *Environmental Science and Pollution Research*, 14 (2). S. 102 - 108.
- Kammann, U. & Haarich, M. (2009a): PAK-Metaboliten in Fischen aus der Nordsee 1999 - 2006. PAH metabolites in North Sea fish. *Meeresumwelt Aktuell Nord- und Ostsee*, 3. Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH) & Sekretariat Bund/Länder-Messprogramm für die Meeresumwelt von Nord- und Ostsee (BLMP).
- Kammann, U. & Haarich, M. (2009b): PAK-Metaboliten in Fischen aus der Ostsee 1999 - 2006. PAH metabolites in Baltic Sea fish. *Meeresumwelt Aktuell Nord- und Ostsee*, 4. Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH) & Sekretariat Bund/Länder-Messprogramm für die Meeresumwelt von Nord- und Ostsee (BLMP).
- Kempf, N. & Kleefstra, R. (2013): Moulting Shelduck in the Wadden Sea 2010 - 2012. Evaluation of three years of counts and recommendations for future monitoring. Common Wadden Sea Secretariat, Trilateral Monitoring and Assessment Group & Joint Monitoring Group of Migratory Birds in the Wadden Sea (JMMB).
- Kieckbusch, J. J. (2010): Rastbestände und Phänologien von Wasservögeln auf ausgewählten Gewässern im östlichen Schleswig-Holstein. *Corax*, Sonderheft 1. Ornithologische Arbeitsgemeinschaft für SH und HH e.V.
- Kirby, M.; Aldridge, J.; Earl, T. et al. (2011): CHEMSPILL - Implementing an enhanced approach to forecasting the impact of chemical spills at sea for the UK. Cefas Project ME1313. Cefas.
- Kirby, M. F. & Law, R. J. (2010): Accidental spills at sea - Risk, impact, mitigation and the need for co-ordinated post-incident monitoring. *Marine Pollution Bulletin*, 60. S. 797 - 803.
- Knief, W.; Berndt, R. K.; Hälterlein, B. et al. (2010): Die Brutvögel Schleswig-Holsteins - Rote Liste. LLUR SH - Natur - RL 20. Ministerium für Landwirtschaft Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein (MLUR).
- Koffijberg, K.; Dijkzen, L.; Hälterlein, B. et al. (2006): Breeding Birds in the Wadden Sea in 2001: Results of the total survey in 2001 and trends in numbers between 1991 and 2001. *Wadden Sea Ecosystem*, No. 22. Common Wadden Sea Secretariat (CWSS).

- Koffijberg, K.; Laursen, K.; Hälterlein, B. et al. (2015): Trends of Breeding Birds in the Wadden Sea 1991 - 2013. Wadden Sea Ecosystem, No. 35. Common Wadden Sea Secretariat (CWSS) & Joint Monitoring Group of Breeding Birds in the Wadden Sea (JMBS).
- Krause, J.; von Drachenfels, O.; Ellwanger, G. et al. (o.J.): Bewertungsschemata für die Meeres- und Küstenlebensraumtypen der FFH-Richtlinie - 13er Lebensraumtypen: Atlantische Salzsümpfe und -wiesen sowie Salzsümpfe und -wiesen im Binnenland. Bundesamt für Naturschutz (BfN).
- Krieg, H.-J. (2005): Die Entwicklung eines modifizierten Potamon-Typie-Indexes (Qualitätskomponente benthische Wirbellosenfauna) zur Bewertung des ökologischen Zustands der Tideelbe von Geesthacht bis zur Seegrenze Methodenbeschreibung AeTI (Aestuar-Typie-Index) und Anwendungsbeispiele. HuuG Tangstedt.
- Krieg, H.-J. (2011): Überblicksweise Überwachung des Weserästuars anhand der QK benthische Wirbellosenfauna. Durchführung der Untersuchung und Bewertung der Oberflächenwasserkörper mit dem Ästuartypieverfahren in 2011. HUuG Tangstedt, Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz Betriebsstelle Brake - Oldenburg.
- Kube, J. (1994): Aspekte der Nahrungsökologie ziehender Limikolen an der südlichen Ostseeküste. Corax, 15 (Sonderheft 2). S. 57 - 72.
- KÜFOG GmbH (2011): Integrierter Bewirtschaftungsplan Weser (IBP Weser) - Fachbeitrag 1: „Natura 2000“ - Natura 2000-Gebiete der Tideweser in Niedersachsen und Bremen. Teil 1: Bestandsaufnahme.
- KÜFOG GmbH (2014): Offshore-Terminal Bremerhaven (OTB) - Auswirkungen des Vorhabens auf die Bewirtschaftungsziele nach Wasserrahmenrichtlinie. Bremenports GmbH & Co. KG.
- Kuschert, H., Ekelöf, O. & Fleet, D. M. (1981): Neue Kriterien zur Altersbestimmung der Trottellumme (*Uria aalge*) und des Tordalken (*Alca torda*). Seevögel, 2 (3). S. 58 - 61.
- Lane, S. M.; Smith, C. R.; Mitchell, J. et al. (2015): Reproductive outcome and survival of common bottlenose dolphins sampled in Barataria Bay, Louisiana, USA, following the Deepwater Horizon oil spill. Proceedings of the Royal Society B. Biological Sciences, 282 (20151944).
- Laruelle, F. & Calvez, I. (2005): Oil spill monitoring: analysis of similarities and differences in approaches and methodologies. ICES 2005 Annual Science Conference, 20 Sep 2005, Aberdeen.
- Law, R.; Brant, J.; Kirby, M. et al. (2014): Guidelines for the environmental monitoring and impact assessment associated with subsea oil releases and dispersant use in UK waters. Science Series Technical Report. Cefas, Lowestoft.
- Law, R.J.; Kirby, M. F.; Moore, J., et al. (2011): PREMIAM - Pollution Response in Emergencies Marine Impact Assessment and Monitoring: Post-incident monitoring guidelines. Science Series Technical Report. Cefas, Lowestoft.
- Lecklin, T.; Ryöma, R. & Kuikka, S. (2011): A Bayesian network for analyzing biological acute and long-term impacts of an oil spill in the Gulf of Finland. Marine Pollution Bulletin, 62. S. 2822 - 2835.

- Leyrer, J. (2011): Being at the right time at the right place - interpreting the annual life cycle of Afro-Siberian red knots. Universität Groningen. Promotion: 163 S.
- Litz, J. A.; Baran, M. A.; Bowen-Stevens, S. R. et al. (2014): Review of historical unusual mortality events (UMEs) in the Gulf of Mexico (1990 - 2009): providing context for the multi-year northern Gulf of Mexico cetacean UME declared in 2010. *Diseases of Aquatic Organisms*, 112. S. 161 - 175.
- LKN (2015): Fachplan Küstenschutz Ostseeküste: Grundlagen - Naturschutz. Landesbetrieb für Küstenschutz Nationalpark und Meeresschutz des Landes Schleswig-Holstein (LKN).
- Lockyer, C. & Kinze, C. (2003): Status, ecology and life history of harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) in Danish waters. NAMMCO Scientific Publications, 5. S. 143 - 176.
- Lübbe, T. P.; van Bernem, K.H. & Vauk, G. (1995): Ecological effects of potential oil spills at the German North Sea coast. *Seevögel*, 16. S. 58 - 62.
- Martínez-Gómez, C.; Vethaak, A.D.; Hylland, K., et al. (2010): A guide to toxicity assessment and monitoring effects at lower levels of biological organization following marine oil spills in European waters. *ICES Journal of Marine Science*, 67 (6). S. 1105 - 1118.
- Matkin, C. O.; Saulitis, E. L.; Ellis, G. M. et al. (2008): Ongoing population-level impacts on killer whales *Orcinus orca* following the Exxon Valdez oil spill in Prince William Sound, Alaska. *Marine Ecology Progress Series*, 356. S. 269 - 281.
- Mendel, B.; Sonntag, N.; Wahl, J. et al. (2008): Artensteckbriefe von See-und Wasservögeln der deutschen Nord-und Ostsee Verbreitung, Ökologie und Empfindlichkeiten gegenüber Eingriffen in ihren marinen Lebensraum. Bundesamt für Naturschutz.
- Merrick, R.; Silber, G. K.; Demaster, D. P. et al. (2009): Endangered Species and Populations. *In*: Perrin, William F., Würsig, Bernd & Thewissen, J.G.M. (ed.): *Encyclopedia of Marine Mammals* (Second Edition). Academic Press. 368 - 375.
- Meyer, T.; Reincke, T.; Fürhaupter, K. et al. (2005): Ostsee-Makrozoobenthos-Klassifizierungssystem für die Wasserrahmenrichtlinie. Technical Report, Landesamt für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein.
- Michel, J. & Rutherford, N. (2013): Oil Spills in Marshes: Planning & Response Considerations. National Oceanic and Atmospheric Administration, National Ocean Service, U.S. Department of Commerce & American Petroleum Institute.
- ML Niedersachsen (2014): Umgang mit krank, verletzt oder hilflos aufgefundenen wildlebenden Tieren in den Wattenjagdbezirken an der niedersächsischen Nordseeküste. *Niedersächsisches Ministerialblatt* 47/2014, 64. (69.). Niedersächsisches Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft, Verbraucherschutz und Landesentwicklung (ML Niedersachsen), Hannover. S. 965 - 969.
- MLUR (2009): Leitlinie für den Umgang mit verölten Vögeln an den Küsten Schleswig-Holsteins. Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein (MLUR).
- Moore, J. J., Hill, A. S. & Sanderson, B. G. (2005): Development of CCW Impact Assessment Response Framework for a Marine Oil Pollution Incident. CCW Marine Monitoring Report, 20. Liaison & Monitoring, Cosheston, Pembrokeshire.

- Nehls, G. (1991): Bestand, Jahresrhythmus und Nahrungsökologie der Eiderente, *Somateria mollissima*, L. 1758, im Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer. Corax, 14. S. 146 - 209.
- Nehls, G. & Büttger, H. (2006): Miesmuschelmonitoring 1998 - 2005 im Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer. Landesamt für den Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer (LKN), Husum.
- Nehls, G. & Büttger, H. (2009): Miesmuschelmonitoring 2006 und 2007 im Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer. (LKN), Landesamt für den Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer, Husum.
- Nehring, S. (2000): Neozoen im Makrozoobenthos der deutschen Ostseeküste. Lauterbornia, 39. S. 117 - 126.
- Neuparth, T.; Moreira, S.; Santos, M. et al. (2010): ARCOPOL - Bibliographic review of the environmental impact of past major oil and HNS spill incidents. The Atlantic Regions' Coastal Pollution Response ARCOPOL.
- Neuparth, T.; Moreira, S. M.; Santos, M. M. et al. (2012): Review of oil and HNS accidental spills in Europe: Identifying major environmental monitoring gaps and drawing priorities. Marine Pollution Bulletin, 64 (6). S. 1085 - 1095.
- NLWKN (2010): Umsetzung der EG-WRRL - Bewertung des ökologischen Zustands der niedersächsischen Übergangs- und Küstengewässer (Stand: Bewirtschaftungsplan 2009). Küstengewässer und Ästuar, 1/2010. Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN).
- NRC (2005): Toxicological Effects of Dispersants and Dispersed Oil. In: National Research Council (ed.): Understanding Oil Spill Dispersants: Efficacy and Effects. The National Academies Press, Washington, D.C. S. 193 - 276.
- O'Sullivan, A. J. & Jacques, T. G. (1998): Impact Reference System - Community information system for the control and reduction of pollution. Effects of Oil in the Marine Environment: Impact of Hydrocarbons on Fauna and Flora. European Communities.
- O'Sullivan, A. J. & Jacques, T. G. (2001): Impact Reference System - Effects of oil in the marine environment: impact of hydrocarbons on fauna and flora (Internet edition). European Commission, Luxembourg.
- OGewV (2016): Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (Oberflächengewässerverordnung (OGewV)). Bundesgesetzblatt Jahrgang 2016 Teil I Nr. 28.
- OSPAR Commission (2009): Background Document on CEMP assessment criteria for the QSR 2010. Monitoring and Assessment Series. OSPAR Commission.
- OSPAR Commission (2012): JAMP Guidelines for Monitoring Contaminants in Biota (Agreement 1999-02, revised 2012).
- OSPAR Commission (2013): JAMP Guidelines for General Biological Effects Monitoring (OSPAR Agreement 1997-7. Technical annexes revised - 2007. Technical annex 6 revised in 2013).
- Peck, M. A.; Kanstinger, P.; Holste, L. et al. (2012): Thermal windows supporting survival of the earliest life stages of Baltic herring (*Clupea harengus*). ICES Journal of Marine Science, 69(40). S. 529 - 536.

- Peschko, V.; Ronnenberg, K.; Siebert, U. et al. (2016): Trends of Harbour Porpoise (*Phocoena phocoena*) Density in the Southern North Sea. *Ecological Indicators*, 60. S. 174 - 183.
- Probst, W. N.; Kloppmann, M. & Kraus, G. (2013): Indicator-based assessment of commercial fish species in the North Sea according to the EU Marine Strategy Framework Directive (MSFD). *ICES Journal of Marine Science*, 70. S. 694 - 706.
- Radovic, J. R.; Rial, D.; Lyons, B. P. et al. (2012): Post-incident monitoring to evaluate environmental damage from shipping incidents: Chemical and biological assessments - Review. *Journal of Environmental Management*, 109. S. 136 - 153.
- Reise, K.; Jager, Z.; Jong, D. J. et al. (2005): Seagrass. *In*: Essink, K., Dettmann, C., Farke, H., et al. (ed.): *Wadden Sea Quality Status Report 2004*. Wadden Sea Ecosystem No. 19. Trilateral Monitoring and Assessment Group, Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven.
- Rico-Martínez, R.; Snell, T. W. & Shearer, T. L. (2013): Synergistic toxicity of Macondo crude oil and dispersant Corexit 9500A to the *Brachionus plicatilis* species complex (Rotifera). *Environmental Pollution*, 173. S. 5 - 10.
- Ridoux, V.; Lafontaine, L.; Bustamante, P. et al. (2004): The impact of the “Erika” oil spill on pelagic and coastal marine mammals: Combining demographic, ecological, trace metals and biomarker evidences. *Aquatic Living Resources*, 17. S. 379 - 387.
- Romahn, K.; Jeromin, K.; Kieckbusch, J. et al. (2008): *Europäischer Vogelschutz in Schleswig-Holstein: Arten und Schutzgebiete*. Schriftenreihe LANU, 1. Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig Holstein (LANU).
- Rösner, H.-U. (1995): *Hinweise zur Durchführung der Rastvogelzählungen im Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer*.
- Rousi, H. & Kankaanpää, H. (2012): *The ecological effects of oil spills in the Baltic Sea - the national action plan of Finland*. Environmental Administration Guidelines, 6en/2012. Finnish Environment Institute.
- Schauer, F. & Sietmann, R. (2010): *Angewandte Mikrobiologie: Erdöl abbauende Mikroorganismen*. BIOSpektrum, 16. S. 502 - 507.
- Schilling, P. (2012): *Qualitätssicherung im marinen Monitoring (Nord- und Ostsee)*. Meeresumwelt Aktuell Nord- und Ostsee, 2012/1. Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH) & Sekretariat Bund/Länder-Messprogramm für die Meeresumwelt von Nord- und Ostsee (BLMP).
- Scholle, J. & Schuchardt, B. (2012): *A fish-based index of biotic integrity - FAT-TW an assessment tool for transitional waters of the northern German tidal estuaries*. Coastline Reports, 2012-18. EUCC - Die Küsten Union Deutschland e.V., c/o Leibniz-Institut für Ostseeforschung, Warnemünde.
- Schubert, H.; Steinhardt, T. & Schanz, A. (2014): *Monitoring Makrophytobenthos - Dokumentation von historischen und rezenten Seegrassvorkommen für die Bewertung nach WRRL und MSRL entlang der Ostseeküste Mecklenburg-Vorpommerns: Forschungsbericht im Auftrag des Landesamts für Umwelt, Naturschutz und Geologie (LUNG) Mecklenburg-Vorpommern*. Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie (LUNG), Güstrow.

- Schubert, P. R.; Hukriede, W.; Karez, R. et al. (2015): Mapping and modeling eelgrass *Zostera marina* distribution in the western Baltic Sea. *Marine Ecology Progress Series*, 522. S. 79 - 95.
- Schückel, U.; Beck, M. & Kröncke, I. (2013): Spatial variability in structural and functional aspects of macrofauna communities and their environmental parameters in the Jade Bay (Wadden Sea Lower Saxony, southern North Sea). *Helgoland Marine Research*, 67. S. 121 - 136.
- Schückel, U.; Beck, M. & Kröncke, I. (2015): Macrofauna communities of tidal channels in Jade Bay (German Wadden Sea): spatial patterns, relationships with environmental characteristics, and comparative aspects. *Marine Biodiversity*, 45 (4). S. 841 - 855.
- Sea Alarm Foundation (2013): Oiled Wildlife Response Manual. Preparedness for Oil-polluted Shore-line cleanup and Oiled Wildlife interventions (POSOW project).
- Shephard, S.; Rindorf, A.; Dickey-Collas, M. et al. (2014): Assessing the state of pelagic fish communities within an ecosystem approach and the European Marine Strategy Framework Directive. *ICES Journal of Marine Science*, 09/2014.
- Shin, Y.-J.; Shannon, L. I.; Bundy, A. et al. (2010): Using indicators for evaluating, comparing, and communicating the ecological status of exploited marine ecosystems. 2. Setting the scene. *ICES Journal of Marine Science*, 67S. 692 - 716.
- Sonntag, N.; Mendel, B. & Garthe, S. (2006): Die Verbreitung von See-und Wasservogeln in der deutschen Ostsee im Jahresverlauf. *Vogelwarte*, 44 (2). S. 81 - 112.
- Südbeck, P.; Bauer, H.-G.; Boschert, M. et al. (2007): Rote Liste der Brutvögel Deutschlands, 4. Fassung. *Berichte zum Vogelschutz*, 44. S. 23 - 81.
- Sveegaard, S.; Teilmann, J.; Tougaard, J. et al. (2011): High-density areas for harbor porpoises (*Phocoena phocoena*) identified by satellite tracking. *Marine Mammal Science*, 27 (1). S. 230 - 246.
- Tamis, J. E. ; Jongbloed, R. H. ; Karman, C. C. et al. (2011): Rational Application of Chemicals in Response to Oil Spills May Reduce Environmental Damage. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 8 (2). S. 231 - 241.
- Tasker, M. L. & Pienkowski, M. W. (1987): Vulnerable concentrations of birds in the North Sea. *Nature Conservancy Council, Peterborough*. 38 S.
- Thiel, R.; Winkler, H.; Böttcher, U. et al. (2013): Rote Liste und Gesamtartenliste der etablierten Fische und Neunaugen (Elasmobranchii, Actinopterygii & Petromyzontidae) der marinen Gewässer Deutschlands. *In: Becker, N., Haupt, H., N., Hofbauer, et al. (ed.): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands, Band 2: Meeresorganismen. Landwirtschaftsverlag, München*.
- TMAP (2008): TMAP Handbook – Trilateral Monitoring and Assessment Programme guidelines for an integrated Wadden Sea monitoring. *Common Wadden Sea Secretariat (CWSS), Wilhelmshaven*.
- TMAP (2009a): TMAP Monitoring Handbook Tidal Area - Macrozoobenthos (version 16.09.2009, TMAG 09-2). *Common Wadden Sea Secretariat (CWSS)*.
- TMAP (2009b): TMAP Monitoring Handbook Tital Area - Blue Mussel Beds (version 15.12.2009, TMAG 09-3). *(CWSS), Common Waddensea Secretariat*.

- Van Bernem, K.-H.; Doerffer, R.; Grohnert, A. et al. (2007a): Sensitivitätsraster Deutsche Nordseeküste II - Aktualisierung und Erstellung eines operationellen Modells zur Vorsorgeplanung bei der Ölbekämpfung: Projektbericht im Auftrag des Havariekommandos - Gemeinsame Einrichtung des Bundes und der Küstenländer. GKSS -Bericht, 2007/2. GKSS-Forschungszentrum Geesthacht GmbH, Geesthacht.
- Van Bernem, K.-H.; Fleischmann, J.; Krasemann, H. et al. (2007b): Sensitivitätskartierung zur Ölbekämpfung an den Unterläufen von Eider, Elbe, Weser und Ems: Projektbericht im Auftrag des Havariekommandos - Gemeinsame Einrichtung des Bundes und der Küstenländer. GKSS- Bericht, 2007/3. GKSS-Forschungszentrum Geesthacht GmbH, Geesthacht.
- Van Bernem, K.H. (2010): Die Verschmutzung der Meereslebensräume durch Öl. World Ocean Review: Mit den Meeren leben, maribus. S. 92 - 99.
- Van der Graaf, S.; Jonker, I.; Herlyn, M. et al. (2009): Seagrass. Thematic Report No. 12. In: Marencic, H. & de Vlas, J. (ed.): Quality Status Report 2009. WaddenSea Ecosystem No. 25. Common Wadden Sea Secretariat, Trilateral Monitoring and Assessment Group, Wilhelmshaven.
- Venn-Watson, S.; Colegrove, K. M.; Litz, J. et al. (2015a): Adrenal Gland and Lung Lesions in Gulf of Mexico Common Bottlenose Dolphins (*Tursiops truncatus*) Found Dead following the Deepwater Horizon Oil Spill. PLoS ONE, 10 (5).
- Venn-Watson, S.; Garrison, L.; Litz, J. et al. (2015b): Demographic Clusters Identified within the Northern Gulf of Mexico Common Bottlenose Dolphin (*Tursiops truncates*) Unusual Mortality Event: January 2010 - June 2013. PLoS ONE, 10 (2): e0117248.
- Viquerat, S.; Gilles, A.; Herr, H. et al. (2015): Monitoring von marinen Säugetieren 2014 in der deutschen Nord- und Ostsee - A. Visuelle Erfassung von Schweinswalen. Habitat Mare. Bundesamt für Naturschutz (BfN).
- Viquerat, S.; Herr, H.; Gilles, A. et al. (2014): Abundance of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) in the western Baltic, Belt Seas and Kattegat. Marine Biology, 161 (4). S. 745 - 754.
- Von Nordheim, H.; Maschner, K. & Liebscher, A. (2011): Die Rückkehr der Kegelrobben an die deutsche Ostseeküste. Meer und Museum, 23. S. 237 - 241.
- Voß, J.; Knaack, J. & Von Weber, M. (2010): Ökologische Zustandsbewertung der deutschen Übergangs- und Küstengewässer 2009. Meeresumwelt Aktuell Nord- und Ostsee, 2010/2. Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH) & Sekretariat Bund/Länder-Messprogramm für die Meeresumwelt von Nord- und Ostsee (BLMP).
- Wahl, J. & Heinicke, T. (2013): Aktualisierung der Schwellenwerte zur Anwendung des internationalen 1%-Kriteriums für wandernde Wasservogelarten in Deutschland. Berichte zum Vogelschutz, 49/50. S. 85 - 97.
- Walter, U.; Mansky, S. & Linke, T. (2010): Untersuchungen zum Vorkommen von Schweinswalen im Emsästuar - Erfahrungen mit dem Einsatz von Klickdetektoren. Zwischen Weser und Ems 2010, 44. S. 50 - 56.
- Weiß, F.; König, C.; Moning, C. et al. (2010): Der Jadebusen in Niedersachsen - Wasservogelparadies vor den Toren Wilhelmshavens. Der Falke, 57. S. 132 - 135.

- Wenger, D. & Koschinski, S. (2012): Harbour porpoises (*Phocoena phocoena* Linnaeus, 1758) entering the Weser river after decades of absence. *Marine Biology Research*, 8 (8). S. 737 - 745.
- Wernersson, A.-S.; Carere, M.; Maggi, C. et al. (2015): The European technical report on aquatic effect-based monitoring tools under the water framework directive. *Environmental Sciences Europe*, 27 (7). S. 1 - 11.
- Wetlands International (2006): *Waterbird Population Estimates - Fourth Edition*. Wetlands International, Wageningen.
- WSV (o. J.): *Sicherheitskonzept Deutsche Küste*. Wasser- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes, (WSV). 30 S.
- Wu, D.; Wang, Z.; Hollebone, B. et al. (2012): Comparative Toxicity Of Four Chemically Dispersed And Undispersed Crude Oils To Rainbow Trout Embryos. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 31 (4). S. 754 - 765.
- Wunderlich, M. (2008): Konzept einer chemischen Ölbekämpfung. Kolloquium: Neue Wege der Schadstoffbekämpfung. 24. Januar 2008, Koblenz.
- Yender, R.; Michel, J. & Lord, C. (2002): *Managing Seafood Safety after an Oil Spill*. Hazardous Materials Response Division, Office of Response and Restoration, National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA), Seattle.
- Zengel, S. & Michel, J. (2013): *Deepwater Horizon Oil Spill: Salt Marsh Oiling Conditions, Treatment Testing, and Treatment History in Northern Barataria Bay, Louisiana (Interim Report October 2011)*. NOAA Technical Memorandum, NOS OR&R 42. Department of Commerce. Emergency Response Division, NOAA, Seattle.
- Zieman, J. C.; Orth, R.; Phillips, R. C. et al. (1984): The effects of oil on seagrass ecosystems. In: Cairns, J. & Buikema, A. L. (ed.): *Restoration and Management of Marine Ecosystems Impacted by Oil*. S. 108 - 126.