

**Gefährdungspotentiale von Ölverschmutzungen
durch Schiffshavarien in der Nordsee
dargestellt am Beispiel der *Amoco Cadiz* und der *Pallas***



Diplomarbeit

zur Diplomprüfung im Fach Geographie

dem Prüfungsausschuß für den
Diplomstudiengang Geographie
der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel

vorgelegt von

Peter Michael Link

Kiel, 30. August 2000

Funkdialog vor der schottischen Küste

- A) Please divert your course 15 degrees to the North to avoid a collision.
- B) Recommend you divert YOUR course 15 degrees to the South to avoid a collision.
- A) This is the Captain of a US Navy Ship. I say again, divert your course.
- B) No. I say again, you divert YOUR course.
- A) **THIS IS THE AIRCRAFT CARRIER ENTERPRISE, WE ARE A LARGE WARSHIP
OF THE US NAVY. DIVERT YOUR COURSE NOW!**
- B) This is a lighthouse. Your call.

Vom Chief of Naval Operations freigegebener Dialog vom 10. Oktober 1995.

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung	1
2	Thematische Grundlagen	3
2.1	Die Nordsee und der Ärmelkanal	3
2.1.1	Einführung in das Untersuchungsgebiet	3
2.1.2	Die hydrographischen Verhältnisse	6
2.1.3	Der Schiffsverkehr	17
2.1.4	Der Umfang der Öltransporte	22
2.1.5	Die Wahrscheinlichkeit von Ölunfällen	23
2.2	Öleinträge in die Meere	25
2.2.1	Das Ausmaß der marinen Öleinträge	25
2.2.2	Die stoffliche Zusammensetzung von Erdöl	28
2.2.3	Das Verhalten von Öl im Meerwasser	32
2.2.4	Die Auswirkungen von Ölunfällen auf betroffene Küstenräume	38
2.2.5	Toxikologische Effekte von Öl auf Organismen	45
2.3	Die Ölunfallbekämpfung auf See	48
2.3.1	Die Organisation der marinen Ölbekämpfung	48
2.3.2	Maßnahmen zur Ölbekämpfung auf See	51
2.3.3	Die Modellierung der Ölausbreitung im Meer	56
2.3.4	Grundlegende Rechtsbestimmungen zur marinen Ölunfallbekämpfung	58
3	Die Havarie der <i>Amoco Cadiz</i>	61
3.1	Verhältnisse am Unfallort zum Zeitpunkt des Unglücks	61
3.1.1	Naturräumliche Ausstattung der betroffenen Region	61
3.1.2	Hydrographische Besonderheiten im Bereich des Unfallortes	63
3.1.3	Die meteorologische Situation zum Unfallzeitpunkt	65
3.2	Der Unfallhergang	66
3.2.1	Chronologie der Havarie	66
3.2.2	Die Ölunfallbekämpfung nach der Havarie	72
3.2.3	Das Ausmaß der Ölverschmutzung an der bretonischen Küste	80
3.3	Die Folgen der Ölverschmutzung	84
3.3.1	Die Auswirkungen der Havarie auf die marine Flora und Fauna	84

3.3.2	Die Auswirkungen der Havarie auf die Wirtschaft der betroffenen Region	89
3.3.3	Strukturelle Veränderungen in der Ölundfallbekämpfung nach der Havarie	93
4	Die Havarie der <i>Pallas</i>	96
4.1	Verhältnisse am Unfallort zum Zeitpunkt des Unglücks	96
4.1.1	Naturräumliche Ausstattung der betroffenen Region	96
4.1.2	Hydrographische Besonderheiten im Bereich des Unfallortes	98
4.1.3	Die meteorologische Situation zum Unfallzeitpunkt	99
4.2	Der Unfallhergang	101
4.2.1	Chronologie der Havarie	101
4.2.2	Die Ölundfallbekämpfung nach der Havarie	107
4.2.3	Das Ausmaß der Ölverschmutzung vor den Nordfriesischen Inseln	109
4.3	Die Folgen der Ölverschmutzung	111
4.3.1	Die Auswirkungen der Havarie auf die Flora und Fauna des Wattenmeeres	111
4.3.2	Die Auswirkungen der Havarie auf die Wirtschaft der betroffenen Region	114
4.3.3	Die politische Diskussion um strukturelle Veränderungen bei der Ölundfallbekämpfung nach der Havarie	118
4.3.3.1	Die Forderungen der Umweltschutzorganisationen	118
4.3.3.2	Der Spruch des Seeamtes Kiel zur Havarie der <i>Pallas</i>	120
4.3.3.3	Die Schwachstellenanalyse der <i>Pallas</i> -Havarie	123
4.3.3.4	Der Bericht der Grobecker-Kommission	125
5	Weitere Schiffshavarien mit Ölverschmutzungen im Bereich der Nordsee und des Ärmelkanals	131
6	Möglichkeiten zur Verbesserung des Schutzes der marinen Umwelt gegenüber Ölverschmutzungen	135
6.1	Die Organisation der Ölundfallbekämpfung	135
6.2	Die technische Ausstattung der Einsatzkräfte	141
6.3	Die Sicherheitsvorkehrungen an Bord	146
6.4	Die rechtlichen und versicherungstechnischen Rahmenbedingungen der Seeschifffahrt	149
7	Zusammenfassende Betrachtung	152
8	Literatur	154

Verzeichnis der Abbildungen

Abb. 1	Der Nordseeraum	4
Abb. 2	Die offiziellen Grenzen der Nordsee	6
Abb. 3	Die Entwicklung des Meeresspiegels im Nordseeraum in den vergangenen 9.000 Jahren	7
Abb. 4	Die Wassermassen der Nordsee unterteilt aufgrund von Plankton-Lebensgemeinschaften	9
Abb. 5	Die Erneuerungszeiträume von Nordseewasser	10
Abb. 6	a) Jahresmittel der Wassertemperatur der Nordsee an der Oberfläche b) Amplitude der jährlichen Schwankung	11
Abb. 7	a) Mittlerer Salzgehalt des Oberflächenwassers der Nordsee b) jährliche Schwankungsbreite des Oberflächensalzgehaltes	12
Abb. 8	Geschichtete und ungeschichtete Bereiche der Nordsee	13
Abb. 9	a) Flutstundenlinien der halbtägigen M ₂ -Tide in der Nordsee b) Mittlerer Springtidenhub in m c) Linien gleicher Eintrittszeit des maximalen Gezeitenstromes in Stunden d) Mittlere Maximalgeschwindigkeit des Gezeitenstromes in Knoten	15
Abb. 10	Mittlere Anzahl der Stunden mit Nebel pro Monat im mittleren Ärmelkanal (Casquets und Les Hanois) und am westlichen Eingang zum Ärmelkanal (Seven Stones)	16
Abb. 11	Entwicklung des Schiffsverkehrs in den wichtigsten Nordseehäfen	18
Abb. 12	Entwicklung der Tonnage der in die wichtigsten Nordseehäfen eingelaufenen Schiffe	19
Abb. 13	Die wichtigsten Schiffsrouten über die Nordsee	20
Abb. 14	Zahl der durchreisenden Handelsschiffe pro Tag in verschiedenen Bereichen der Nordsee	21
Abb. 15	Rohölimporte auf dem Seeweg in verschiedene Regionen in Mio. t	22
Abb. 16	Die Hauptexportwege von Rohöl	23
Abb. 17	Anteile der einzelnen Quellen der weltweiten Rohöleinträge in die Meere	26
Abb. 18	Strukturformeln einiger Kohlenwasserstoffe	30
Abb. 19	Schematische Übersicht über die Abbau- und Transformationsprozesse von Öl im Meer	33
Abb. 20	Die Zeitskalen einzelner Ausbreitungs- und Abbauprozesse bei einer Verschmutzung des Meeres mit 10.000 t Öl	34
Abb. 21	Generalisierter Überblick über die Küstenformen im Nordseeraum	39
Abb. 22	Zonierung einer typischen Felsküste anhand auftretender Algenarten	41
Abb. 23	Schema einer Salzwiese	43

Abb. 24	Die Organisation der Ölunfallbekämpfung in Deutschland nach dem Verwaltungsabkommen zwischen dem Bund und den Küstenländern von 1975	49
Abb. 25	Schema des Handlungsablaufes der Ölunfallbekämpfung	50
Abb. 26	Computersimulation der Ausbreitung von 40.000 t Öl in der Deutschen Bucht nach einem möglichen Tankerunfall vor der niedersächsischen Küste	58
Abb. 27	Der Küstenabschnitt der Bretagne, vor dem die <i>Amoco Cadiz</i> auf Grund lief	62
Abb. 28	Navigationshilfen und Schifffahrtskorridore im Ärmelkanal zum Zeitpunkt der Havarie der <i>Amoco Cadiz</i>	63
Abb. 29	Strömungen in m/s im Ärmelkanal entlang der bretonischen Küste a) 6 Stunden vor Hochwassereintritt in Cherbourg, b) 4 Stunden vorher, c) 2 Stunden vorher und d) bei Hochwassereintritt in Cherbourg	64
Abb. 30	Das stündliche Fortschreiten der gezeitenbedingten Konvergenzlinie a) bei Flut (Transport vor der bretonischen Küste in östlicher Richtung) und b) bei Ebbe (Transport vor der bretonischen Küste in westlicher Richtung)	64
Abb. 31	Die Windverhältnisse vom 17. März bis zum 10. April 1978 aufgezeichnet von der meteorologischen Station 1 km nördlich des Aber Wrac'h	65
Abb. 32	Der Tanker <i>Amoco Cadiz</i>	67
Abb. 33	Die Bewegung der <i>Amoco Cadiz</i> am 16. März 1978, rekonstruiert nach Positionsbestimmungen des Kapitäns des Tankers	67
Abb. 34	Der Schlepper <i>Pacific</i>	68
Abb. 35	Lage der Bruchstellen der <i>Amoco Cadiz</i>	71
Abb. 36	Zahl der Arbeitskräfte, die an den Säuberungsmaßnahmen der bretonischen Küste beteiligt waren	73
Abb. 37	Das Wrack der <i>Amoco Cadiz</i> , nur 2 km von der bretonischen Küste bei Portsall entfernt	75
Abb. 38	Verlauf des Ölaustritts aus der <i>Amoco Cadiz</i> nach dem 16. März 1978	76
Abb. 39	Verhalten des Öls bei einer Ablagerung am Strand a) in der ersten Woche nach dem Auslaufen des Öls und b) mehr als einen Monat nach der Havarie	77
Abb. 40	Das Ausmaß der Ölverschmutzung an der bretonischen Küste	80
Abb. 41	Öltransport entlang der bretonischen Küste in den ersten zwei Wochen nach der Havarie der <i>Amoco Cadiz</i> und einen Monat nach der Havarie	82
Abb. 42	Verlauf des Ölabbaus in den Sedimenten des Aber Wrac'h in den ersten drei Jahren nach der Havarie der <i>Amoco Cadiz</i>	83

Abb. 43	Entwicklung der Besiedlungsdichte von Nematoden in Sedimenten vor der Havarie der <i>Amoco Cadiz</i> (1972-1974) und nach der Havarie (1978-1979)	86
Abb. 44	Alterszusammensetzung bei Fängen von Schollen (<i>Pleuronectes platessa</i>) und Seezungen (<i>Solea vulgaris</i>) in den Jahren 1978 und 1979	90
Abb. 45	Die heutige Organisation des Notfallmanagements bei Küstengefährdungen in Frankreich	94
Abb. 46	Die Nordfriesischen Inseln an der Westküste Schleswig-Holsteins	97
Abb. 47	Der Frachter <i>Pallas</i> treibt brennend und unbemannt entlang der Nordfriesischen Inseln	102
Abb. 48	Das bundeseigene Mehrzweckschiff <i>Mellum</i> , das an den Schleppversuchen der <i>Pallas</i> maßgeblich beteiligt war	103
Abb. 49	Der Driftweg der <i>Pallas</i> zwischen dem 25. und 29. Oktober 1998	106
Abb. 50	Die <i>Pallas</i> ist südwestlich der Insel Amrum auf Grund gelaufen. Der Rumpf ist in der Mitte abgeknickt, aus dem Riß läuft Öl aus	108
Abb. 51	Die Hubinsel <i>Barbara</i> diente als Plattform für die Brandbekämpfungs- und Ölbeseitigungsmaßnahmen auf dem Wrack der <i>Pallas</i>	109
Abb. 52	Zeitliche Verteilung der Funde veröfter Vögel an der schleswig-holsteinischen und dänischen Westküste zwischen dem 8. November 1998 und dem 8. Januar 1999	112
Abb. 53	Entwicklung der Verweildauer der Gäste auf der Insel Amrum in Tagen zwischen 1994 und 1999	116
Abb. 54	Die Organisationsstruktur der derzeitigen deutschen Küstenwache	137
Abb. 55	Die Organisationsstruktur der amerikanischen Coast Guard	138

Verzeichnis der Tabellen

Tab. 1	Der Wasserhaushalt der Nordsee	8
Tab. 2	Schiffsankünfte in Häfen der Nordsee und des Ärmelkanals	18
Tab. 3	Tonnage der in Häfen der Nordsee und des Ärmelkanals eingelaufenen Schiffe	19
Tab. 4	Eintrittswahrscheinlichkeiten von Ölundfällen in der Deutschen Bucht	24
Tab. 5	Erwartungswerte für Ölundfälle vor der deutschen Küste	25
Tab. 6	Schätzungen der Ölverschmutzung der Nordsee	27
Tab. 7	Übersicht über Destillationsfraktionen aus Rohöl	31
Tab. 8	Schätzungen der Anteile verschiedener Ölabbauprozesse nach ausgewählten Tankerunfällen	37
Tab. 9	Vulnerabilitätsindex bretonischer Küstenformen bezogen auf das Rohöl aus der <i>Amoco Cadiz</i>	40
Tab. 10	Übersicht über die küstenfern einsetzbaren Ölundfallbekämpfungsgeräte, die an der deutschen Nordseeküste stationiert sind	52
Tab. 11	Übersicht über die küstenfern einsetzbaren Ölbekämpfungsschiffe an der deutschen Nordseeküste	52
Tab. 12	Übersicht über die Eignung verschiedener Ölbekämpfungsmaßnahmen in unterschiedlichen Küstenabschnitten	54
Tab. 13	Liste der an der Nordsee stationierten Ölbekämpfungsschiffe für den Einsatz in küstennahen Gebieten	55
Tab. 14	An der deutschen Nordseeküste vorhandenes Gerät zur küstennahen Ölbekämpfung	55
Tab. 15	Größenordnungen möglicher Senken des Öls der <i>Amoco Cadiz</i>	78
Tab. 16	Übersicht über das Ausmaß der Ölverschmutzung an der bretonischen Küste nach der Havarie der <i>Amoco Cadiz</i>	81
Tab. 17	Entwicklung der Kohlenwasserstoffkonzentrationen in ppm in den Sedimenten des Aber Wrac'h	84
Tab. 18	Übersicht über die Überlebensraten drei Monate nach der Havarie der <i>Amoco Cadiz</i> in schwer und leicht kontaminierten Gebieten	87
Tab. 19	Zahl der verölten Vögel, die zu den Sammelpunkten des SEPNB gebracht wurden	88
Tab. 20	Übersicht über die Hoch- und Niedrigwasserstände auf Amrum und Helgoland zum Zeitpunkt der Havarie der <i>Pallas</i>	99
Tab. 21	Wettervorhersagen des Deutschen Wetterdienstes in Hamburg und Stationsmeldungen von Helgoland für den Zeitraum vom 25. bis zum 30. Oktober 1998	100
Tab. 22	Zahl der nach der <i>Pallas</i> -Havarie bis zum 8. Januar 1999 gefundenen verölten Seevögel	113

Tab. 23	Entwicklung der Zahl der Urlauber auf der Insel Amrum zwischen 1994 und 1999	114
Tab. 24	Entwicklung der Zahl der Übernachtungen auf der Insel Amrum zwischen 1994 und 1999	115
Tab. 25	Forderungen des Naturschutzbundes Deutschland für eine nachhaltige Verbesserung der Sicherheit auf See	119
Tab. 26	In der Schwachstellenanalyse der Katastrophenforschungsstelle der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel identifizierte Schwachstellen und Empfehlungen zu deren Beseitigung	124
Tab. 27	Übersicht über die Empfehlungen der unabhängigen Expertenkommission „Havarie Pallas“	126
Tab. 28	Auswahl bedeutender Tankerhavarien in der Nordsee und dem Ärmelkanal	132

1 Einleitung

Wer kennt sie nicht, die Bilder von verölten Seevögeln, die geschwächt an Stränden sitzen und vergeblich versuchen, ihr verklebtes Gefieder zu reinigen? Nach jeder Havarie, bei der Öl in die Umwelt gelangt, wird mit solchen Bildern die Diskussion um die Sicherheit in der Seeschifffahrt neu entfacht. Tatsache ist, daß es niemals möglich sein wird, derartige Unglücke gänzlich auszuschließen. Jedes größere Schiff, es muß sich nicht einmal um einen mit Öl beladenen Tanker handeln, stellt aufgrund der mitgeführten Treibstoffmenge ein gewisses Sicherheitsrisiko für die Umwelt dar. Aber wie sieht dieses Gefährdungspotential aus? Mit welchen Auswirkungen muß gerechnet werden? Und wie kann dieses Unfallrisiko möglichst gering gehalten werden? Diesen Fragen soll anhand der exemplarischen Betrachtung zweier Havarien nachgegangen werden. Damit auf möglichst viele Aspekte der zwei konkreten Unglücksfälle eingegangen werden kann, muß die quantitative Abschätzung der Gefährdungspotentiale anhand statistischer Auswertungen im Rahmen dieser Arbeit unberücksichtigt bleiben.

Der erste Teil der Arbeit widmet sich den thematischen Grundlagen, die für die Analyse der beiden Havarien notwendig sind. Zuerst wird das Untersuchungsgebiet eingegrenzt und vorgestellt. Ein besonderes Augenmerk richtet sich dabei auf die hydrographischen Verhältnisse, die ebenso wie die Dichte des Schiffsverkehrs maßgeblichen Einfluß auf die Wahrscheinlichkeit von Ölunfällen haben. Des weiteren müssen das Ausmaß und die Auswirkungen von Öleinträgen ins Meer betrachtet werden. Schließlich erfolgt eine grundlegende Darstellung der Ölunfallbekämpfung auf See.

Anhand dieser Grundlagen werden in den zwei folgenden Teilen der Arbeit die Havarien des Tankers *Amoco Cadiz* im Ärmelkanal vor der bretonischen Küste und des Frachters *Pallas* im Wattenmeer vor der Insel Amrum betrachtet. Einleitend wird auf die speziellen Verhältnisse und Besonderheiten am Unfallort zum Zeitpunkt der Havarie eingegangen. Nach einer Schilderung des Unfallhergangs stehen die Auswirkungen des Öleintrags ins Meer sowie der Umgang mit der Ölverschmutzung im Vordergrund der Analyse. Lediglich in dem Kapitel über die strukturellen Veränderungen in der Ölunfallbekämpfung nach der Havarie ergeben sich Unterschiede in der Betrachtung. Während im Falle der *Amoco Cadiz*, deren Havarie bereits 22 Jahre zurückliegt, bereits betrachtet werden kann, welche strukturellen Veränderungen

tatsächlich realisiert wurden, ist im Fall der *Pallas* heute, knapp zwei Jahre nach dem Unglück, noch offen, welche Maßnahmen für die Verbesserungen des Notfallmanagements an den deutschen Küsten umgesetzt werden. Hier werden verschiedene Einschätzungen und Forderungen zur Havarie vorgestellt.

Nach einem kurzen Exkurs über weitere Schiffsunglücke in der Nordsee und im Ärmelkanal mit Ölaustritt soll im letzten Teil der Arbeit der Versuch unternommen werden, die in den vorherigen Kapiteln erarbeiteten Ergebnisse zu vergleichen und auszuwerten, so daß am Ende die verschiedenen Möglichkeiten zur Verbesserung der Sicherheit in der Seeschifffahrt bewertet werden können.

2 Thematische Grundlagen

2.1 Die Nordsee und der Ärmelkanal

2.1.1 Einführung in das Untersuchungsgebiet

In der Nordsee hat sich durch besondere klimatische, hydrographische und geomorphologische Bedingungen eine Vielzahl von Ökosystemen entwickelt. Diese Ökosysteme, die weltweit in ihrer Art einzigartig sind, zeichnen sich durch eine hohe Sensibilität aus. Besonders empfindliche Ökosysteme findet man im Bereich des Wattenmeeres zwischen Esbjerg (Dänemark) und Den Helder (Niederlande). Dieses Gebiet im Nordseeraum ist eine weltweit einmalige Küstenregion, die als Nationalpark geschützt wird. Es dient z.B. als Rast- und Brutgebiet einer großen Zahl von Vogelarten, die zum Teil vom Aussterben bedroht sind. Die Stabilität aller Ökosysteme ist jedoch durch die intensive und vielfältige anthropogene Nutzung des Nordseeraumes in Frage gestellt.

Die Nordsee ist umgeben von sieben Anrainerstaaten (Norwegen, Dänemark, Deutschland, Niederlande, Belgien, Frankreich und Großbritannien) (Abb. 1), die alle eine ähnliche politische Struktur aufweisen (RSU, 1980). Diese Staaten zeichnen einen hohen Industrialisierungsgrad und eine hohe Bevölkerungsdichte aus, welche im Norden des Nordseeraumes geringer ist als im Süden. Dadurch ist die anthropogene Nutzung der Nordsee im Süden besonders intensiv. Ein wirksamer Schutz des Nordseeraumes muß von allen Nordseeanrainerstaaten gleichermaßen getragen werden, da Maßnahmen einzelner Staaten unwirksam bleiben, wenn die anderen Anrainer bei den Anstrengungen zum marinen Umweltschutz nicht kooperieren. Dabei ist es nicht immer einfach, politische und rechtliche Vereinbarungen zu treffen, die für den Schutz der Ökosysteme unerlässlich sind.

Neben der Förderung von Erdöl im Nordseeraum stellt der dichte Schiffsverkehr in der Nordsee eine ernstzunehmende Gefahr für die Umwelt dar. Die Nordsee bietet der Industrie die Möglichkeit, Rohstoffe und viele industrielle Zwischen- und Endprodukte auf dem Seeweg zwischen den europäischen Häfen und Übersee zu transportieren (RSU, 1980). Dabei hat sich die Nordsee zu einem der meistgenutzten Seegebiete weltweit entwickelt. Sie kann von Schiffen aller Größenordnungen befahren werden. Die größten Schiffe können jedoch nur einen

Teil der Häfen, vornehmlich im Süden der Nordsee, anlaufen. Dadurch wird der Schiffsverkehr auf einige wichtige Schifffahrtslinien konzentriert. Haupttrouten für Supertanker sind zum Beispiel die Korridore nach Rotterdam oder Wilhelmshaven.



Abb. 1: Der Nordseeraum (BUCHWALD, 1989).

Neben der Nutzung als Transportweg wird der Nordseeraum zur Förderung von Rohstoffen genutzt, hauptsächlich von Erdgas, Öl und Sand (BUCHWALD, 1989). Diese Rohstoffe werden häufig in den Küstenregionen der Anrainerstaaten weiterverarbeitet. Derartige Betriebe sowie eine Vielzahl von Kraftwerken prägen die industrialisierten Küstenstandorte.

Besonders kritisch muß die Nutzung der Nordsee als Gebiet für die Verbrennung und Verklappung von Abfällen, die zum Teil stark toxisch sind, betrachtet werden (BUCHWALD, 1989). Ebenso werden viele Abwässer aus den Küstenregionen in die Nordsee eingeleitet. Dies geschah bis vor kurzem sogar noch teilweise ohne eine vorherige Klärung dieser Abwässer.

Diese letztgenannten Belastungen sind aufgrund ihrer schwerwiegenden Wirkungen höchst umstritten. Sie zerstören nicht nur die Ökosysteme sondern gefährden außerdem die Grundlagen der traditionellen Nutzung der Nordseeregion. So werden ländliche Regionen an den Küsten der Nordsee landwirtschaftlich genutzt, und im aquatischen Bereich ist die Fischerei in der Nordsee seit vielen Jahrhunderten ein bedeutender Wirtschaftszweig. Grundlage hierfür sind intakte Ökosysteme, die wirtschaftlich lohnende Fischbestände hervorbringen (BUCHWALD, 1989).

Aber auch der Tourismus in den Küstenregionen der Nordsee, insbesondere des Wattenmeeres, ist von den negativen Auswirkungen der industriellen Nutzung der Nordsee betroffen. Die Beliebtheit der Nordseeküste als Fremdenverkehrsziel beruht auf dem besonderen Klima und dem hohen Erlebniswert der naturnahen Landschaften (BUCHWALD, 1989). Der Tourismus ist somit letztendlich ebenso wie die Fischerei und die Landwirtschaft auf intakte Ökosysteme angewiesen. Dabei darf nicht vergessen werden, daß auch diese Nutzungen des Nordseeraumes einen Eingriff in die Natur darstellen. Eine zu starke Beanspruchung der Umwelt durch den Fremdenverkehr bzw. die Fischereiwirtschaft wirkt sich dementsprechend ebenso wie eine intensive industrielle Nutzung negativ auf den Nordseeraum aus.

Die angesprochenen Funktionen der Nordsee sind zum Teil einzigartig und können in dieser Form von keiner anderen Region weltweit erfüllt werden. Neben der langfristigen langsamen Verunreinigung terrestrischer und aquatischer Ökosysteme wirken sich Unfälle, bei denen es zu einer Kontamination der Umwelt mit toxischen Substanzen kommt, besonders verheerend auf die Umwelt aus. Eine großflächige Verschmutzung der Nordsee durch Öl infolge einer Schiffshavarie zum Beispiel hat langfristige Auswirkungen auf viele dieser Nutzungsfunktionen, die zum Teil nicht wieder rückgängig zu machen sind.

2.1.2 Die hydrographischen Verhältnisse

Das Untersuchungsgebiet dieser Arbeit umfaßt sowohl die Nordsee als auch den sich im Südwesten an die Nordsee anschließenden Ärmelkanal (Abb. 2). Die Nordsee ist ein Randmeer des Atlantischen Ozeans (DIETRICH *et al.*, 1975). Ihre Grenzen sind offiziell vom Internationalen Hydrographischen Büro in Monaco folgendermaßen festgelegt worden (BECKER, 1981):

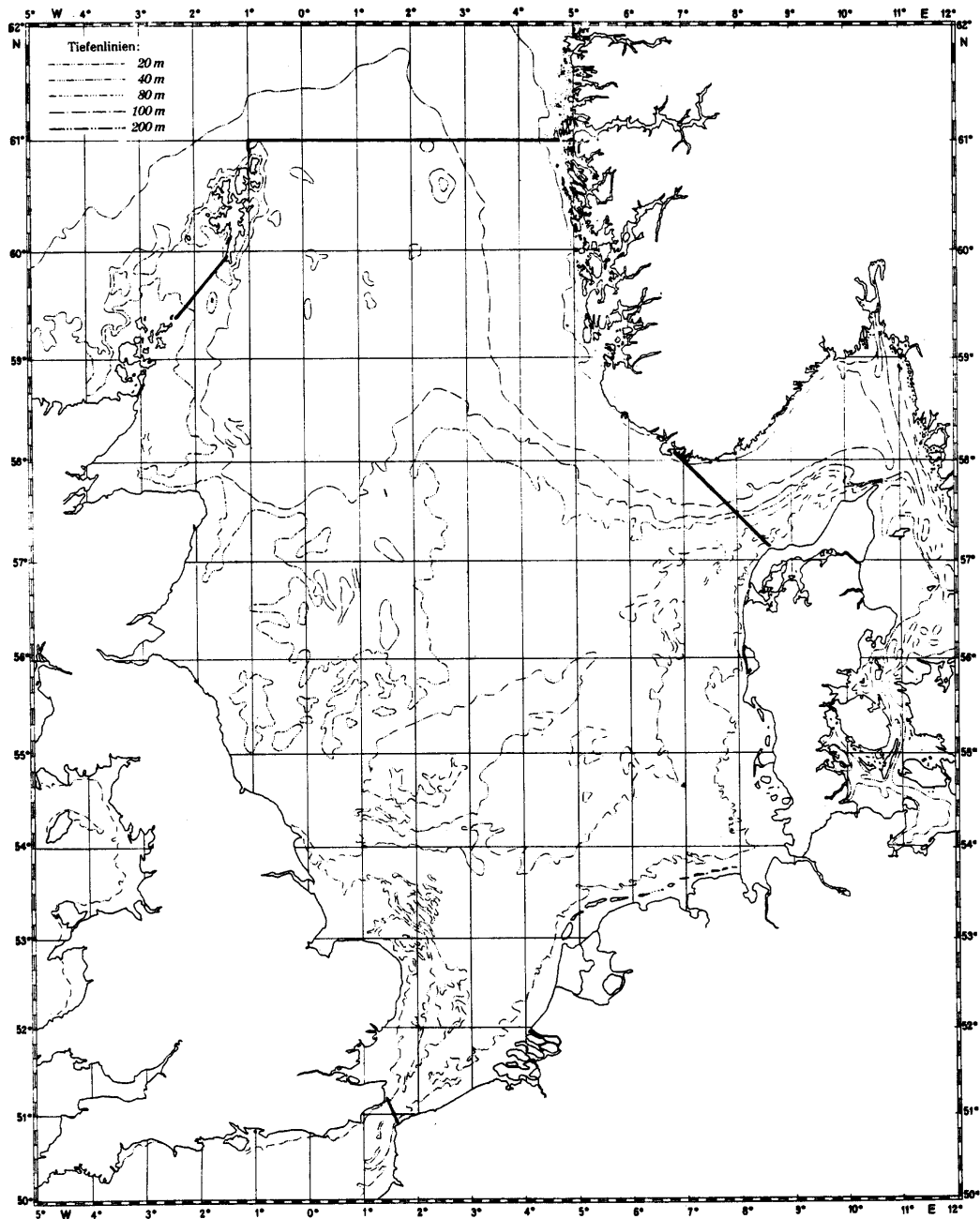


Abb. 2: Die offiziellen Grenzen der Nordsee (BECKER, 1981).

- Die Grenze zum Europäischen Nordmeer verläuft entlang einer Linie von der Nordspitze der Shetland-Inseln ($60^{\circ} 51' N$, $0^{\circ} 53' W$) entlang dem Meridian $0^{\circ} 53' W$ nach Norden bis zum Breitengrad $61^{\circ} N$ und von dort entlang dem 61. Breitengrad nach Osten bis zur norwegischen Küste.
- Die Grenze zum Atlantischen Ozean verläuft entlang einer Verbindungslinie von Schottland über die Orkney-Inseln bis zu den Shetland-Inseln.
- Die Grenze zum Skagerrak verläuft entlang der Linie von Lindesnes (Norwegen) nach Hanstholm (Dänemark).
- Die Grenze zum Ärmelkanal bildet eine Linie vom Cap Gris Nez (Frankreich) nach South Foreland (Großbritannien).

Die Nordsee hat eine Fläche von rund 575.000 km^2 (ICES, 1983), ihr Volumen umfaßt etwa 41.000 km^3 (BECKER, 1990). Die mittlere Tiefe liegt bei ca. 70 m, wobei die Nordsee im nördlichen Teil größere Tiefen aufweist als im flacheren südlichen Teil. Ausnahmen sind die Doggerbank in der zentralen Nordsee mit Tiefen von nur 20 - 30 m sowie die Norwegische Rinne mit Tiefen von bis zu 710 m (RSU, 1980). Die Norwegische Rinne erstreckt sich über eine Strecke von etwa 900 km entlang der Norwegischen Küste vom Schelfrand bis zum Oslofjord.

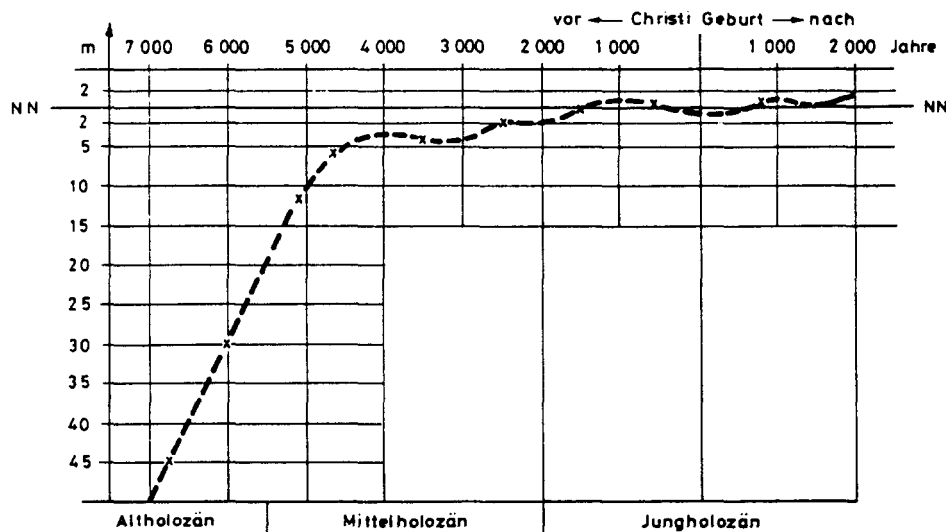


Abb. 3: Die Entwicklung des Meeresspiegels im Nordseeraum in den vergangenen 9.000 Jahren (BECKER, 1990).

Die Nordsee existiert schon seit über 180 Mio. Jahren, wenn auch nicht in ihrer heutigen Form. Die seit ihrer Entstehung akkumulierten Sedimentschichten auf dem Grund der Nord-

see sind bis zu 6.000 m dick. Ihre heutige Form besitzt die Nordsee allerdings erst seit dem Ende der letzten Eiszeit (BECKER, 1990). Während der Kaltzeit, die vor rund 10.000 Jahren endete, lag der größte Teil der heutigen Nordsee trocken, erst mit dem Einsetzen des Abschmelzens füllte sich das Schelfmeer wieder. Es hat in seiner Ausdehnung und Tiefe bis etwa 2.000 v. Chr. zugenommen (Abb. 3). Zu dieser Zeit entstand auch die Verbindung der Nordsee zum Atlantischen Ozean durch den Ärmelkanal. Seitdem existiert die Nordsee etwa in ihrer heutigen Gestalt.

Neben der Verbindung mit dem Atlantischen Ozean durch den Ärmelkanal besteht eine große Öffnung im Norden der Nordsee, durch die der größte Teil des Wasseraustausches erfolgt (Tab. 1). Außerdem erfolgt ein Wasseraustausch mit der Ostsee im Bereich des Skagerraks, durch den salzärmeres Wasser in die Nordsee einströmt (RSU, 1980). Der Wassereinstrom zwischen den Shetland-Inseln und Norwegen in die Nordsee beträgt rund 40.000 km³/a (BRÜGMANN, 1993). Immerhin noch 9.500 km³/a fließen zwischen den Shetland-Inseln und den Orkney-Inseln hindurch in die Nordsee. Der Einstrom durch den Pentland Firth macht rund 1.000 km³/a aus, während der Einstrom durch den Ärmelkanal ca. 4.500 km³/a beträgt. Zusätzlich zu diesen insgesamt etwa 55.000 km³/a salzreichen Wassers fließen 1.700 km³/a salzärmeres Wasser aus der Ostsee in die Nordsee. Der Ausstrom aus der Nordsee beträgt rund 57.000 km³/a und vollzieht sich hauptsächlich durch die Norwegische Rinne (BECKER, 1990).

Quellen	km ³ /a
Atlantikwasser aus dem Norden zwischen den Shetland Inseln und Norwegen	40.000
Atlantikwasser aus dem Fair Isle-Strom zwischen den Orkney-Inseln und den Shetland-Inseln	9.500
Atlantikwasser durch den Pentland Firth zwischen Schottland und den Orkney-Inseln	1.000
Atlantikwasser durch den Ärmelkanal	4.900
Ostseewasser	1.700
Süßwasser mit Zuflüssen aus den Anrainerstaaten	400
Niederschläge	330
Senken	
Ausstrom nach Norden	57.000
sonstiger Ausstrom	580
Verdunstung	250

Tab. 1: Der Wasserhaushalt der Nordsee (BRÜGMANN, 1993).

Das Wasser der Nordsee besteht hauptsächlich aus Wassermassen, die durch die drei größten Einstromregionen in die Nordsee gelangen (RSU, 1980). Der nördliche Zufluß bildet die nordatlantische Wassermasse, der Zufluß aus dem Atlantischen Ozean durch den Ärmelkanal ist die Basis für die Wassermasse der südwestlichen Nordsee, und der Zufluß aus der Ostsee

ist der Grundstock für das Skagerrakwasser. Die Charakterisierung der Wassermassen basiert auf der Verteilung von Plankton-Lebensgemeinschaften in der Nordsee, die jahreszeitlichen Schwankungen unterworfen ist. Ein Vergleich der Wassermassenverteilung im Sommer und im Winter zeigt jedoch, daß zwar die räumliche Ausdehnung einzelner Wassermassen variiert, die grundsätzliche Verteilung aber ganzjährig unverändert bleibt (Abb. 4). In Küstennähe gibt es Bereiche, in denen Nordseewasser mit salzärmerem Wasser aus Flüssen gemischt wird. Durch diese Mischung entstehen fünf sekundäre Wassermassen. Der Gesamtwassereintrag aus den Flüssen in die Nordsee ist mit rund $400 \text{ km}^3/\text{a}$ recht gering (BRÜGMANN, 1993).

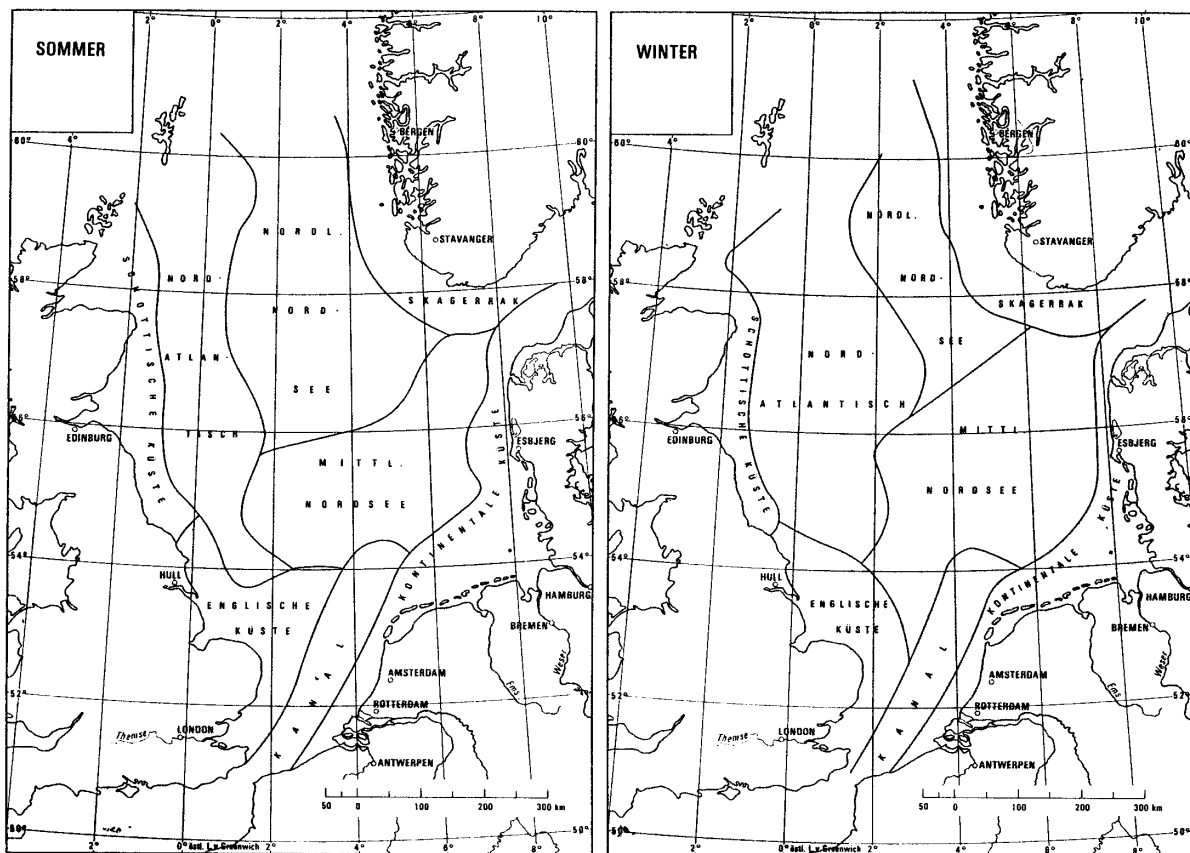


Abb. 4: Die Wassermassen der Nordsee unterteilt aufgrund von Plankton-Lebensgemeinschaften (RSU, 1980).

Auch über Niederschlag wird der Nordsee Wasser zugeführt. Nach einer Schätzung von BRÜGMANN (1993) beträgt die Niederschlagsmenge über der Nordsee etwa $330 \text{ km}^3/\text{a}$. Dieser Wert kann jedoch nur als Richtwert dienen, denn die Niederschlagsmengen im Nordseeraum sind sowohl jahreszeitlichen als auch deutlichen interannualen Schwankungen unterworfen. Ebenso schwierig zu bestimmen ist die Verdunstung. Sie beträgt im Durchschnitt rund $250 \text{ km}^3/\text{a}$ (ICES, 1983). Der Niederschlagsüberschuß (Niederschlag abzüglich Verdunstung)

tung) beläuft sich also auf etwas mehr als $80 \text{ km}^3/\text{a}$. Im Vergleich zum Einstrom aus den angrenzenden Meeren ist der Einfluß des Niederschlags auf den Wasserhaushalt vergleichsweise gering.

Im Vergleich zu den umliegenden Küstenregionen ist der Niederschlag über der Nordsee selbst nur unwesentlich geringer (RSU, 1980). Nur im Bereich der Norwegischen Küste sind die Niederschläge deutlich höher, da sich die Luft an den Norwegischen Gebirgen staut und somit Steigungsniederschläge hervorgerufen werden. Generell nehmen Luftmassen, die über Land ziehen, weniger Feuchtigkeit auf als Luftmassen, die über Wasser ziehen. Der Festlandseinfluß der Britischen Inseln macht sich an der englischen Ostküste bemerkbar, denn dort sind die Niederschläge fast 15% geringer als in der Deutschen Bucht. Allerdings ist zu den angegebenen Niederschlagswerten anzumerken, daß es sich bei den Niederschlagssummen an den Küsten lediglich um direkt gemessene Werte handelt, während die Niederschlagswerte der offenen Nordsee abgeleitete Werte sind, die auf Schiffsbeobachtungen sowie Messungen auf festliegenden Schiffen basieren. Dadurch ist ein Vergleich dieser Werte schwierig.

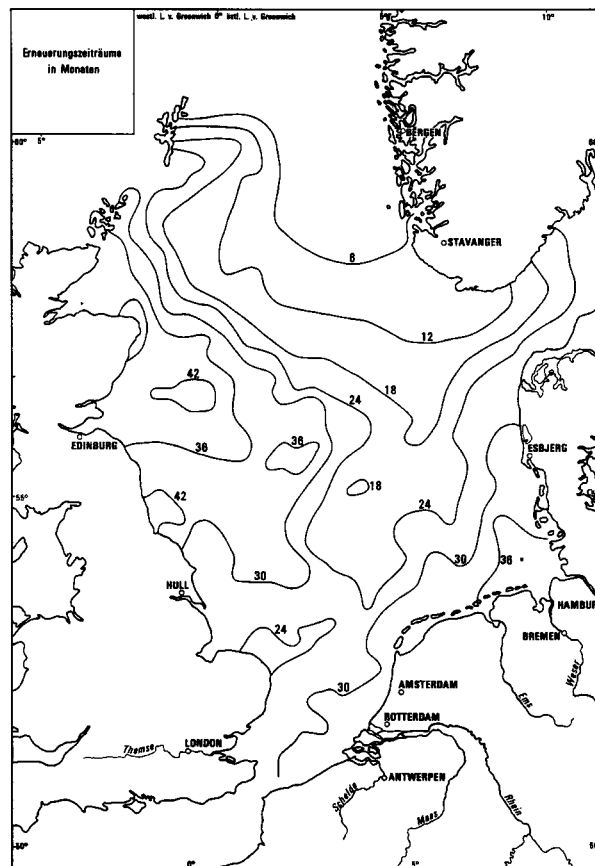


Abb. 5: Die Erneuerungszeiträume von Nordseewasser (MAIER-REIMER, 1979).

Aus den genannten Daten über das Volumen der Nordsee und die verschiedenen jährlichen Zuflüsse und Abflüsse läßt sich eine theoretische Verweildauer, die sich ein Wasserpaket in der Nordsee aufhält, berechnen. Diese liegt bei etwa sieben Monaten, wobei dieser Wert jedoch nur geringe Aussagekraft hat. Aufgrund der Strömungsbedingungen in der Nordsee gibt es zum Teil deutliche lokale Abweichungen von diesem theoretischen Wert. Auf der Basis des Strömungsfeldes der Nordsee hat MAIER-REIMER (1977, 1979) Erneuerungszeiträume für verschiedene Teilbereiche der Nordsee bestimmt (Abb. 5). Als Erneuerungszeitraum bezeichnet man dabei die wahrscheinliche Zeit, die ein Wasserpaket braucht, um von der angegebenen Stelle aus die Nordsee zu verlassen. Dabei zeigt sich, daß das Wasser aus der inneren Deutschen Bucht besonders lange braucht, um vollständig erneuert zu werden. Es kann bis zu drei Jahren dauern, bis Wasser aus der inneren Deutschen Bucht durch Wasser ersetzt wurde, das aus dem Atlantischen Ozean in die Nordsee eingeströmt ist (BUCHWALD, 1989). Andere Gebiete der Nordsee mit langen Erneuerungszeiträumen befinden sich vor der englischen Ostküste sowie vor der schottischen Küste. Verschmutzungen der Wassersäule der Nordsee wirken sich also in diesen Regionen besonders lange aus.

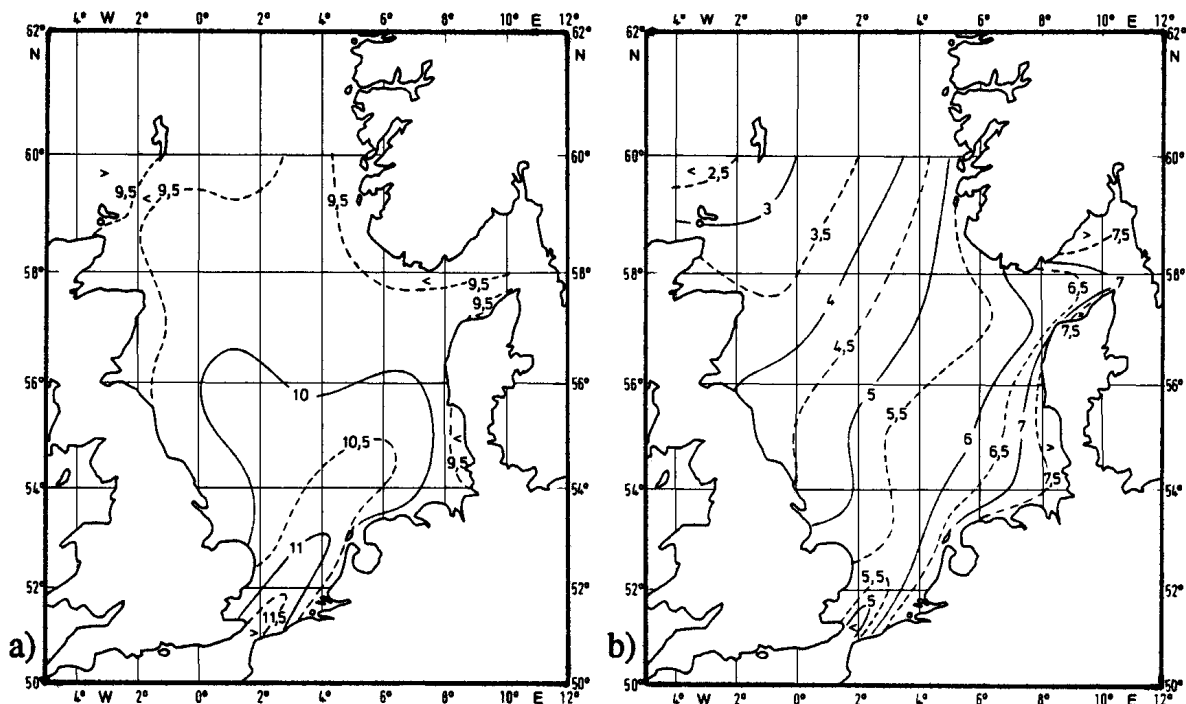


Abb. 6: a) Jahresmittel der Wassertemperatur der Nordsee an der Oberfläche; b) Amplitude der jährlichen Schwankung. Angaben in °C (BECKER, 1981).

Die Verteilung der mittleren Jahrestemperatur des Wassers der Nordsee zeigt insgesamt nur geringe regionale Unterschiede (BECKER, 1990). Deutlich sichtbar ist der Einfluß von wär-

merem Wasser aus dem Atlantik durch den Ärmelkanal (Abb. 6). In den Bereichen der südlichen Nordsee, die eine geringe Wassertiefe aufweisen, sind die Temperaturschwankungen im Oberflächenwasser am deutlichsten ausgeprägt, da diese durch die solare Einstrahlung schneller erwärmt werden als Regionen mit einer großen Wassertiefe. In Küstennähe sind deshalb Temperaturunterschiede zwischen Sommer und Winter von bis zu 24°C möglich. Nach Norden hin nehmen die jahreszeitlich bedingten Temperaturschwankungen ab. An der nördlichen Öffnung der Nordsee beträgt der Unterschied der Oberflächentemperatur zwischen Sommer und Winter nur noch rund 10°C . Deutlich stabiler ist die Temperatur im Bodenwasser der Nordsee. Im Bereich der nördlichen bzw. zentralen Nordsee beträgt der Jahresgang der Wassertemperatur lediglich etwa 2°C .

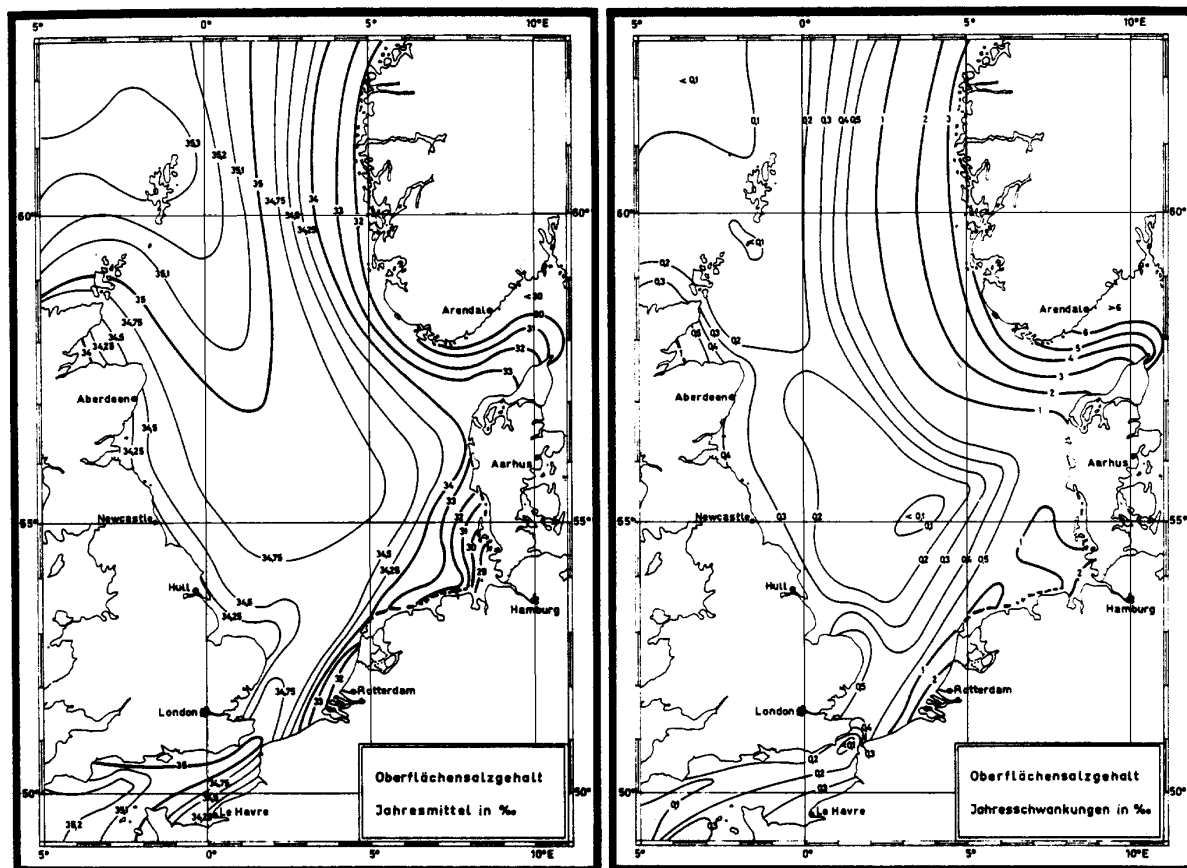


Abb. 7: a) Mittlerer Salzgehalt des Oberflächenwassers der Nordsee; b) jährliche Schwankungsbreite des Oberflächen Salzgehaltes (BECKER, 1990).

Der Salzgehalt der Nordsee wird maßgeblich bestimmt durch den Einstrom von salzhaltigem Wasser durch den Ärmelkanal sowie die nördliche Öffnung der Nordsee. Daher entspricht der Salzgehalt der Nordsee im wesentlichen dem des östlichen Nordatlantik. Im allgemeinen sind die Schwankungen im Salzgehalt der Nordsee gering (BECKER, 1990). Schwankungen sind

in der zentralen Nordsee die Folge von Schwankungen der Menge des aus dem Atlantischen Ozean einströmenden Wassers. Der Einstrom von salzärmerem Wasser aus der Ostsee sorgt für einen relativ geringen Salzgehalt im Bereich westlich des Skagerraks (Abb. 7). Am größten sind die Salzgehaltsschwankungen im Bereich der Mündungen größerer Flüsse. Diese sorgen durch den Süßwassereintrag für eine deutliche Reduzierung des Salzgehaltes der Nordsee in der Nähe der Mündungsregionen. Da die Abflußmenge der Flüsse jahreszeitlichen Schwankungen unterworfen ist, ändert sich der Grad der Salzgehaltsreduzierung des Nordseewassers entsprechend.

Die Dichte von Wasser ändert sich mit ihrer Temperatur und ihrem Salzgehalt, wobei der Einfluß der Temperatur auf die Dichte größer ist als der Einfluß des Salzgehaltes. Die Dichte steigt mit abnehmender Temperatur an, bis bei ca. $+4^{\circ}\text{C}$ ein temperaturbedingtes Dichtemaximum erreicht wird. Je höher dabei der Salzgehalt ist, desto höher ist auch die Dichte. Innerhalb einer stabil geschichteten Wassersäule befindet sich Wasser mit der geringsten Dichte an der Oberfläche und Wasser mit der größten Dichte in Bodennähe. Ist die Schichtung einer Wassersäule nicht stabil, d.h. Wasser mit einer größeren Dichte befindet sich oberhalb von Wasser mit einer geringeren Dichte, kommt es zur Durchmischung des Wasserkörpers, da das Wasser mit der größeren Dichte absinkt und das Wasser mit der geringeren Dichte im Gegenzug aufsteigt.

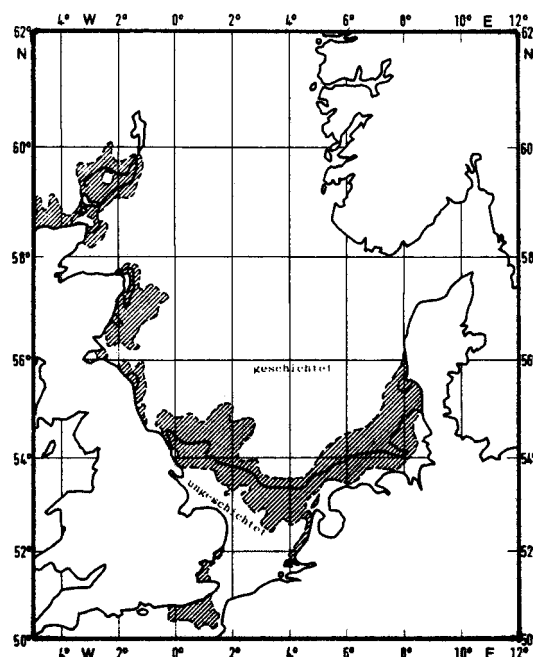


Abb. 8: Geschichtete und ungeschichtete Bereiche der Nordsee (BECKER, 1990).

Im Winter sind große Teile der Nordsee ungeschichtet, d.h. Durchmischung findet von der Oberfläche bis zum Boden hin statt. Eine Ausnahme bildet die Region um den Skagerrak, wo aufgrund des Einstromes von salzärmerem Wasser aus der Ostsee eine salzärmere Deckschicht ausgeprägt bleibt (BUCHWALD, 1989). Im Sommer erwärmt sich die Oberflächenschicht auf rund 15°C, während das Wasser in größeren Tiefen bei etwa 5°C bleibt. Die Grenze zwischen der Deckschicht und der Unterschicht bildet eine Sprungschicht in etwa 30 m Tiefe. Gebiete mit einer Wassertiefe von weniger als 25 m, wie z.B. die Doggerbank und küstennahe Regionen, bleiben demnach ohne Schichtung (Abb. 8). Gleiches gilt für Gebiete mit starken Gezeitenströmen, die dafür sorgen, daß sich durch die Turbulenzen in der Wassersäule keine Schichtung aufbauen kann.

Die große Dynamik der Nordsee ist maßgeblich auf den Einfluß der Gezeiten zurückzuführen. Die Gezeiten der Nordsee sind überwiegend halbtägig, die Hauptmond tide dauert 12 Stunden und 25 Minuten (BECKER, 1990). Diese werden jedoch nicht in der Nordsee erzeugt, sondern vom Atlantischen Ozean angeregt. Durch die Öffnungen der Nordsee bei den Shetland- und Orkney-Inseln sowie durch den Ärmelkanal laufen die Gezeitenwellen vom Atlantischen Ozean in die Nordsee hinein und breiten sich gegen den Uhrzeigersinn entlang den Küsten aus (Abb. 9). Zwischen der britischen und der belgischen Küste, in der südlichen Nordsee sowie westlich des Skagerraks findet man Amphidromien (DIETRICH *et al.*, 1975). Amphidromien sind Regionen, in denen sich die Längs- und die Querschwingung der Gezeitenwelle durch Phasenverschiebungen gegenseitig aufheben und somit an diesen Orten kein Tidenhub vorhanden ist. Infolge der Gezeiten treten in der Nordsee Gezeitenströmungen auf, die im nördlichen und östlichen Teil der Nordsee zu vernachlässigen sind, durch die Verengung zwischen Großbritannien und dem europäischen Festland nach Süden hin aber zunehmen und im Bereich des Ärmelkanals sowie in der Nähe von Flußmündungen 3-4 Knoten erreichen können (BECKER, 1990). Gezeitenströme dieser Größenordnung sind nicht vernachlässigbar und können für schwach motorisierte Schiffe durchaus eine Gefahr darstellen (DIETRICH *et al.*, 1975); besonders dann, wenn winderzeugte Wellen den Gezeitenströmungen entgegenlaufen. Die beiden Bewegungen überlagern sich dann so, daß die Wellen steiler und die Kämme spitzer werden. In solchen Situationen kann es geschehen, daß kleine Schiffe von der See überspült werden, wenn die Schiffe von einem Wellental zum nächsten Wellenberg hinauffahren.

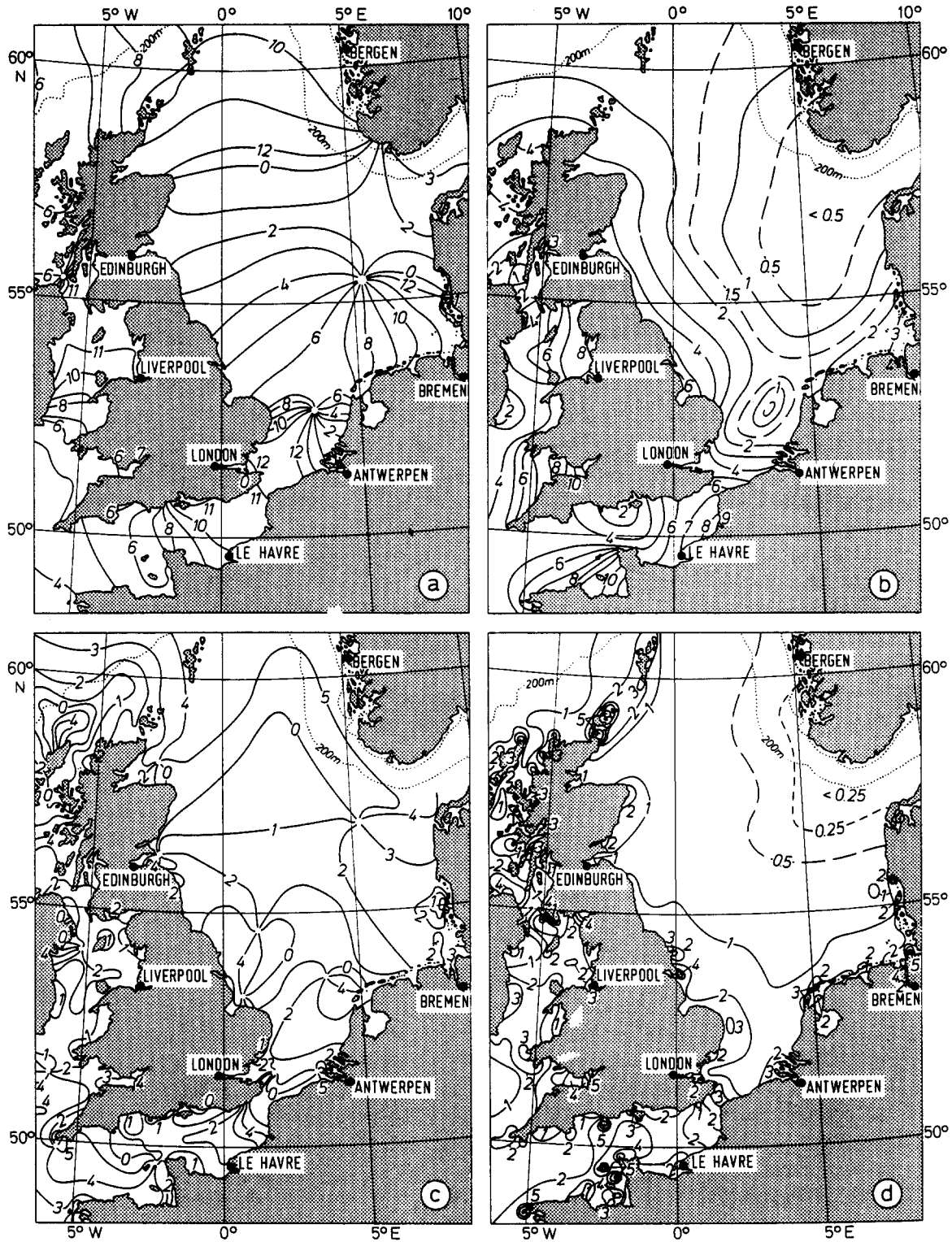


Abb. 9: a) Flutstundenlinien der halbtägigen M₂-Tide in der Nordsee; b) Mittlerer Springtidenhub in m; c) Linien gleicher Eintrittszeit des maximalen Gezeitenstroms in Stunden; d) Mittlere Maximalgeschwindigkeit des Gezeitenstroms in Knoten (DIETRICH *et al.*, 1975).

Die Windverhältnisse über der Nordsee werden maßgeblich durch die Westwinddrift bestimmt, einem auf dem Azoren-Hoch und dem Island-Tief basierenden Zirkulationssystem.

Der Durchzug von Tiefdruckgebieten von Nordwesten nach Südosten sorgt für starke kurzfristige Schwankungen in Windstärke und -richtung (BECKER, 1990). Dabei stellen hohe Windgeschwindigkeiten gerade im Bereich des Ärmelkanals und der südlichen Nordsee eine besondere Gefahr für die Schifffahrt dar. Umstritten ist, ob die Winde über der Nordsee in den vergangenen Jahren stärker geworden sind. DICKSON *et al.* (1988) gehen von einer Zunahme der Sturmereignisse (Windstärke über Beaufort 8) im Nordseeraum aus, die besonders in den Frühjahrsmonaten auftritt. Dem widersprechen allerdings Untersuchungen anhand von langfristigen Aufzeichnungen im Bereich der Deutschen Bucht, nach denen sich die Windgeschwindigkeiten zwischen 1958 und 1985 nicht signifikant verändert haben (GRASSL & STENGEL, 1985).

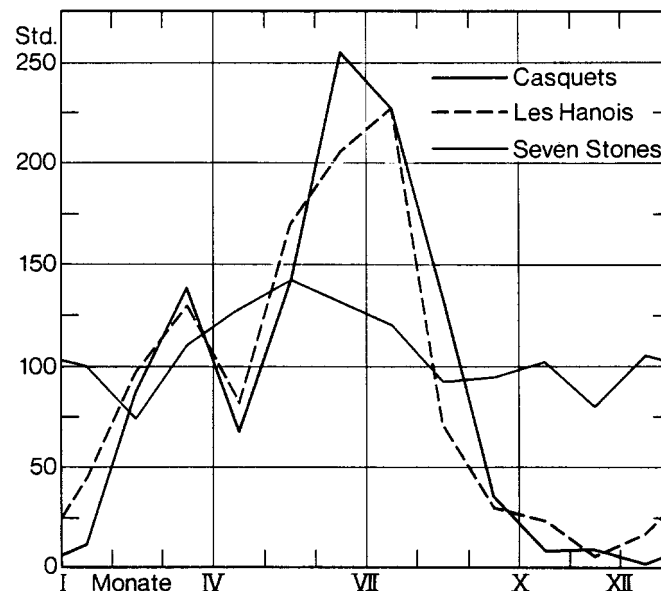


Abb. 10: Mittlere Anzahl der Stunden mit Nebel pro Monat im mittleren Ärmelkanal (Casquets und Les Hanois) und am westlichen Eingang zum Ärmelkanal (Seven Stones) (DIETRICH *et al.*, 1975).

Auch die Nebelhäufigkeit im Bereich der Nordsee und des Ärmelkanals ist für die Schifffahrt von besonderer Bedeutung. In Gebieten mit starken Gezeitenströmen ist durch turbulente Durchmischung oft bis in große Tiefen keine Schichtung der Wassersäule vorhanden. Erwärmt sich die Wasseroberfläche im Frühjahr durch eine erhöhte Sonneneinstrahlung, so wird die zugeführte Wärmemenge auf eine größere Wassermenge verteilt als in den Gebieten, in denen die Durchmischung geringer ist. Der Temperaturanstieg in der Wassersäule ist nämlich in durchmischten Gebieten geringer, und das Maximum wird später erreicht (DIETRICH, 1953). Im Frühsommer ist deshalb in diesen Gebieten der Gradient zwischen Wasser- und

Lufttemperatur negativ, was die Nebelbildung begünstigt; im Spätherbst ist er positiv, so daß die Nebelbildung unterdrückt wird. Gebiete mit starken Gezeitenströmungen, wie sie zum Beispiel im Ärmelkanal auftreten, zeichnen sich deshalb durch eine starke jahreszeitliche Variabilität bei der Nebelhäufigkeit aus (DIETRICH *et al.*, 1975). Im Ärmelkanal besteht eine sehr große Nebelhäufigkeit in den Monaten Juni und Juli (Abb. 10). Dem steht eine geringe Häufigkeit von Nebel in den Monaten Oktober bis Dezember gegenüber. In Gebieten mit schwächeren Gezeitenströmungen ist die Wahrscheinlichkeit des Auftretens von Nebel gleichmäßiger über das Jahr verteilt. Trotz der modernen Navigationstechnik stellt die erhöhte Nebelhäufigkeit eine erhöhte Gefahr für die Schifffahrt dar.

2.1.3 Der Schiffsverkehr

Die Nordsee ist ein sehr stark frequentiertes Seegebiet. Dabei spielen nicht nur der Personenfährverkehr und Gütertransport zwischen den Anrainerstaaten, sondern auch der Gütertransport mit anderen Regionen eine sehr wichtige Rolle. Ein Vergleich des Schifffahrtaufkommens in der Nordsee mit dem anderer Seegebiete zeigt, daß schon im Jahre 1978 die Zahl der Schiffsankünfte in Nordseehäfen mehr als ein Viertel des weltweiten Schiffsverkehrs ausmachte (RSU, 1980). Lediglich in Japan war die Zahl der in die Häfen eingelaufenen Schiffe höher. Allerdings zeigt sich bei der Tonnage, daß der Schiffsverkehr in Japan mit deutlich kleineren Schiffen vollzogen wird als in der Nordsee. So ist die durchschnittliche Tonnage pro Schiff in der Nordsee etwa dreimal so groß wie in Fernost. Auch beim Güterumschlag zeigt sich die führende Position, die die Nordseeregion in der Schifffahrt einnimmt. Mehr als ein Viertel des weltweiten Güterumschlags auf dem Seeweg erfolgte vor zwei Jahrzehnten in den Häfen der Nordsee und des Ärmelkanals. Leider sind neuere Daten, die das Schifffahrtaufkommen in verschiedenen Meeresgebieten gegenüberstellen, nicht frei verfügbar; Sonderauswertungen für alle Häfen weltweit wären hilfreich. Auch wenn es in den vergangenen zwei Jahrzehnten zu Verlagerungen des Gütertransports auf andere Verkehrsmittel gekommen ist und die Schifffahrt auf diese Weise Marktanteile verloren hat, bleibt dennoch die Bedeutung der Nordseeregion im internationalen Schiffsverkehr ungebrochen.

Betrachtet man die Entwicklung der Schiffsankünfte der sieben wichtigsten Häfen der Nordseeregion und am Ärmelkanal (Tab. 2), fällt auf, daß die Zahl der abgefertigten Schiffe im Zeitraum von 1982 bis 1997 um etwa 15% gesunken ist (ISL, 1984; ISL, 1998). Hauptver-

antwortlich dafür ist der dramatische Rückgang der Schiffsankünfte in London, bei dem sich die Zahl der eingelaufenen Schiffe im genannten Zeitraum fast halbierte (Abb. 11). Auch in Hamburg ist der Rückgang um rund 25% überdurchschnittlich hoch. Nur in Rotterdam, das einen stabilen Wert aufweist, sowie in Zeebrügge (+19%) liefen in jüngster Vergangenheit mehr Schiffe pro Jahr in den Hafen ein als 15 Jahre zuvor.

Hafen	1982	1984	1986	1988	1990	1992	1994	1996
Antwerpen	17.097	16.802	16.446	16.043	16.764	16.620	15.618	15.417
Bremische Häfen	9.831	10.031	9.882	9.817	9.453	8.631	8.327	8.330
Hamburg	15.623	14.020	13.741	13.374	12.893	12.767	12.027	11.489
Le Havre	8.112	7.885	6.782	8.033	7.769	7.505	7.396	6.890
London	27.238	24.898	k.A.	11.979	10.813	12.382	13.696	14.177
Rotterdam	29.164	28.624	30.105	29.645	29.694	32.274	30.156	29.416
Zeebrügge	8.625	9.775	10.085	9.039	11.321	10.457	10.549	9.571

Tab. 2: Schiffsankünfte in Häfen der Nordsee und des Ärmelkanals (ISL, 1988; ISL, 1993; ISL, 1998).

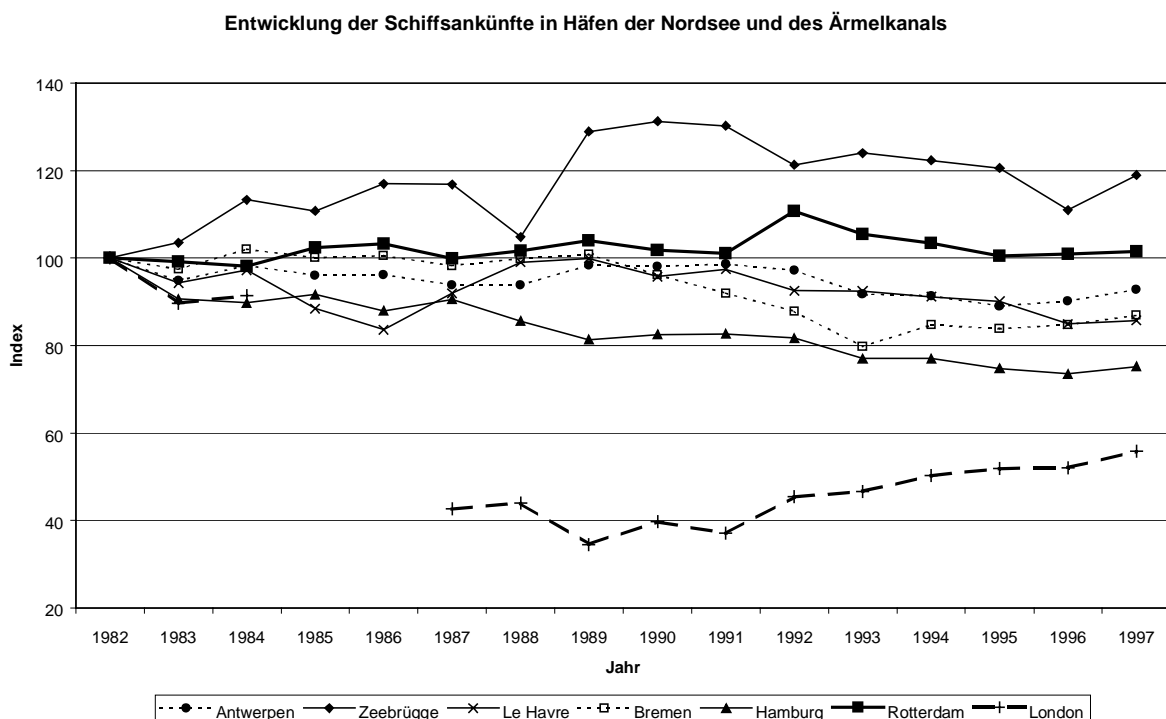


Abb. 11: Entwicklung des Schiffsverkehrs in den wichtigsten Nordseehäfen (ISL, 1988; ISL, 1993; ISL, 1998).

Ein deutlich anderes Bild ergibt sich bei einem Blick auf die Tonnage der Schiffe, die Nordseehäfen angelaufen haben (Tab. 3). Hier hat es im Zeitraum von 1982 bis 1997 bei den meisten wichtigen Häfen deutliche Zuwächse gegeben (ISL, 1984; ISL, 1998). Wie auch bei der Zahl der einlaufenden Schiffe ist die Tonnage in Zeebrügge besonders stark angestiegen (+87%). Aber auch Antwerpen (+62%), Rotterdam (+52%) und Le Havre (+43%) verzeichnen

ten starke Steigerungen, was die Größe der Schiffe angeht, die diese Häfen anliefen. Auffällig ist, daß die Bremischen Häfen und Hamburg kein Wachstum der Tonnage im betrachteten Zeitraum aufweisen (Abb. 12). Dabei muß allerdings beachtet werden, daß die angegebenen Werte für diese beiden Häfen Nettoregistertonnen darstellen, während für alle anderen Nordseehäfen Bruttoregistertonnen angegeben sind.

Hafen	1982	1984	1986	1988	1990	1992	1994	1996
Antwerpen	112.683	116.829	126.982	135.340	140.831	155.508	164.268	177.692
Bremische Häfen	45.074	44.139	43.455	42.559	41.987	39.647	39.424	43.639
Hamburg	65.354	56.953	53.609	55.250	57.170	59.665	56.703	61.182
Le Havre	104.473	105.299	103.207	117.901	122.560	115.185	128.129	149.757
Rotterdam	261.674	251.396	274.035	288.965	312.434	346.688	355.162	380.662
Zeebrügge	39.287	41.106	421451	48.306	66.766	72.246	72.890	68.105

Angaben in Bruttoregistertonnen, bei Bremen und Hamburg in Nettoregistertonnen.

Tab. 3: Tonnage der in Häfen der Nordsee und des Ärmelkanals eingelaufenen Schiffe (ISL, 1988; ISL, 1993; ISL, 1998).

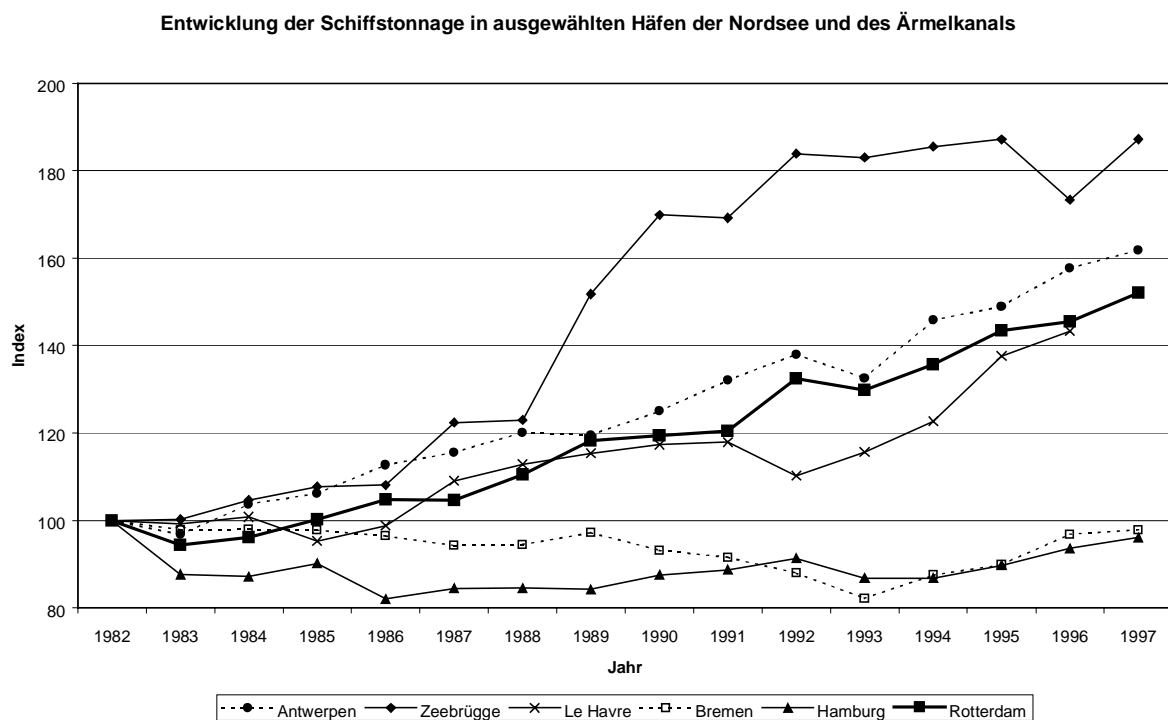


Abb. 12: Entwicklung des Tonnage der in die wichtigsten Nordseehäfen eingelaufenen Schiffe (ISL, 1988; ISL, 1993; ISL, 1998).

Diese Entwicklung ist, was die Gefahr einer Ölkatastrophe in der Nordsee angeht, nicht unproblematisch. Die Nordseehäfen werden in jüngster Vergangenheit zwar von weniger Schiffen angelaufen als noch vor zwei oder drei Jahrzehnten. Dafür aber ist die Größe der Schiffe, die in die Nordseehäfen einlaufen, zum Teil stark angestiegen (RSU, 1980). Größere Schiffe

sind einerseits in der Lage, eine größere Menge Güter auf einmal zu transportieren. Mit zunehmender Größe nimmt andererseits aber auch die Menge des mitgeführten Treibstoffs zu, was bedeutet, daß bei einer Havarie mit Treibstoffaustritt potentiell eine größere Menge Treibstoff in die Umwelt gelangen kann. Hinzu kommt, daß kleinere Schiffe manövrierfähiger sind als große und es dementsprechend einfacher ist, sie im Unglücksfall zu sichern. Ein anderer Gefahrenaspekt betrifft den größeren Tiefgang größerer Schiffe. Die Nordseeregion zeichnet sich ohnehin nicht durch große Tiefen aus, und eine sichere Schifffahrt für Schiffe aller Größenordnungen ist nur in ganz speziellen Korridoren möglich, da die Gefahr besteht, daß größere Schiffe auf Grund laufen, wenn sie von den Hauptschiffahrtsrouten abkommen. Dies führt zu einer Konzentration des Schiffsverkehrs auf bestimmte Bereiche der Nordsee. Abb. 13 stellt eine Übersicht über die wichtigsten Schiffsverkehrsrouten im Bereich der Nordsee dar: Ein enges Streckennetz verbindet die wichtigsten Häfen der Nordseeregion miteinander.

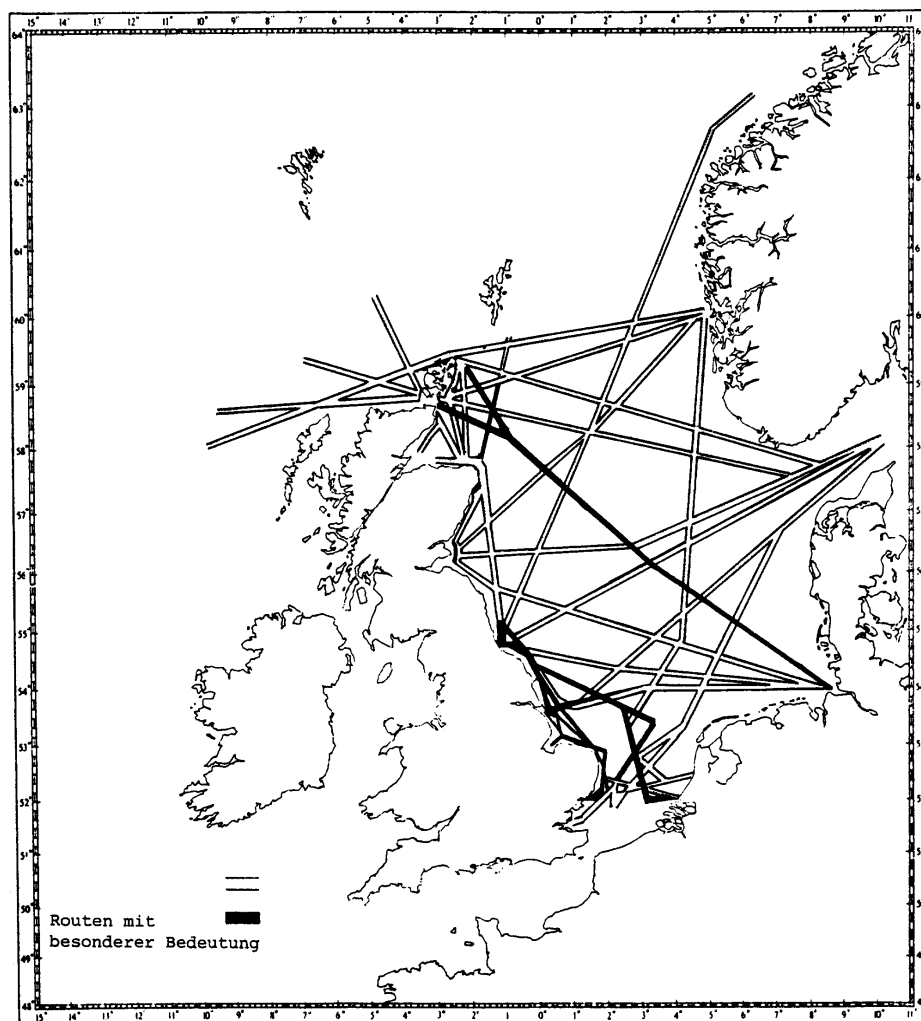


Abb. 13: Die wichtigsten Schiffsrouten über die Nordsee (LEE & RAMSTER, 1979).

Aussagen über die Bedeutung einzelner Strecken ermöglicht Abb. 14. Eine besonders viel befahrene Region der Nordsee ist der Bereich des Ärmelkanals (RSU, 1980). Die Alternative, die Nordsee in Richtung Atlantischem Ozean an der Nordspitze Schottlands zu verlassen, ist für die Schifffahrt im allgemeinen wirtschaftlich nicht attraktiv. Nordöstlich des Ärmelkanals teilen sich die Hauptschiffahrtsrouten der Nordsee. Eine Hauptstrecke erstreckt sich entlang der belgischen, niederländischen und deutschen Nordseeküste. Über diese Strecke werden die großen Häfen Zeebrügge, Rotterdam, Bremen und Hamburg erreicht. Der andere Hauptkorridor für den Schiffsverkehr verläuft entlang der britischen Ostküste bis nach Edinburgh (Schottland). Auf anderen Strecken über die Nordsee ist das Schiffsaufkommen deutlich geringer. Im Vergleich zum küstennahen Schiffsverkehr sind Routen quer über die Nordsee wenig befahren (Abb. 14).

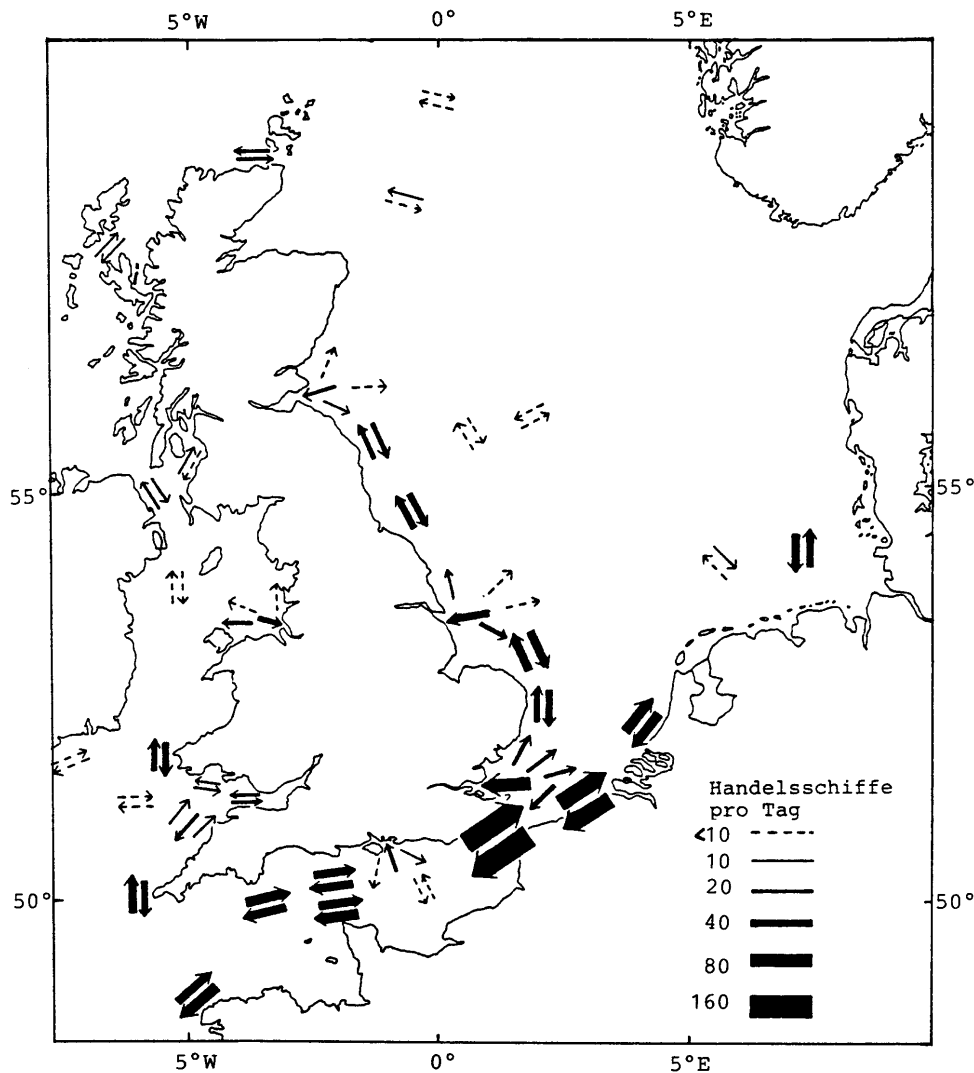


Abb. 14: Zahl der durchreisenden Handelsschiffe pro Tag in verschiedenen Bereichen der Nordsee; der skandinavische Bereich bleibt unberücksichtigt (LEE & RAMSTER, 1979).

2.1.4 Der Umfang der Öltransporte

Es besteht nicht nur die Gefahr, daß bei einer Havarie Öl austritt, das als Schiffstreibstoff dient. Viel größer sind meist die ökologischen Auswirkungen eines Ölunfalls, wenn Öl die Ladung eines Schiffes darstellt, da die geladene Ölmenge eines Tank Schiffes die mitgeführte Treibstoffmenge um ein Vielfaches übersteigt. Deshalb ist im Zusammenhang mit einer Bewertung des Risikos einer Ölverschmutzung der Nordsee auch von Bedeutung, wieviel Öl in Tank Schiffen über dieses Seegebiet transportiert wird.

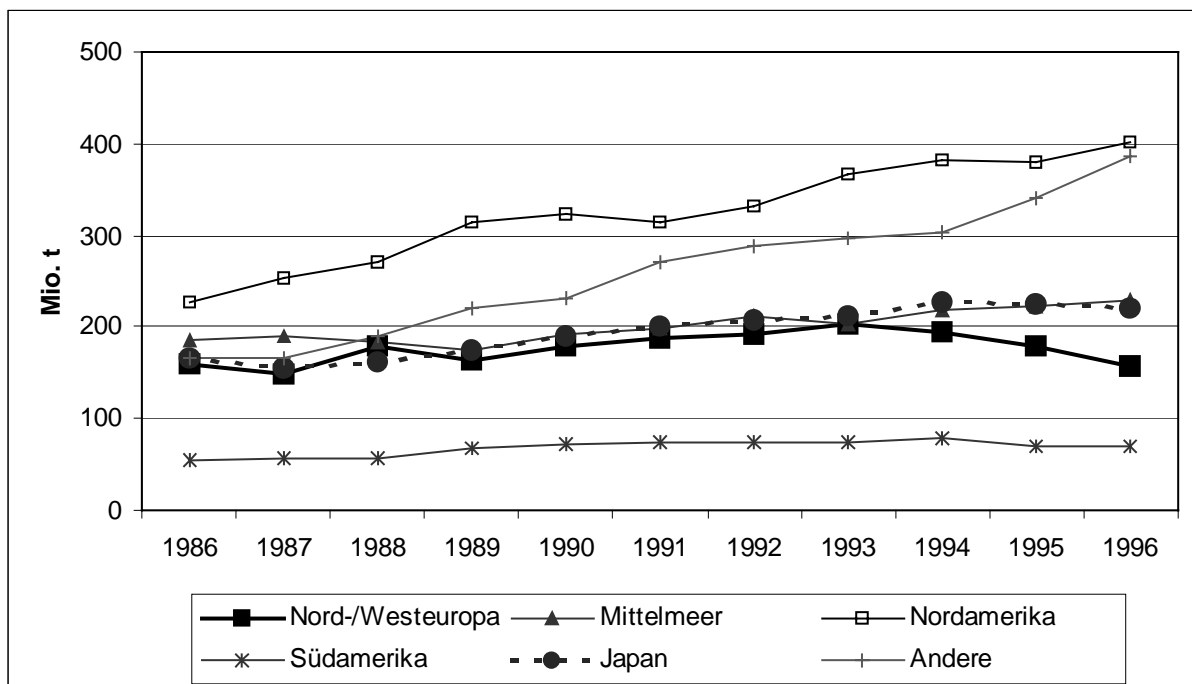


Abb. 15: Rohölimporte auf dem Seeweg in verschiedene Regionen in Mio. t (ISL, 1998).

Im Jahr 1996 waren fast 11% des auf Schiffen transportierten Rohöls für Nord- und Westeuropa bestimmt (Abb. 15). Das entspricht einer Menge von 157,1 Mio. t Rohöl (ISL, 1998), von dem ein Großteil, wenn er nicht ohnehin in Nordseehäfen gelöscht wird, zumindest durch die Nordsee transportiert werden muß. Dabei ist Nord- und Westeuropa die einzige Importregion, bei der die Menge des eingeführten Rohöls zwischen 1993 und 1996 eindeutig rückläufig war, nachdem 1993 mehr als 200 Mio. t Rohöl auf dem Seeweg in diesen Teil der Welt importiert wurden. Der weitaus größte Teil des nach Nord- und Westeuropa importierten Öls stammt aus der Region um den Persischen Golf (59%). Andere Exportgebiete spielen nur eine untergeordnete Rolle (Abb. 16). Die Ölmengen, die innerhalb der Nordseeregion verschifft werden, sind in den hier dargestellten Daten nicht enthalten. Die hier genannten Ölmengen

stellen somit Mindestwerte für die tatsächlich über die Nordsee transportierten Mengen an Rohöl dar.

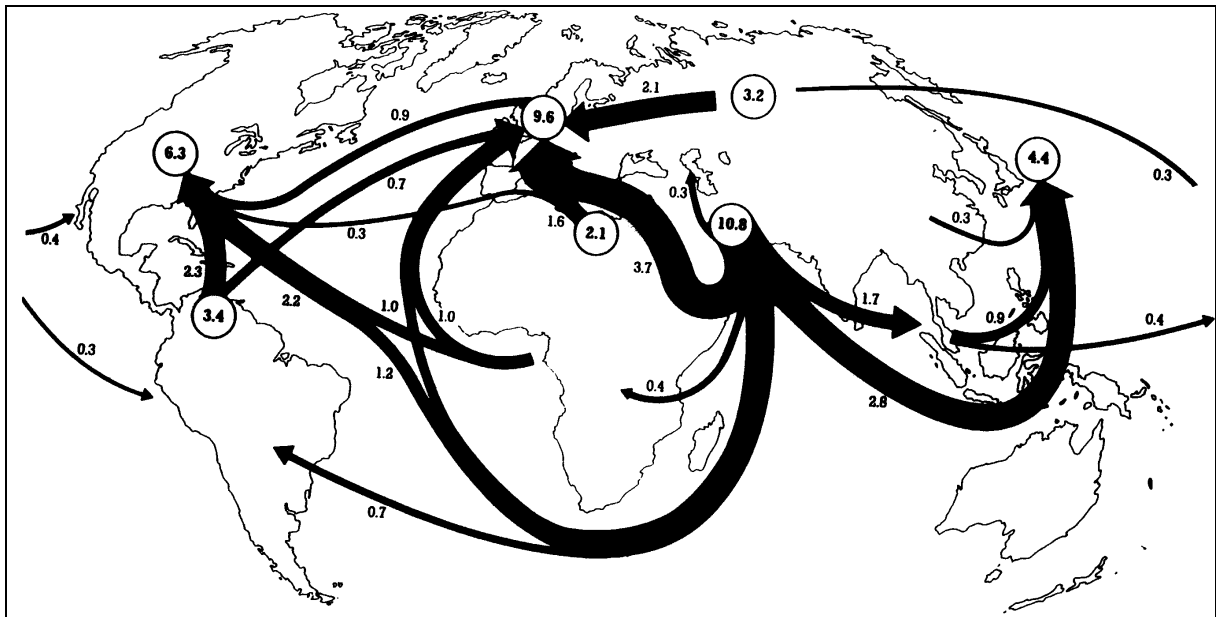


Abb. 16: Hauptexportwege von Rohöl. Die Einheit der angegebenen Zahlenwerte entspricht Mio. barrel pro Tag und bezieht sich auf das Jahr 1987 (CLARK, 1992).

2.1.5 Die Wahrscheinlichkeit von Ölunfällen

Anhand der Unfallstatistiken läßt sich eine Wahrscheinlichkeit für das Eintreten einer Havarie mit Ölaustritt in der Nordsee oder im Ärmelkanal abschätzen. Für den Bereich des Ärmelkanals geht man davon aus, daß je 25.000 Schiffsdurchfahrten eine Strandung oder ein Zusammenstoß stattfindet (RSU, 1980). Pro Jahr passieren rund 8.000 Tanker den Ärmelkanal, so daß alle drei Jahre mit dem Eintreten eines solchen Ereignisses gerechnet werden muß. Hierbei bleibt allerdings unberücksichtigt, daß nicht bei jedem Zusammenstoß oder jeder Strandung Öl ausläuft. Wird die Tatsache, daß lediglich bei ca. einem Drittel der Havarien Öl freigesetzt wird, mit in die Schätzung einbezogen, so reduziert sich die geschätzte Häufigkeit derartiger Unglücke auf ein Ereignis in zehn Jahren.

Auch für die Nordsee wurde der Versuch unternommen, die Wahrscheinlichkeiten für Tankerunglücke mit Ladungsverlusten zu bestimmen. Die Datenbasis läßt keine direkten Aussagen zu, da die Zahl der Ölunfälle in der Nordsee für statistische Analysen zu gering ist. Daher müssen dazu Ergebnisse der Untersuchungen über Ölunfälle entlang der Küsten des amerika-

nischen Kontinents als Basis dienen. Unter Zugrundelegung der Annahme, daß die Zahl der Ölnfälle proportional zu der transportierten Ölmenge ansteigt, können die für den amerikanischen Kontinent ermittelten Unfallwahrscheinlichkeiten auf die Verhältnisse in der Nordsee umgerechnet werden (RAHN *et al.*, 1979). Dieses Verfahren ist jedoch mit großen Unsicherheiten behaftet, so daß nur generelle Aussagen möglich sind. Grundlage ist die Annahme, daß sich pro 300 Mio. t transportiertes Öl ein Unfall ereignet, bei dem mehr als 135 t Öl freigesetzt werden. Dabei ist die Ölmenge, die in die Umwelt gelangt, mit einer Wahrscheinlichkeit von 70% geringer als 2.500 t. Bei etwa 157 Mio. t Rohöl, die im Jahr 1996 auf dem Seeweg über die Nordsee nach Nord- und Westeuropa importiert wurden, bedeutet dies, daß einmal in zwei Jahren mit einem größeren Ölnfall in diesem Seegebiet zu rechnen ist.

Kleinere Ölnfälle ereignen sich meist beim Verladen von Öl, z.B. bei der Herstellung von Schlauchverbindungen oder wenn Tanks überlaufen. Mit derartigen Ölnfällen, bei denen weniger als 135 t auslaufen, muß sehr viel häufiger gerechnet werden als mit großen Havarien. Hier liegt die Unfallrate zwischen einem Unfall pro 1,06 Mio. t transportierten Öls und einem Unfall pro 0,303 Mio. t (RAHN *et al.*, 1979). Auf das Jahr 1996 bezogen würde dies bedeuten, daß sich zwischen 148 und 518 kleine Ölnfälle pro Jahr ereignen. Der Erwartungswert für die freigesetzte Ölmenge liegt bei etwa 1 t.

Eintrittswahrscheinlichkeit	Ölaustrittsmenge
Ein Ereignis in 2 bis 4 Jahren	100 t
Ein Ereignis in 6 bis 10 Jahren	1.000 t
Ein Ereignis in 12 bis 20 Jahren	5.000 t
Ein Ereignis in 22 bis 34 Jahren	10.000 t
Ein Ereignis in 66 bis 100 Jahren	20.000 t
Ein Ereignis in über 100 Jahren	50.000 t

Tab. 4: Eintrittswahrscheinlichkeiten von Ölnfällen in der Deutschen Bucht (RAPSCH, 1993).

Die Wahrscheinlichkeit von Ölnfällen speziell in der Deutschen Bucht könnte sich näherungsweise auf der Grundlage von niederländischen Erhebungen bestimmen lassen, die sich auf das Seegebiet bis zu 50 Seemeilen vor der niederländischen Küste beziehen (RAPSCH, 1993). Eine Übertragung der Ergebnisse auf die deutschen küstennahen Gewässer ist schwierig, da die Öltransporte in niederländische Häfen etwa doppelt so hoch sind wie die Transporte von Öl in die deutschen Nordseehäfen. Dementsprechend ist auch die Unfallwahrscheinlichkeit in den Gewässern nahe der niederländischen Küste höher. Eine direkte Umrechnung der Unfallwahrscheinlichkeiten anhand der beförderten Ölmenge ist mathematisch demnach

eigentlich unzulässig, da in die Wahrscheinlichkeit eines Ölunfalls weitere wichtige Faktoren neben der transportierten Ölmenge einfließen. Dennoch lassen sich durch eine derartige Umrechnung zumindest die Größenordnungen für die Wahrscheinlichkeiten für das Eintreten von Ölunfällen abschätzen (Tab. 4).

Eine Auswertung der Ölunfälle in westeuropäischen Gewässern zwischen 1970 und 1980 durch das Umweltbundesamt führt zu Erwartungswerten von Ölunfällen vor der deutschen Nordseeküste (Tab. 5), die in der gleichen Größenordnung liegen wie die oben genannten Eintrittswahrscheinlichkeiten (RAPSCH, 1993).

Eintrittswahrscheinlichkeit	Ölaustrittsmenge
Ein Ereignis in 6 Jahren	1.000 t
Ein Ereignis in 20 Jahren	5.000 t
Ein Ereignis in 44 Jahren	15.000 t
Ein Ereignis in 110 Jahren	50.000 t

Tab. 5: Erwartungswerte für Ölunfälle vor der deutschen Küste (RAPSCH, 1993).

Die Wahrscheinlichkeit von Ölunfällen in der Nordsee und im Ärmelkanal läßt sich durch hohe Standards bei der Schiffs- und Seeverkehrssicherheit positiv beeinflussen. Ganz ausschließen kann man Schiffsunfälle, bei denen Öl freigesetzt wird, jedoch nie. Aus diesem Grunde ist trotz aller Maßnahmen zur Unfallvermeidung eine gut organisierte Gefahrenabwehr im Schadensfall zum Schutze sensibler Meeres- und Küstenregionen unerlässlich.

2.2 Öleinträge in die Meere

2.2.1 Das Ausmaß der marinen Öleinträge

Öl gelangt auf unterschiedlichen Wegen ins Meer. Dabei ist es nicht unbedingt notwendig, daß es sich bei den Einträgen um Folgen von Unfällen handelt. Sogar bei normalem Betrieb von Schiffen und Offshore-Ölförderanlagen kommt es zu Verschmutzungen der Meere mit Öl. Derartige Einleitungen sind nirgendwo registriert, so daß es schwierig ist, die Menge des Öls abzuschätzen, die alljährlich in die Weltmeere gelangt. Es wird davon ausgegangen, daß insgesamt zwischen 1,7 Mio. t und 8,8 Mio. t Öl pro Jahr weltweit in die Meere eingetragen werden (CLARK, 1992). Die große Spannweite zwischen den unterschiedlichen Schätzungen zeigt die große Unsicherheit dieser Zahlenwerte.

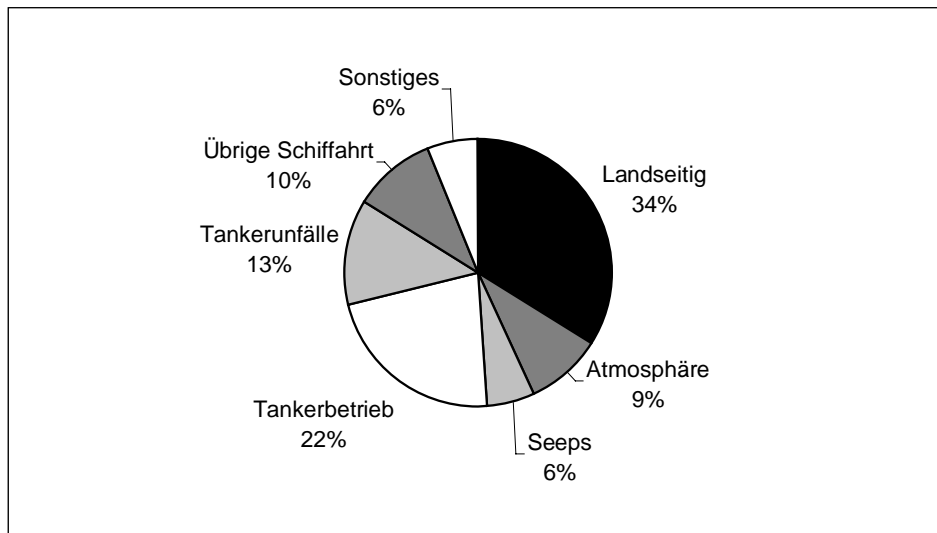


Abb. 17: Anteile der einzelnen Quellen der weltweiten Rohöleinträge in die Meere (NRC, 1985).

Auch bei Aussagen über die Größenordnungen einzelner Quellen von Öl im Meer sind nur grobe Schätzungen möglich, da es keine verlässliche Datenbasis gibt. Eine Studie des NATIONAL RESEARCH COUNCIL (NRC) (1985) identifiziert Einträge von Land (34%) als die größte Quelle von Ölverschmutzungen im Meer (Abb. 17). Der reguläre Tankerbetrieb (22%) trägt ebenfalls maßgeblich zur Verschmutzung der Meere mit Öl bei. Tankerhavarien mit Ladungsverlusten sind dagegen nur für etwa 13% der weltweiten Öleinträge verantwortlich. Dabei handelt es sich um besondere Einzelereignisse mit katastrophalen Folgen, weshalb ihnen in der Öffentlichkeit eine besondere Aufmerksamkeit zuteil wird. Andere Quellen von Einträgen, vor allem regelmäßige und alltägliche Öleinleitungen, spielen in den Medien eine geringere Rolle, da chronische Ölverschmutzungen als Ereignisse oftmals nicht offensichtlich sind und ihre Auswirkungen oftmals nur von wenigen Menschen wahrgenommen werden. Die Quellen, die mit der Seeschifffahrt in Zusammenhang stehen, machen zusammengenommen einen Anteil von 45% aus, so daß man sagen kann, daß die Schifffahrt für den größten Teil von Öleinträgen in die Meere verantwortlich ist.

Oftmals wird bei der Quantifizierung der Einträge zwischen Tankerunfällen und Unfällen anderer Schiffe unterschieden. Das ist darauf zurückzuführen, daß bei Unfällen von Tankern meistens große Teile der Ladung auslaufen und so die Umgebung kurzfristig mit großen Mengen an Öl kontaminieren. Bei Unfällen von anderen Schiffen besteht nur die Gefahr des Auslaufens von Treibstoff. Große Frachtschiffe können heutzutage mehrere tausend Tonnen Treibstoff bunkern (VAN BERNEM & LÜBBE, 1997). Einträge nach derartigen Schiffsun-

fällen machen aber nur 0,6% der jährlichen Öleinträge aus, im Gegensatz zu den 13% nach Tankerunfällen. Daß aber selbst Havarien, bei denen nur Treibstoff freigesetzt wird, katastrophale Auswirkungen für die Umwelt haben können, wenn von der Verschmutzung ein ökologisch besonders sensibles Gebiet betroffen ist, hat die Havarie der *Pallas* vor der Insel Amrum im Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer gezeigt.

Die Nordsee als Seegebiet, das von industrialisierten Staaten umgeben ist, ist in besonderem Maße von Öleinträgen betroffen. Schätzungen gehen davon aus, daß pro Jahr zwischen 80.000 t und 220.000 t Öl in die Nordsee eingetragen werden (NEWMAN & AGG, 1988; KUIPER & VAN DEN BRINK, 1987). Dabei wird der Stellenwert einzelner Quellen unterschiedlich beurteilt (Tab. 6). In einer Schätzung des Institute of Offshore Engineering wird der Landabfluß als mit Abstand wichtigste Quelle hervorgehoben (KUIPER, 1990). Das niederländische Public Works Department sieht hingegen Offshore-Ölförderaktivitäten als Hauptquelle für Ölverschmutzungen in der Nordsee. Die anderen Quellen werden in beiden Studien hingegen recht ähnlich beurteilt.

Quelle	Institute of Offshore Engineering, 1985	Public Works Dept., Ministry of Transport, 1987
Atmosphäre	19.000-20.000 t/a	19.000-20.000 t/a
Landabfluß	60.000-110.000 t/a	36.000 t/a
Schifffahrt	5.000-12.000 t/a	10.000-20.000 t/a
Offshore	23.000 t/a	50.000-70.000 t/a
Gesamt	107.000-165.000 t/a	115.000-146.000 t/a

Tab. 6: Schätzungen der Ölverschmutzung der Nordsee (KUIPER, 1990).

Die genaue Größenordnung des Landabflusses über Flüsse sowie über die Verklappung von Hafenschlick ist zwar nicht genau bekannt, die Bedeutung dieser Quelle wird jedoch in allen Schätzungen hervorgehoben (KUIPER, 1990). Während die Schifffahrt für den größten Teil der weltweiten Öleinträge in die Meere verantwortlich ist, spielt sie im Bereich der Nordsee als Verursacher von Ölverschmutzungen eine geringere Rolle. Lediglich 10 bis 20% des in die Nordsee eingebrachten Öls stammt von Schiffen. Meistens wird das Öl beim Ablassen von Wasser aus Ballasttanks oder bei Wartungs- oder Reinigungsarbeiten in die Nordsee gespült. Damit liegt der Anteil der Schifffahrt deutlich unter jenen geschätzten 45%, die die Seeschifffahrt zu den weltweiten Einträgen beiträgt. Der Anteil der Ölförderaktivitäten an der Verschmutzung der Nordsee liegt hingegen weit über dem globalen Durchschnittswert. Während Ölförderaktivitäten weltweit nur eine geringe Bedeutung für Öleinträge in die Meere haben, ist mehr als ein Viertel des Öls, das in die Nordsee gelangt, auf den Eintrag von Bohr-

schlamm, Bohrabfällen oder Arbeitsabwässer von Ölförderanlagen zurückzuführen (GESAMP, 1993).

Zusätzlich zu den bisher angesprochenen anthropogenen Einträgen erfolgt eine Produktion von Kohlenwasserstoffen in einigen Organismen, vor allem in Plankton. Nach FREEDMAN (1989) beläuft sich der biogene Eintrag von Kohlenwasserstoffen in die Weltmeere auf etwa das Vier- bis Achtfache des anthropogenen Gesamteintrags. Hierbei muß allerdings beachtet werden, daß diese Menge sich auf die Weltmeere verteilt, so daß lokal diese Kohlenwasserstoffe nur in sehr geringen Konzentrationen vorkommen, die normalerweise für Meeresorganismen keine Gefahr darstellen. Lediglich nach besonderen Ereignissen, wie z.B. einer massiven Algenblüte, kann es zu schädlichen Auswirkungen kommen (VAN BERNEM & LÜBBE, 1997). So sind die 1996 im ostfriesischen Wattenmeer aufgetretenen schwarzen Flecken auf die starke Konzentration derartiger biogener Kohlenwasserstoffe zurückzuführen. Die anthropogenen Einträge hingegen führen in der Regel lokal zu Kohlenwasserstoffkonzentrationen, die sich massiv auf die marine Flora und Fauna auswirken. Trotz der geringen Zuverlässigkeit des Datenmaterials über anthropogene Öleinträge in die Meere ist das Ausmaß derartiger Einleitungen in die marine Umwelt als äußerst kritisch zu betrachten.

2.2.2 Die stoffliche Zusammensetzung von Erdöl

Öl ist die Sammelbezeichnung für ein komplexes Gemisch aus einer großen Zahl von organischen chemischen Verbindungen. Es entsteht aus den Überresten abgestorbener Pflanzen und Tiere, die bestimmten geologischen Bedingungen ausgesetzt sind: Es müssen anaerobe Bedingungen vorherrschen, damit das organische Material nicht zersetzt wird. Zusätzlich müssen ein hoher Druck und eine Temperatur von mehr als 50°C vorhanden sein, damit anaerobe Bakterien das organische Material in Erdöl umwandeln können (VAN BERNEM & LÜBBE, 1997). Diese Umwandlung erfolgt über einen sehr langen Zeitraum. Man geht davon aus, daß die Mindestdauer für die Bildung von Erdöl bei rund 1,5 Mio. Jahren liegt.

Das so entstandene Rohöl setzt sich hauptsächlich aus Kohlenwasserstoffen zusammen, d.h. es handelt sich um Verbindungen, die ausschließlich aus den Elementen Wasserstoff und Kohlenstoff bestehen. Der Anteil der Kohlenwasserstoffe an Rohöl kann bis zu 98% betragen (VAN BERNEM & LÜBBE, 1997). Hinzu kommen Verbindungen, die zusätzlich zu den

genannten Elementen Spuren der Elemente Schwefel, Stickstoff, Sauerstoff, Vanadium und Nickel enthalten können. Derartige Verbindungen können bei manchen Rohölen bis zu 25% ausmachen (CLARK, 1992). Der Anteil anorganischer Verbindungen an Rohöl ist hingegen vernachlässigbar klein. Die verschiedenen Bestandteile des Rohöls weisen sehr unterschiedliche physikalische Eigenschaften auf. Es können Unterschiede im Dampfdruck, der zwischen < 1 mbar und 100 bar liegen kann, und im Siedepunkt, der zwischen -190°C und über 600°C liegen kann, auftreten (TISSOT & WELTE, 1978). Diese Größen haben einen maßgeblichen Einfluß darauf, wie sich das Öl verhält, wenn es sich an der Meeresoberfläche ausbreitet. Eine genaue Kenntnis der Eigenschaften der hauptsächlichen Komponenten des Öls bietet die Möglichkeit, prinzipiell das Verhalten des Öls im Meer vorherzusagen.

Die Kohlenwasserstoffe, die in Rohöl vorhanden sind, können in verschiedene Gruppen eingeteilt werden (Abb. 18). Unter den Kohlenwasserstoffen gibt es geradkettige, verzweigte und zyklische Verbindungen. Die einfachsten Kohlenwasserstoffe sind die Alkane ($\text{C}_n\text{H}_{2n+2}$), deren Anteil an Rohöl zwischen 10% und 70% betragen kann (RSU, 1980). Dabei kommen in der Regel in Rohöl Alkane mit bis zu $n=40$ Kohlenstoffatomen je Molekül vor, jedoch sind auch längere Kohlenstoffketten möglich. Unter Normalbedingungen, d.h. bei einer Temperatur von 0°C und einem Druck von 1013 hPa, sind die Alkane mit bis zu $n=4$ Kohlenstoffatomen gasförmig. Beträgt die Zahl der Kohlenstoffatome $5 < n < 16$, so sind die Alkane flüssig. Alkane mit 16 oder mehr Kohlenstoffatomen haben eine wachsartige Beschaffenheit. Die Alkane mit nur wenigen Kohlenstoffatomen wirken in geringen Konzentrationen betäubend auf Organismen, in höheren Konzentrationen können Schäden an Zellen auftreten, die schließlich zum Tode führen (VAN BERNEM & LÜBBE, 1997). Mit zunehmender Länge der Kohlenstoffketten nimmt die toxische Wirkung von Alkanen jedoch ab.

Verzweigungen der Molekülketten können bei allen Kohlenwasserstoffen mit einer Kettenlänge von mindestens $n=4$ Kohlenstoffatomen auftreten. Es hat sich gezeigt, daß bei den Verbindungen mit fünf bis zehn Kohlenstoffatomen der Anteil der Iso-Verbindungen, also der einfach verzweigten Verbindungen überwiegt (CALDER & BOEHM, 1979). Anders sieht es bei den Alkanen mit sehr langen Ketten aus, die hauptsächlich aus Normal-Molekülen, also unverzweigten Molekülketten bestehen. Unter den Kohlenwasserstoffen mit einer mittleren Kettenlänge gibt es Verbindungen mit etwa 20 Kohlenstoffatomen, die in ähnlichen Anteilen sowohl als Iso- als auch als Normal-Verbindung auftreten und in der Umwelt recht persistent sind. Verzweigte Verbindungen widerstehen dem biologischen Abbauprozess stärker als un-

verzweigte Verbindungen. Deshalb lassen langfristige Beobachtungen des Verhältnisses von unverzweigten zu verzweigten Molekülen dieser Verbindungen Rückschlüsse über den Umfang und die Geschwindigkeit des natürlichen Ölabbau zu.

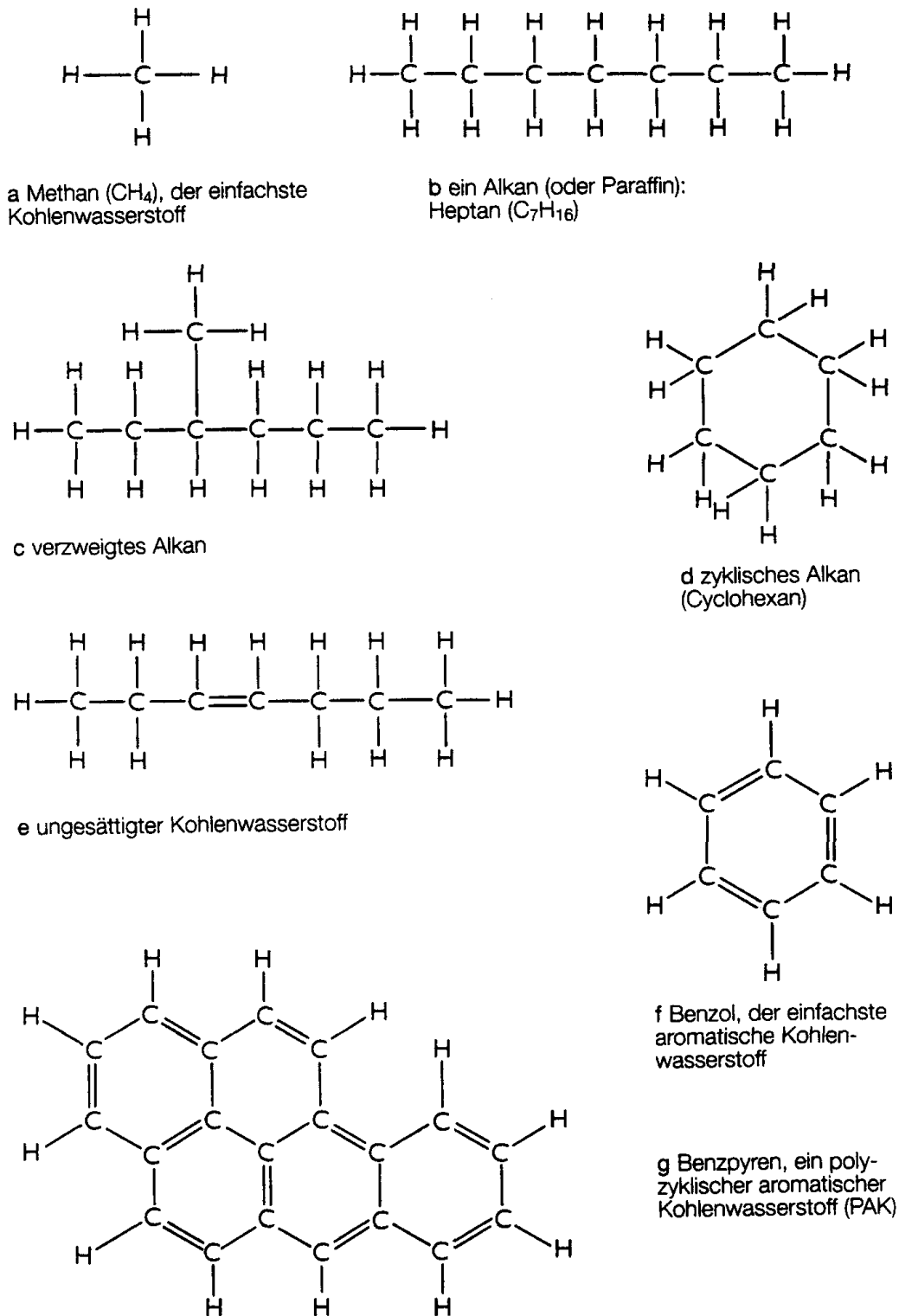


Abb. 18: Strukturformeln einiger Kohlenwasserstoffe (VAN BERNEM & LÜBBE, 1997).

Neben den geradkettigen Alkanen stellen die Cycloalkane (C_nH_{2n}), also Alkane, bei denen die Kohlenstoffatome Ringstrukturen bilden, eine zweite wichtige Stoffgruppe unter den Erdölkohlenwasserstoffen dar. Ihr Anteil beträgt je nach Rohöl zwischen 30% und 80% des Gesamtgewichts des Öls (RSU, 1980). Unter ihnen kommen Verbindungen mit nur einer Ringstruktur am häufigsten vor. Mehrringsysteme mit bis zu sechs Kohlenstoffringen können auch vorkommen, sind jedoch vergleichsweise selten. Cycloalkane sind sehr viel giftiger für die Meeresumwelt als geradkettige Alkane mit gleicher atomarer Zusammensetzung, was darauf zurückzuführen ist, daß die Ringstrukturen schwerer biologisch, d.h. durch Bakterien, abzubauen sind (GERLACH *et al.*, 1979).

Eine dritte wichtige Gruppe von Kohlenwasserstoffverbindungen in Erdöl bilden die Aromaten (Kohlenwasserstoffe mit C_nH_n -Ringstrukturen). Ihr Anteil an Rohöl beträgt normalerweise zwischen 20% und 30% des Gesamtgewichts, vereinzelt kann der Aromatenanteil jedoch auch darüber liegen (RSU, 1980). Aromatische Verbindungen besitzen unter den Erdölkohlenwasserstoffen die höchste Toxizität. Das hängt zum einen mit der besonderen Elektronenkonfiguration der Aromatenringe zusammen, zum anderen sind Aromaten aufgrund ihrer Ringstrukturen ebenso wie Cycloalkane schlecht biologisch abbaubar. Aromaten mit kleinen Molekülgrößen, wie z.B. Benzol, haben einen recht niedrigen Siedepunkt und verdunsten somit recht schnell. Aromaten mit sehr großen Molekülen sind nicht wasserlöslich und verteilen sich deshalb nicht in der Wassersäule (VAN BERNEM & LÜBBE, 1997). Die größte Gefahr nach einem Austreten von Öl ins Meer geht aber von den mittelgroßen aromatischen Verbindungen wie Naphthalenen und Phenantrenen aus, die noch ein gewisses Maß an Wasserlöslichkeit besitzen und nur langsam verdunsten und somit am längsten von allen Aromaten in der Wassersäule präsent bleiben.

	Siedebereich (°C)	Zahl der Kohlenstoffatome
Petroleum-Gase	30	3-4
Leichtbenzin, Benzin	30-140	4-6
Naphtene	120-175	7-10
Kerosin	165-200	10-14
Gasöl (Diesel)	175-365	15-20
Treibstofföle und Residuen	350	20 und mehr

Tab. 7: Übersicht über Destillationsfraktionen aus Rohöl (CLARK, 1992).

Die bisher betrachteten Erdölkohlenwasserstoffe zählen alle zu den gesättigten Kohlenwasserstoffen. Ungesättigte Kohlenwasserstoffe (Alkene) sind in Rohöl nicht enthalten (VAN BERNEM & LÜBBE, 1997). Ungesättigte Kohlenwasserstoffe können jedoch Bestandteile

von Rohölfolgeprodukten wie z.B. Flugbenzin oder Automobilkraftstoff sein. Die Aufspaltung von Rohöl in nutzbare Folgeprodukte erfolgt in Raffinerien durch eine Fraktionierung, bei der das Stoffgemisch im Rohöl aufgrund der unterschiedlichen Siedepunkte der einzelnen Erdölkohlenwasserstoffe in unterschiedliche Fraktionen getrennt wird (Tab. 7).

Einige dieser Ölprodukte werden auf Tankschiffen weiter über die Weltmeere transportiert, besonders, wenn es sich um Leicht- oder Mitteldestillate handelt. Die schweren Fraktionen mit höheren Siedepunkten müssen beim Umladen erwärmt werden. Dadurch sind sie relativ schlecht für den Transport mit Tankschiffen geeignet (RSU, 1980). Sie können jedoch wie das Bunker-C-Öl als Schiffstreibstoff verwendet werden.

2.2.3 Das Verhalten von Öl im Meerwasser

Wenn Öl ins Meerwasser eingetragen wird, breitet es sich an der Wasseroberfläche aus, da Öl eine geringere Dichte als Wasser besitzt. Es entsteht ein sogenannter Ölteppich. Dieser Ölteppich ist einer Reihe von Abbau- und Transformationsprozessen unterworfen (Abb. 19). Diese sind unter anderem abhängig von den meteorologischen Bedingungen, aber auch die stoffliche Zusammensetzung des Ölteppichs ist von Bedeutung. Die wichtigsten physikalischen Prozesse, die sich auf die Ölzusammensetzung auswirken, sind die Ausbreitung des Ölteppichs, die Verdunstung einzelner Ölbestandteile, die Lösung von Öl im Wasser sowie die Bildung von Emulsionen aus Wasser und Öl. Diese Prozesse laufen auf unterschiedlichen Zeitskalen ab, die von wenigen Stunden (Kurzzeitprozesse) bis zu mehreren Wochen bzw. Monaten (Langzeitprozesse) reichen (Abb. 20) (DIPPNER, 1984).

Zu Beginn des Ölaustritts ins Meer breitet sich das Öl an der Wasseroberfläche aus. Der Ölfilm kann sich dabei bis zu einer Dicke von nur 0,1 μm bis 0,1 mm ausdünnen (RSU, 1980). Die Ausbreitungsrate hängt von der Wassertemperatur, den meteorologischen Bedingungen sowie von der Ölzusammensetzung ab. Ein Öl mit vielen schweren Komponenten breitet sich nur langsam aus, während ein Öl, das hauptsächlich aus leichten Komponenten besteht, sich schneller ausbreiten kann und dabei einen viel dünneren Ölfilm auf dem Wasser bildet (CLARK, 1992). Als groben Richtwert für die Ausbreitungsgeschwindigkeit kann man einen Wert von zwei bis vier Prozent der Windgeschwindigkeit annehmen (GERLACH *et al.*, 1979). Genauere Vorhersagen sind nicht möglich, da Windrichtung und Windgeschwindigkeit

meist schwanken und die Alterung des Öls dazu führt, daß sich die Drifteigenschaften des Ölteppichs mit der Zeit verändern.

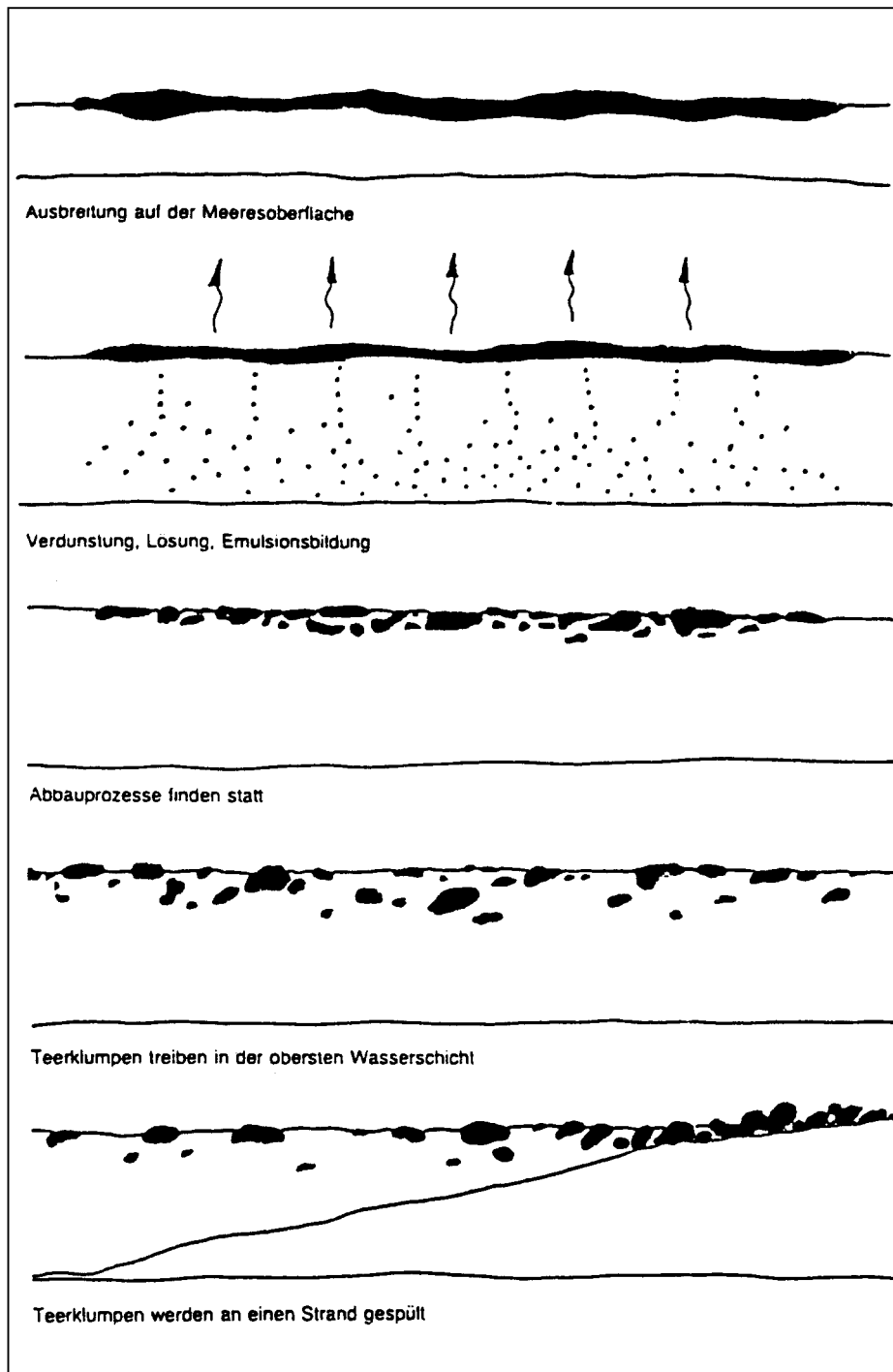


Abb. 19: Schematische Übersicht über die Abbau- und Transformationsprozesse von Öl im Meer (BUCHWALD, 1989).

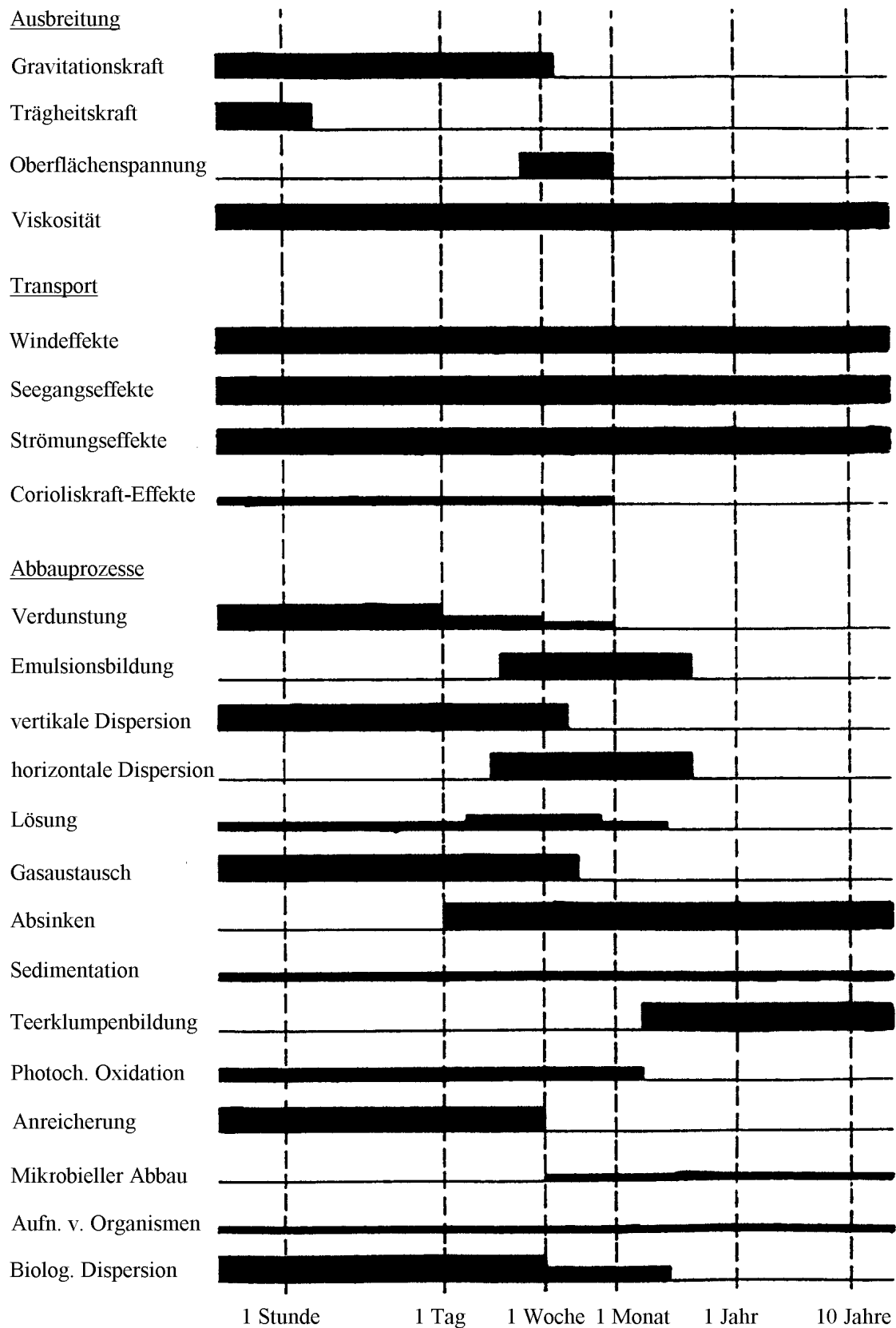


Abb. 20: Die Zeitskalen einzelner Ausbreitungs- und Abbauprozesse bei einer Verschmutzung des Meeres mit 10.000 t Öl (DIPPNER, 1984). Die Dicke des Balkens ist dabei ein Indiz für das Ausmaß des jeweiligen Prozesses.

Das Einsetzen des Alterns des Öls führt dazu, daß sich die stoffliche Zusammensetzung des Öls und damit auch das physikalische Verhalten des Stoffgemisches ändern. Die leichten Bestandteile des Öls verflüchtigen sich. Dabei handelt es sich um Komponenten, deren Moleküle weniger als zwölf Kohlenstoffatome besitzen (RSU, 1980). Die Verdunstung wird begünstigt, wenn höhere Temperaturen vorherrschen und durch kräftige Winde ein starker Luftaustausch vorhanden ist. Unter diesen Umständen können sich bis zu 60% des Öls von der Wasseroberfläche verflüchtigen (VAN BERNEM & LÜBBE, 1997). Negativ auf die Verdunstung wirkt sich hingegen ein starker Wellengang aus, da durch die Wasserbewegungen eine Emulsionsbildung gefördert wird, die eine Verdunstung einzelner Komponenten deutlich reduziert (RSU, 1980).

Ein Teil des Öls löst sich mit der Zeit in der Wassersäule. Die meisten Bestandteile von Öl, wie z.B. die Alkane, besitzen allerdings nur eine sehr geringe Polarität, was dazu führt, daß sie sehr schwer wasserlöslich sind. Die Lösungsgeschwindigkeit der Alkane mit zwei bis zehn Kohlenstoffatomen ist sehr gering im Vergleich zu ihrer Verdunstungsgeschwindigkeit, was dazu führt, daß diese Stoffe niemals eine Gleichgewichtskonzentration in der Wassersäule erreichen (McAULIFFE, 1977). Ihre Löslichkeit liegt um mehrere Größenordnungen unter der Wasserlöslichkeit der polaren Öl-Bestandteile. Dies sind hauptsächlich die aromatischen Verbindungen mit einer niedrigen Molekülmasse (VAN BERNEM & LÜBBE, 1997). Aufgrund ihrer niedrigen Siedetemperaturen verdunstet jedoch ein nicht zu vernachlässigender Teil dieser Verbindungen, so daß der Anteil der in der Wassersäule gelösten Öl-Bestandteile eher gering ist. Allerdings muß dabei beachtet werden, daß diese im Wasser gelösten Komponenten leicht von aquatischen Organismen aufgenommen werden können. Da diese Komponenten sehr toxisch wirken, kommt diesem Mechanismus trotz des eher geringen Anteils an den Alterungsprozessen des Öls unter dem Gesichtspunkt der Auswirkungen auf die marine Flora und Fauna eine besondere Bedeutung zu.

Durch den Einfluß von Sonnenlicht wird ein Teil des auf dem Wasser treibenden Öls photochemisch oxidiert. Dieser Vorgang und die Verdunstung der leicht flüchtigen Komponenten führen dazu, daß sich die Viskosität des Öls, das auf der Wasseroberfläche verbleibt, mit der Zeit erhöht. In der Folge dispergiert das Öl in feinen Tröpfchen in der Wassersäule. Da der Dichteunterschied zwischen schweren Ölbestandteilen und Wasser geringer ist als der zwischen leichten Ölbestandteilen und Wasser, kann mehr Öl dispergieren, je höher der Anteil der schweren Verbindungen im Öl ist (RSU, 1980). Auf diese Weise entstehen Öl-in-Wasser-

Emulsionen, wobei die Emulgierungsgeschwindigkeit vom Wellengang und den Turbulenzen in der Wassersäule abhängt (CLARK, 1992). Dadurch sind unter Ölteppichen erhöhte Konzentrationen von Erdölkohlenwasserstoffen oft bis in Tiefen von ca. 20 m unterhalb der Wasseroberfläche nachzuweisen; nach der Havarie der *Amoco Cadiz* im März 1978 dispergierten Erdölkohlenwasserstoffe sogar bis in Tiefen von über 70 m (VAN BERNEM & LÜBBE, 1997). Öl-in-Wasser-Emulsionen können sich jedoch nur bilden, wenn die Menge der Erdölkohlenwasserstoffe relativ zur Wassermenge vergleichsweise gering ist und die Turbulenzen an der Wasseroberfläche nicht zu ausgeprägt sind.

Bei starkem Seegang und bei großen Ölmengen entstehen hingegen überwiegend Wasser-in-Öl-Emulsionen. Der Wassergehalt dieser Emulsionen kann bis zu 80% betragen (RSU, 1980). Derartige Wasser-in-Öl-Emulsionen sind dunkelbraun gefärbt, weshalb sie oft als „Mousse“ bzw. „Chocolate Mousse“ bezeichnet werden. Diese sind persistent und werden, wenn überhaupt, nur sehr langsam abgebaut, da sie nur eine geringe Angriffsfläche für Abbauprozesse bieten (CLARK, 1992). Wasser-in-Öl-Emulsionen können über weite Strecken verdriftet werden. Werden sie an Strände gespült, so kommt es zu einer Vermischung mit Sedimenten. Das Resultat ist eine teerartige Substanz, die praktisch keinem Abbauprozess mehr unterliegt (VAN BERNEM & LÜBBE, 1997). Sie muß daher mechanisch aus der Umwelt entfernt werden.

Langfristig wird Öl, das sich auf der Meeresoberfläche befindet, von Bakterien biochemisch abgebaut. Es gibt eine Vielzahl verschiedener Algen, Pilze und Bakterien, die dazu in der Lage sind (RSU, 1980). Diese marinen Organismen nehmen Öl auf, wandeln es in wasserlöslichere Stoffwechselprodukte um und scheiden sie schließlich aus. Das Vorkommen dieser Organismen ist in höchstem Maße von dem Vorhandensein von Kohlenwasserstoffen im Wasser abhängig (GUNKEL *et al.*, 1980). In unverschmutzten Meeresgebieten liegt der Anteil der ölabbauenden Bakterien oft unter 0,1%. Bei Verschmutzungen nimmt ihr Anteil stark zu, in stark kontaminierten Regionen, z.B. in der Nähe von Ölförderungsanlagen, kann ihr Anteil bis zu 100% erreichen. Beim Abbau bevorzugen marine Mikroorganismen leichte Ölkomponenten mit kettenförmiger Molekülstruktur (VAN BERNEM & LÜBBE, 1997). Mit steigendem Molekulargewicht bzw. mit einer Zunahme von Verzweigungen und Substitutionen in der Molekülstruktur wird ein biochemischer Abbau des Öls schwieriger. Auch physikalische Variablen wie z.B. die Wassertemperatur sowie die Sauerstoff- und Nährstoffversorgung spielen

eine Rolle. So läuft der biochemische Abbauprozess in der Nordsee bei 18°C Wassertemperatur im Sommer rund viermal so schnell ab wie im Winter bei 4°C Wassertemperatur.

Endprodukte der langfristigen Transformations- und Abbauprozesse sind hochmolekulare asphaltartige Substanzen, die als kleine Teerklumpen eine lange Zeit auf der Wasseroberfläche schwimmen können (RSU, 1980). Lagern sich an diese Teerklumpen Schwebstoffe aus der Wassersäule oder organisches Material an, sinken sie auf den Meeresboden und lagern sich dort ab. Teerklumpen, die nicht absinken, werden oft an Strände gespült. Hier wirken sie sich zwar nicht akut schädigend auf die Umwelt aus, sie verärgern jedoch oftmals Touristen, die an Stränden Erholung suchen und beeinträchtigen auf diese Weise den Erholungswert der betroffenen Küstenabschnitte.

Abbauprozesse	<i>Amoco Cadiz</i>	<i>Exxon Valdez</i>
Dispersion	14%	< 1%
Verdunstung	30%	20%
Mikrobieller Abbau auf See	5%	50%
Sedimentation im Sublitoral	8%	13%
Strandung im Eulitoral	28%	2%
Entfernt durch Reinigungsmaßnahmen	-	14%
Quelle	GUNDLACH <i>et al.</i> (1983)	WOLFE <i>et al.</i> (1994)

Tab. 8: Schätzungen der Anteile verschiedener Ölabbauprozesse nach ausgewählten Tankerunfällen.

Auf welche Weise ein Ölteppich, der sich auf dem Meer ausgebreitet hat, letztendlich abgebaut wird, hängt somit von einer Vielzahl von Faktoren ab. Je nachdem, welche meteorologischen und hydrographischen Bedingungen zum Zeitpunkt des Ölaustritts vorherrschen und welche Art von Öl freigesetzt wird, verändern sich die Anteile der einzelnen Abbaumechanismen (Tab. 8). Bei der Havarie der *Amoco Cadiz* im Jahre 1978 ist fast ein Drittel des ausgetretenen Öls verdunstet, ein ähnlich großer Anteil erreichte die Küsten, die daraufhin mit großem Aufwand gereinigt werden mußten (GUNDLACH *et al.*, 1983). Der Abbau des Öls durch marine Mikroorganismen spielte hingegen nur eine sehr geringe Rolle. Nach dem Unfall der *Exxon Valdez* in Alaska im Jahre 1989 wurde die Hälfte des ausgetretenen Öls biochemisch abgebaut (WOLFE *et al.*, 1994). Immerhin 20% des Öls verdunsteten, fast der gesamte Rest wurde durch Reinigungsmaßnahmen entfernt oder sedimentierte. Lediglich zwei Prozent des Öls erreichten die Strände der betroffenen Küstenabschnitte. Beim Vergleich der Art des Ölabbaus nach diesen Havarien ist zu beachten, daß es sich bei den genannten Zahlen nur um Schätzwerte handelt, die sich auf einen Zeitraum von drei Jahren nach dem jeweiligen Unfall beziehen (VAN BERNEM & LÜBBE, 1997). Verallgemeinerungen auf der Basis der-

artiger Daten sind allerdings nicht möglich, da die Bedeutung der einzelnen Ölabbauprozesse eben von den Umständen des betrachteten Ölunfalls abhängt, die genauer betrachtet werden müßten.

2.2.4 Die Auswirkungen von Ölunfällen auf betroffene Küstenräume

Küstenräume markieren die Übergangszone zwischen der marinen und der terrestrischen Umwelt. Aufgrund der dort herrschenden Umweltbedingungen haben sich in Küstenzonen viele Ökosysteme mit einer speziell angepaßten Pflanzen- und Tierwelt entwickelt. Kommt es im Bereich der Nordsee zu einem Ölunfall, so muß davon ausgegangen werden, daß ausgetretenes Öl durch Verdriftung nach einer gewissen Zeit an eine Küste gespült wird, da der weit- aus größte Teil der Öltransporte auf der Nordsee über küstennahe Schifffahrtsrouten erfolgt.

Die Küsten entlang der Nordsee sind ausgesprochen heterogen. Man findet im Nordseeraum eine Vielzahl unterschiedlicher Küstentypen (Abb. 21). Der Bereich der bretonischen Küste wird von Kliffküsten bestimmt (GIERLOFF-EMDEN, 1980), während sich die Küste Frankreichs und Belgiens, die sich nach Osten daran anschließt, durch sandige Strände und Dünen, die im Zuge nacheiszeitlicher Transgressionen dort abgelagert wurden, auszeichnen (HOUTHUYS *et al.*, 1993). Zwischen Den Helder (Niederlande) und Esbjerg (Dänemark) erstreckt sich das weltweit einmalige Wattenmeer mit seinen ausgeprägten, hauptsächlich aus feinen Sedimenten bestehenden Wattflächen, den sie durchziehenden Prielen und den vorge- lagerten Inseln. Dieser Raum ist durch den starken Gezeiteneinfluß der Nordsee geprägt (EHLERS & KUNZ, 1993). Die Westküste Jütlands ist eine schmale Ausgleichsküste, die im vergangenen Jahrtausend den Ringkøbingfjord und den Nissfjord abgeschnürt haben (JAKOBSEN & TOXVIG MADSEN, 1993). Für die Nordküste Dänemarks sind wiederum Sandstrände mit Küstendünen charakteristisch. An der Ostküste Großbritanniens findet man sowohl Kliffküsten verschiedener Art als auch Marschen im Bereich der Mündung des Wash (PETHICK & LEGGETT, 1993). An den Mündungen größerer Flüsse haben sich in weiten Teilen des Nordseeraumes Ästuarie gebildet (GIERLOFF-EMDEN, 1980).

Die Küstentypen unterscheiden sich zum Teil deutlich hinsichtlich ihrer Sensibilität gegen- über Ölverschmutzungen. Wie sehr angespültes Öl in den Küstensedimenten haften bleibt und welchen Schaden es am Küstensaum in der Folgezeit anrichten kann, hängt von einer Vielzahl

von Faktoren ab. In Sedimenten verläuft der Abbau von Öl im Prinzip wie in der Wassersäule (VAN BERNEM & LÜBBE, 1997). Allerdings spielen Alterungsprozesse in Sedimenten keine Rolle mehr, während der mikrobielle Abbau von entsprechend größerer Bedeutung ist. Dieser vollzieht sich sehr viel langsamer als der Ölabbau in der Wassersäule. Deshalb ist an Küsten oft noch viele Jahre nach einer Verschmutzung Öl nachzuweisen, während es im Wasser schon nach wenigen Tagen oder Wochen vollständig abgebaut ist.

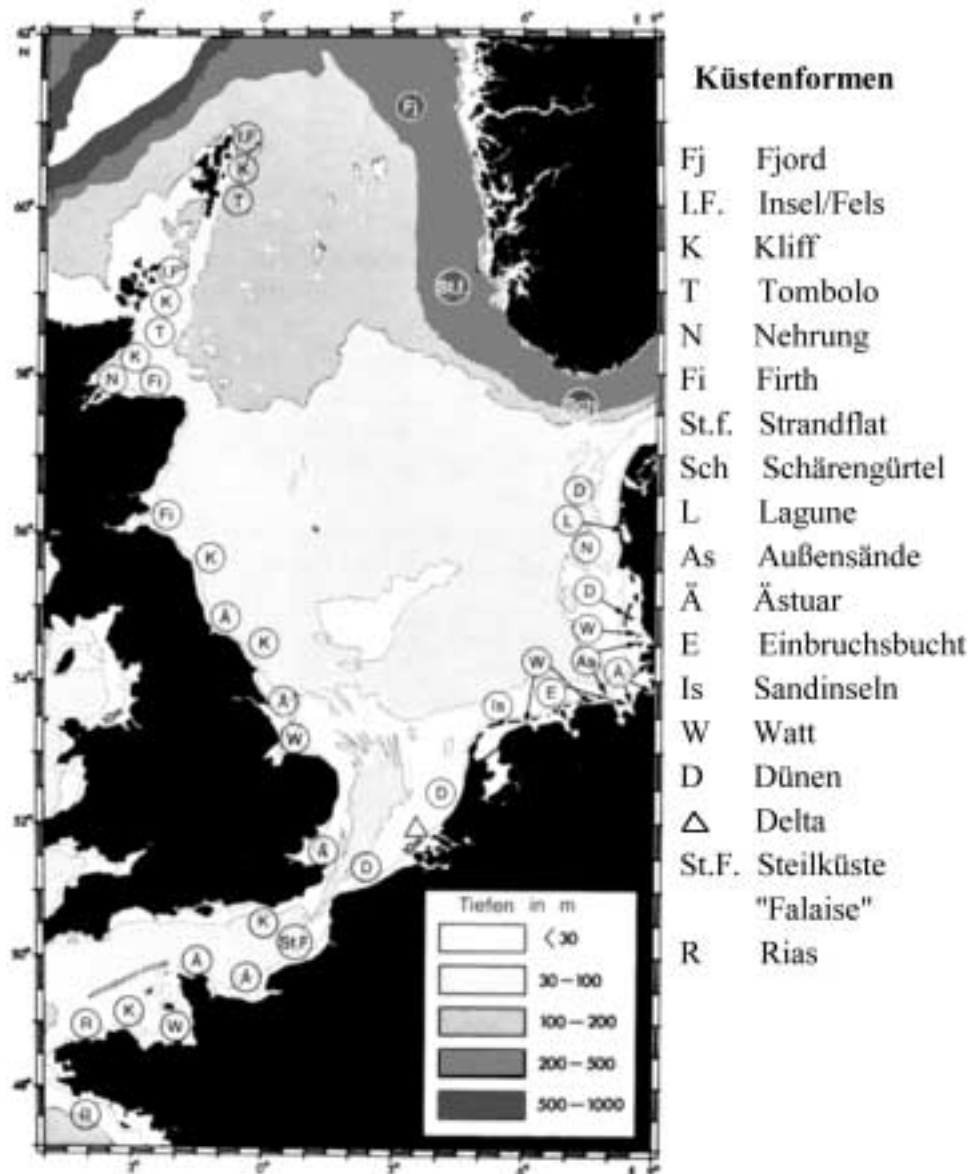


Abb. 21: Generalisierter Überblick über die Küstenformen im Nordseeraum (GIERLOFF-EMDEN, 1980).

Zonen mit hoher Wellenenergie

Index	Küstentyp; lokales Beispiel	Ausmaß der Ölverschmutzung	(Vermutete) Dauer der Verschmutzung
1	Felsige Küsten und Vorgebirge; Pointe St.-Mathieu südlich Conquet, Primel-Tréastel bis Locquirec	Das Öl konnte sich während des Sturmes nicht auf den Felsen halten.	einige Tage bis Wochen
2	Von Wellen geformte Felsplatten; Tremazan bis Portsall	Ölablagerungen auf Felsflächen werden durch Gezeiten abgespült.	einige Wochen
3	Strand mit feinem Sand; Tréompan	Kompaktheit des Sediments verhindert tiefes Eindringen. Ölablagerungen können durch Gezeiten abgelöst und mit dem Wasser fortgetragen werden.	einige Monate bis zu einem Jahr
4	Strand mit mittel- bis grobkörnigem Sand; Saint Cava	Öl dringt je nach Substratbeschaffenheit mehr oder weniger tief ein. Interstitialwasser mit Öl belastet.	ein bis zwei Jahre
5	Strand mit Kies und Geröll; Pointe des Séhar	Rasches Eindringen des Öls in tiefere Schichten, wenige oder keine Ablagerungen auf der Oberfläche.	zwei bis drei Jahre

Zonen mit geringer Wellenenergie

Index	Küstentyp; lokales Beispiel	Ausmaß der Ölverschmutzung	(Vermutete) Dauer der Verschmutzung
6	Felsige Küsten und durch Erosion entstandene Flächen; Roc'h Huit	Ansammlung von Öl in Felsmulden. Felsen mit dünnem Ölfilm bedeckt.	mehrere Jahre
7	Strand mit feinem bis mittelkörnigem Sand; Argenton	Eindringen des Öls in das Substrat. Verschmutzung der Zone unter MThw mit einer Mischung aus Öl und feinem Sediment. Nach einem Jahr bildet sich eine verhärtete Schicht.	mehrere Jahre
8	Strand mit Kies und Geröll; Castel Meur	Rasches Eindringen. Ausbildung einer Schicht aus Öl und Kies innerhalb eines Jahres.	mehr als fünf Jahre
9	Wattflächen; Aber Benoit	Das Eindringen von Öl ins Substrat wird durch im Boden grabende Tiere und durch Bewegungen des Interstitialwassers gefördert.	sehr viel länger als fünf Jahre
10	Salzwiesen; Ile Grande	Bedeckung mit Öl nur bei sehr hohen Flutwasserständen. Ablagerung auf der Oberfläche und geringfügiges Eindringen in das Substrat.	sehr viel länger als fünf Jahre

Tab. 9: Vulnerabilitätsindex bretonischer Küstenformen bezogen auf das Rohöl aus der *Amoco Cadiz* (GUNDLACH & HAYES, 1978).

Im Zuge der Untersuchungen der Auswirkungen der Havarie der *Amoco Cadiz* im März 1978 wurde von GUNDLACH & HAYES (1978) ein sogenannter Vulnerabilitätsindex für verschiedene Küstentypen der französischen Küste am Ärmelkanal entwickelt. Dieser Vulnerabilitätsindex (Tab. 9) beruht zwar nur auf empirischen Ergebnissen aus dieser Küstenregion, weshalb er nur recht grobe Näherungswerte bezüglich der Verweildauern des Öls liefern kann, die Einteilung der Kategorien ist jedoch auf den ganzen Nordseeraum übertragbar.

Ein wichtiger Faktor bei der Bewertung der Sensitivität von Küsten ist die Exposition gegenüber Wellengang. Außerdem ist die Korngröße der Sedimente von großer Bedeutung (CLARK, 1992). Die Felsküsten sind also im allgemeinen am wenigsten sensibel gegenüber Ölverschmutzungen. Felsküsten, die dem Wellengang am stärksten ausgeliefert sind, werden schon nach kurzer Zeit durch die Brandung von angespültem Öl wieder gereinigt. In Küstenabschnitten, die vor Wellengang geschützt sind, bleibt Öl länger haften und kann somit über einen längeren Zeitraum die Flora und Fauna des Küstenraumes schädigen. Auch in den oberen Bereichen des Eulitorals, die nur bei sehr hohen Wasserständen überflutet werden, kann sich Öl lange festsetzen (VAN BERNEM & LÜBBE, 1997). Kontaminationen mit Öl wirken sich auf die Artenzusammensetzung der an den Felsküste vorkommenden Algen (Abb. 22) sowie der Würmer, Schnecken und Muscheln aus. Oft dauert es mehrere Jahre, bis sich das Artenspektrum regeneriert hat, auch wenn die Ölverschmutzung selbst nur kurze Zeit angehalten hat. Auswirkungen auf Wirbeltiere, die sich von den Wirbellosen und Algen der Felsküsten ernähren, sind bei der Aufnahme verölter Nahrung ebenfalls zu erwarten.

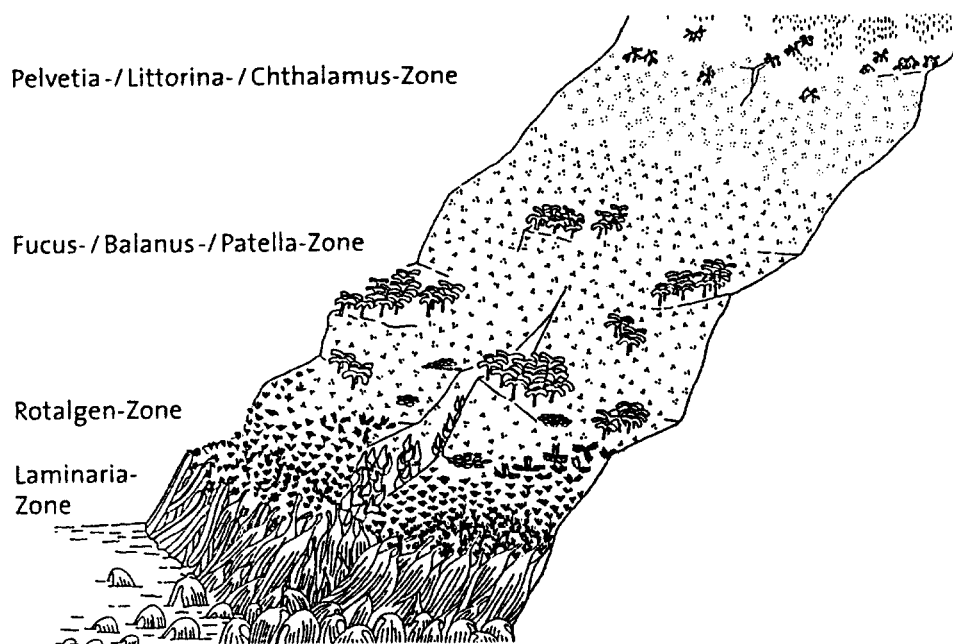


Abb. 22: Zonierung einer typischen Felsküste anhand auftretender Algenarten (VAN BERNEM & LÜBBE, 1997).

Ähnlich wie Felsküsten werden die Bereiche von Sandküsten, die dem Wellengang ausgesetzt sind, auf natürliche Weise gereinigt (RSU, 1980). Daher werden diese Küstenabschnitte ebenso als wenig sensitiv gegenüber Ölverschmutzungen eingestuft. Die geschützteren Gebiete, in denen die Persistenz des Öls höher ist, werden als mäßig sensitiv eingeschätzt (VAN

BERNEM & LÜBBE; 1997). Dies gilt allerdings nur, wenn die Strände nicht durch den Menschen mit schwerem Gerät mechanisch gereinigt wurden. Eine derartige Reinigung hat neben den offensichtlichen Vorteilen auch Nachteile. Das Öl wird hierdurch in tiefere Sandschichten gedrückt als es auf natürliche Weise gelangen würde (RSU, 1980). Diese Schichten sind meist nur sehr schlecht mit Sauerstoff versorgt, so daß das Öl dort nur sehr langsam von Bakterien abgebaut werden kann. Dies hat wiederum eine längere Belastung der Ökosysteme und eine langsamere Regeneration der betroffenen Küstenabschnitte zur Folge (CLARK, 1992).

Charakteristisch für Sandküsten ist eine umfangreiche Meiofauna, die normalerweise von Fadenwürmern (*Nematoda*) und Ruderfußkrebse (*Copepoda*) dominiert wird (VAN BERNEM & LÜBBE, 1997). Wie auch bei Felsküsten führt eine Ölverschmutzung von Stränden zu einer Veränderung der Zusammensetzung der Lebensgemeinschaften in den betroffenen Küstenabschnitten. Die Bestände der meisten Makrofaunaarten gehen stark zurück. Sie werden abgelöst durch Pionierarten, die sich sehr gut an die veränderten Umweltbedingungen anpassen können und sich schnell vermehren. Eine solche Art ist der Borstenwurm (*Capitella capitata*), der sich besonders in Gebieten ausbreiten kann, die sehr stark durch organische Substanzen kontaminiert wurden (GRAY, 1989). Die ursprüngliche Artengemeinschaft der Makro- und Meiobenthosarten stellt sich erst viele Jahre nach dem Auftreten der Ölverschmutzung wieder ein. Untersuchungen in der Bretagne zwölf Jahre nach der Havarie der *Amoco Cadiz* haben gezeigt, daß sich die Bestände der meisten Arten des Makrobenthos zwar wieder erholt hatten, daß einige Arten aber nicht wieder aufgetreten waren (DAUVIN & GENTIL, 1990). Entscheidend für die Wiederherstellung des Artenspektrums ist die Möglichkeit der Arten, die ehemals ölverschmutzten Gebiete aus benachbarten, unverschmutzten Regionen wiederzubesiedeln. Diese Möglichkeit ist nicht immer bei allen Arten gegeben.

Küstenbereiche mit feinen Sedimenten, die vor dem direkten Einfluß des Wellengangs geschützt sind, gelten als besonders sensitiv gegenüber Ölverschmutzungen (GUNDLACH & HAYES, 1978). Wenn Öl in das feine Sediment eindringt, kann es so gut wie nicht mehr durch Wellenbewegung entfernt werden. Es sickert leicht in tiefere Schichten, wo es nur in geringem Maße Sauerstoff gibt, der für einen biologischen Abbau des Öls notwendig wäre. Einzig durch Bioturbation können tiefe Sedimentschichten belüftet und veröltes Sediment wieder an die Oberfläche transportiert werden, wo es biologisch gereinigt werden kann. Unterbleibt die Bioturbation infolge von Bestandsrückgängen der grabenden Tiere, so ist eine schnelle Regeneration der betroffenen Küsten praktisch ausgeschlossen (VAN BERNEM &

LÜBBE, 1997). Starke Verölungen derartiger feinsedimentärer Küstenabschnitte führen somit in der Regel zu schwerwiegenden und sehr langanhaltenden Schädigungen der in diesen Regionen lebenden Artengemeinschaften.

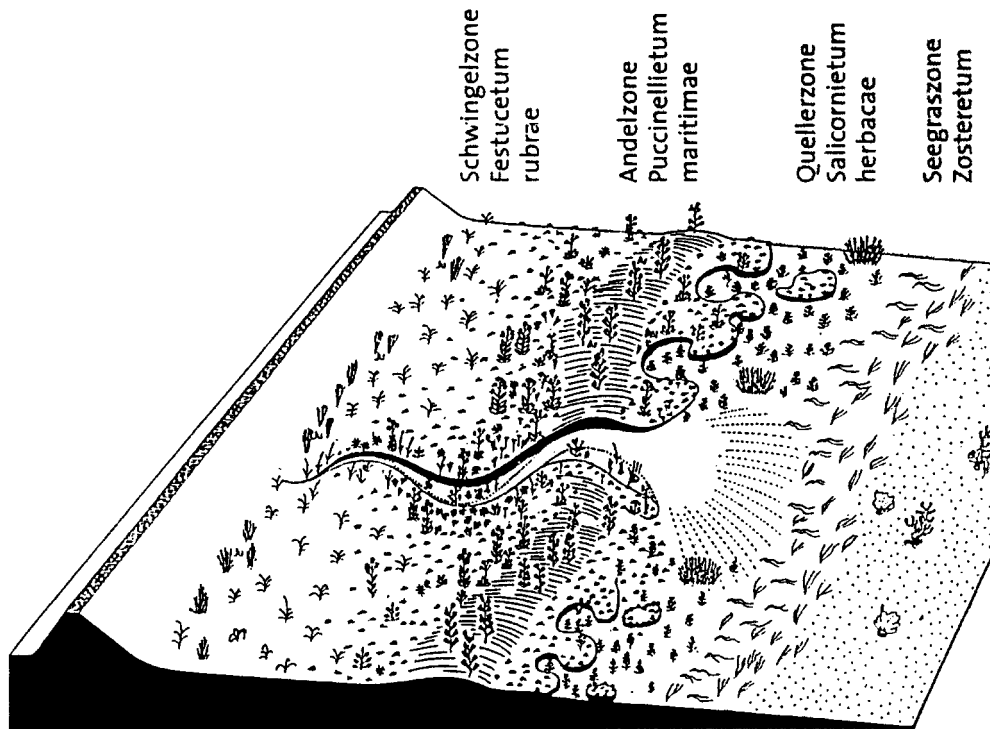


Abb. 23: Schema einer Salzwiese (DÖRJES, 1970).

Auch in Salzwiesen (Abb. 23) erfolgt der Abbau von Öl, das ins Sediment eindringt, äußerst langsam. Zudem sind viele Pflanzen, die in Salzwiesen anzutreffen sind, sehr empfindlich gegenüber Verunreinigungen mit Öl. Aus diesem Grund sind Salzwiesen in die höchste Gefährdungskategorie des Vulnerabilitätsindex bei Ölverschmutzungen eingeordnet (GUNDLACH & HAYES, 1978). Wie stark eine Salzwiese durch eine Ölkontamination beeinträchtigt wird, hängt sowohl von der Ölsorte als auch vom Artenspektrum der vorhandenen Pflanzen sowie der Jahreszeit ab. Dieselöl zum Beispiel wirkt auf Salzwiesen sehr viel toxischer als Rohöl (VAN BERNEM & LÜBBE, 1997). Am stärksten gefährdet sind einjährige Pflanzen mit einer großen Oberfläche, welche keine unterirdischen Erneuerungsorgane besitzen und im Bereich der mittleren Hochwasserlinie vorkommen (NEUGEBOHRN, 1987). Im Gegensatz zu mehrjährigen Pflanzen mit unterirdischen Erneuerungsorganen sterben diese meist nach Ölverschmutzungen ab. Da einzelne Pflanzenarten eine unterschiedliche Empfindlichkeit gegenüber Verölungen besitzen, kommt es häufig zu langfristigen Veränderungen in den Domi-

nanzverhältnissen in den Salzwiesen. Die Auswirkungen von Ölverschmutzungen auf die Fauna der Salzwiesen sind im Gegensatz zur Flora nur unzureichend untersucht (VAN BERNEM & LÜBBE, 1997).

Es liegen jedoch umfangreiche Untersuchungsergebnisse über die Sensibilität der deutschen Nordseeküste gegenüber Verschmutzungen mit Öl auf der Basis einer detaillierten Analyse vieler kleinräumiger Küstenabschnitte vor. Zwischen 1987 und 1993 wurde eine Kartierung des deutschen Wattenmeers mit besonderem Augenmerk auf der Sensibilität einzelner Bereiche im Küstenraum gegenüber Verunreinigungen mit Erdölkohlenwasserstoffen vorgenommen (VAN BERNEM *et al.*, 1994). Die Ergebnisse dieser Kartierung wurden im Wattenmeerinformationssystem WATiS aufgearbeitet, in dem die erhobenen Sachdaten mit räumlichen Daten in Zusammenhang gebracht wurden. Mit Hilfe dieses Informationssystems ist es möglich, Sensitivitätskarten zu erstellen, die Aussagen über die Ölsensitivität einzelner Raumeinheiten enthalten.

Im Rahmen der thematischen Kartierung wurde die im Wattenmeer auftretende Flora und Fauna nach einer einheitlichen Bewertungsskala kategorisiert. Für die physiologische und die ökologische Sensibilität, für die Ausbreitungs- und Reproduktionsfähigkeit einer Art und für die räumliche Verteilung der betrachteten Art wurden sogenannte Ladungszahlen von 1 bis 3 vergeben, wobei ein höherer Wert grundsätzlich bedeutet, daß eine größere Sensibilität gegenüber Öl vorliegt (AHLHORN *et al.*, 1996). Zusätzlich zu artenbezogenen Daten wurden physikalische Größen wie z.B. Sedimentarten und Korngrößen erhoben, da diese Variablen einen deutlichen Einfluß auf die Ölabbaubedingungen haben und sich somit lokal auf die Ölsensitivität auswirken. Aus den Ladungszahlen für die einzelnen Kategorien wurden mit einem Modell Sensitivitäten einzelner Arten und schließlich die ganzer Gesellschaften ermittelt (VAN BERNEM *et al.*, 1994), die im WATiS in einen räumlichen Kontext gebracht wurden. Mit Hilfe der aus dem WATiS generierten Sensitivitätskarten ist eine generelle Ermittlung von besonders sensiblen Küstenzonen im deutschen Wattenmeer möglich, die im Falle einer Kontamination des Wattenmeeres als Grundlage für ein Konzept zur Bekämpfung der Ölverschmutzung dienen kann.

2.2.5 Toxikologische Effekte von Öl auf Organismen

Aufgrund der Vielfalt der in Öl enthaltenen chemischen Einzelverbindungen ist es nicht möglich, eine generelle Aussage über die Auswirkungen von Öl auf die marinen Organismen zu machen. Als akut toxisch gelten die Kohlenwasserstoffe mit kurzen Molekülketten und die aromatischen Verbindungen (AHLHORN *et al.*, 1996). Diese sind relativ leicht in Wasser löslich und dementsprechend mehr in der Wassersäule verteilt als die langkettigen Ölbestandteile, die wasserunlöslich sind.

Unter den Planktonarten sind besonders diejenigen Arten durch Ölverschmutzungen gefährdet, die nahe der Wasseroberfläche vorkommen. Bei starker Verölung werden diese Planktonorganismen abgetötet. Die Konsequenzen für das Plankton im allgemeinen sind jedoch nur temporär (CLARK, 1992). Untersuchungen nach der Havarie der *Amoco Cadiz* haben gezeigt, daß sich die Planktonbestände im kontaminierten Gebiet bereits wenige Wochen nach der Havarie durch eine verstärkte Vermehrung der überlebenden Organismen oder durch Zuzug von Individuen aus benachbarten Gebieten erholen konnten.

Die Auswirkungen auf Pflanzen an den Küsten hängen im großen Maße davon ab, auf welche Weise die Pflanzen mit dem Öl in Kontakt kommen. Außerdem muß zwischen einjährigen und mehrjährigen Pflanzen unterschieden werden (CLARK, 1992). Einjährige Pflanzen, also Pflanzen, deren Lebenszyklus ohnehin nur ein Jahr beträgt, sterben bei einer Verunreinigung mit Öl meist ab. Die Auswirkungen der Kontamination sind langfristiger spürbar, wenn die Verschmutzung während der Blütezeit erfolgt, so daß Blütenknospen und Samen geschädigt werden. Dadurch wird ein Wachstum dieser Pflanzen im folgenden Vegetationszyklus unterbunden. Eine Wiederbesiedlung ölverschmutzter Gebiete auf der Basis von Samen aus benachbarten Gebieten dauert in der Regel rund zwei bis drei Jahre.

Bei mehrjährigen Pflanzen, also Pflanzen, bei denen Individuen mehrere Vegetationszyklen überleben, sind vor allem die Flachwurzler durch Ölverschmutzungen gefährdet (CLARK, 1992). Eine Verschmutzung der oberen Bodenschichten, in denen sich die Wurzeln der Flachwurzler befinden, ruft in der Regel starke Schäden hervor, die zu einem Absterben der Pflanzen führen. Pfahlwurzler hingegen sind in der Lage, eine einmalige Kontamination mit Öl zu überstehen. Verölte Pflanzenteile sterben ab und dienen dann beim nächsten Austreiben der Pflanzen als Dünger, so daß nur temporäre Beeinträchtigungen der Pflanzen zu erwarten

sind. Allerdings kann es zu indirekten Schädigungen kommen, wenn durch die Ölkontamination die Sauerstoffzufuhr in den Boden reduziert wird. Die Konsequenz ist eine vermehrte Freisetzung der im Boden festgelegten Metallionen, die auf die Pflanzen toxisch wirken (VAN BERNEM & LÜBBE, 1997). In der Vergangenheit hat sich jedoch gezeigt, daß die Schäden durch das Öl auf die Pflanzen in den Küstenregionen wie z.B. in Salzmarschen zum Teil deutlich geringer sind als diejenigen Schäden, die angerichtet werden, wenn die Menschen versuchen, derartige Gebiete mechanisch vom Öl zu reinigen (CLARK, 1992).

Bei der marinen Fauna gibt es deutliche Unterschiede bezüglich der Auswirkungen von Ölverschmutzungen. Die Organismen, die in der Wassersäule leben, wie z.B. filtrierende Muscheln, nehmen Schadstoffe im Wasser meist mit der Nahrung auf (VAN BERNEM & LÜBBE, 1997). Das Öl lagert sich im Fettgewebe an und kann auf diese Weise in der Nahrungskette weitertransportiert werden, so daß die eingelagerten Schadstoffmengen zum Ende der Nahrungskette hin deutlich zunehmen. Dabei sind die Schadstoffkonzentrationen für ausgewachsene Fische nur selten tödlich, weshalb die Gesamtbestände an Fischen nach Ölnfällen meist nicht stark in Mitleidenschaft gezogen werden. Allerdings wirkt sich das Öl bei Fischen in subletaler Weise aus. Eine Folge der Verölung von Fischen ist ein verringertes Wachstum, eine andere ist ein erhöhtes Auftreten von krankhaften Gewebeveränderungen sowie von Mißbildungen bei Jungfischen. Insgesamt sind Fischeier und Larven sehr empfindlich gegenüber Verschmutzungen mit Öl. Bei einer Kontamination ist deshalb eine hohe Mortalität bei den Jungfischen zu erwarten.

Viele marine Tierarten besitzen die Fähigkeit, organische Verbindungen, die sich im Körper angelagert haben, chemisch zu verändern, um auf diese Weise deren Wasserlöslichkeit zu erhöhen, damit die Stoffe ausgeschieden werden können. Verantwortlich dafür ist das Cytochrom P-450 Enzymsystem, mit dessen Hilfe die Organismen lipophile Stoffe wie PCBs, Dioxine oder Erdölkohlenwasserstoffe metabolisieren können (GOKSØYR & FÖRLIN, 1992). Dieser Metabolisierungsprozeß ist jedoch für die Tiere nicht unproblematisch. Zum einen ist der Energieaufwand für die Metabolisierung von Schadstoffen sehr hoch, zum anderen ist es möglich, daß bei der Metabolisierung Zwischenprodukte entstehen, die eine noch toxischere Wirkung auf den Organismus haben als die Ausgangsstoffe. Die Aktivität des Cytochrom P-450 Systems ist in marinen Organismen ein zuverlässiger Indikator für das Ausmaß der Belastung des Organismus mit lipophilen organischen Substanzen.

Nicht nur durch die Aufnahme von Erdölkohlenwasserstoffen können Meerestiere geschädigt werden, auch die äußere Verölung kann zu schwerwiegenden Schäden führen. Insbesondere die Verölung von Seevögeln wird in der Öffentlichkeit sehr stark beachtet und als eine der schwerwiegendsten Konsequenzen einer Verschmutzung des Meeres durch Öl empfunden (CLARK, 1992). Werden Federn von Seevögeln durch Öl verschmutzt, so werden die wasserabweisenden Eigenschaften des Gefieders stark beeinträchtigt. Die Folge ist, daß Wasser in die Zwischenräume zwischen den Federn eindringt, wo normalerweise eingeschlossene Luft für Wärmeisolation und Auftrieb sorgt. Befindet sich in den Zwischenräumen Wasser, so verschwindet die Isolation, und der Auftrieb ist deutlich reduziert. Dementsprechend erfrieren oder ertrinken betroffene Vögel in der Regel. Außerdem nehmen die Vögel Öl auf, wenn sie versuchen, die Ölverschmutzung mit dem Schnabel aus dem Gefieder zu entfernen. Werden Gelege durch Öl verschmutzt, so kann es zu Mißbildungen oder sogar zum Absterben der Embryonen kommen.

Am stärksten von Ölverschmutzungen betroffen sind die Vogelarten, die viel Zeit auf dem Wasser schwimmend verbringen (VAN BERNEM & LÜBBE, 1997). Zu diesen Arten gehören Alke (Trottellummen, Tordalke und Papageientaucher) und Tauchenten (Samtenten, Eisenten, Trauerenten und Eiderenten). Andere Arten, die regelmäßig von Ölverschmutzungen betroffen sind, sind Kormorane, Baßtöpel, Säger und Pelikane. Bei letzteren ist die Zahl der kontaminierten Individuen meist deutlich geringer als bei den Enten und Alken.

Unter den Meeressäugtieren werden bei einer Verschmutzung mit Öl hauptsächlich solche Arten geschädigt, die ein dichtes Fell mit langen Haaren aufweisen. Ein solches Fell haben z.B. die Seeotter (*Enhydra lutris*) (CLARK, 1992). Die Kontamination führt, ähnlich wie bei den Vögeln, zu Problemen im Wärmehaushalt, so daß die Tiere erfrieren, wenn große Teile des Fells mit Öl verschmutzt sind. Die Aufnahme bzw. das Einatmen von Ölbestandteilen kann bei den Säugetieren Schädigungen des Nervensystems hervorrufen. Leichte Schädigungen umfassen Orientierungslosigkeit oder Verhaltensänderungen (VAN BERNEM & LÜBBE, 1997). Untersuchungen an Seehunden (*Phoca vitulina*) nach der Havarie der *Exxon Valdez* in Alaska im Jahre 1989 zeigten, daß viele Individuen lethargisch wirkten und ihre Fluchtdistanz verringert war. Die Aufnahme einer größeren Ölmenge führt häufig zum Tode durch Nervenversagen.

2.3 Die Ölundfallbekämpfung auf See

2.3.1 Die Organisation der marinen Ölbekämpfung

Um die Umweltschäden durch Öl, das ins Meer ausgelaufen ist, möglichst gering zu halten, ist es unerlässlich, eine Ausbreitung des Öls möglichst schnell zu unterbinden und die Menge des ausgelaufenen Öls zu minimieren. Dafür ist im Falle einer Havarie ein effizientes Handeln bei der Ölundfallbekämpfung notwendig, das nur dann möglich ist, wenn die bei der Ölundfallbekämpfung beteiligten Institutionen einem gut organisierten Handlungsablauf folgen. Versäumnisse in den frühen Stadien der Ölundfallbekämpfung führen zwangsläufig zu einer Erschwerung der Bekämpfung und in der Folge zu einer Ausweitung der Umweltschäden.

Die Organisation der nachfolgend erwähnten Entscheidungsgremien bei der Ölundfallbekämpfung in Deutschland erfolgte auf der Basis eines Verwaltungsabkommens zwischen dem Bund und den Küstenländern vom April 1975 (RAPSCH, 1993). Dabei fällt auf, daß in die Ölundfallbekämpfung Gremien der Länder und des Bundes in fast gleichem Maße eingebunden werden (Abb. 24). Zentrale Einheiten der Ölundfallbekämpfung sind der Ölundfallausschuß See/Küste (ÖSK) und bei Bedarf die Einsatzleitgruppe (ELG). Von diesen Gremien erfolgen Handlungsempfehlungen an die Partner des Verwaltungsabkommens, namentlich die zuständigen Ministerien auf Bundes- und Landesebene, die jeweils die Aufsicht über die ihnen unterstellten Sonderstellen haben. Diese Sonderstellen haben zum einen eine beratende Funktion für die ELG, zum anderen ist diesen Stellen das technische Gerät für die Ölbekämpfung unterstellt, welches entsprechend der Veranlassungen der ELG im Schadensfalle eingesetzt wird.

Wenn man die Organisation der Ölundfallbekämpfung betrachtet, ist der Handlungsablauf bei der Gefahrenabwehr im Gegensatz zu der doch recht komplexen Zuordnung der Kompetenzen recht einfach (Abb. 25), um im Idealfall schnell und effektiv die notwendigen Maßnahmen zur Ölbekämpfung einleiten zu können. Analysen der Vorgehensweise bei der Bekämpfung des ausgelaufenen Öls nach der Havarie der *Pallas* im schleswig-holsteinischen Wattenmeer zeigen jedoch, daß die Effektivität der Ölundfallbekämpfung noch deutlich verbessert werden kann (CLAUSEN, 1999) und muß.

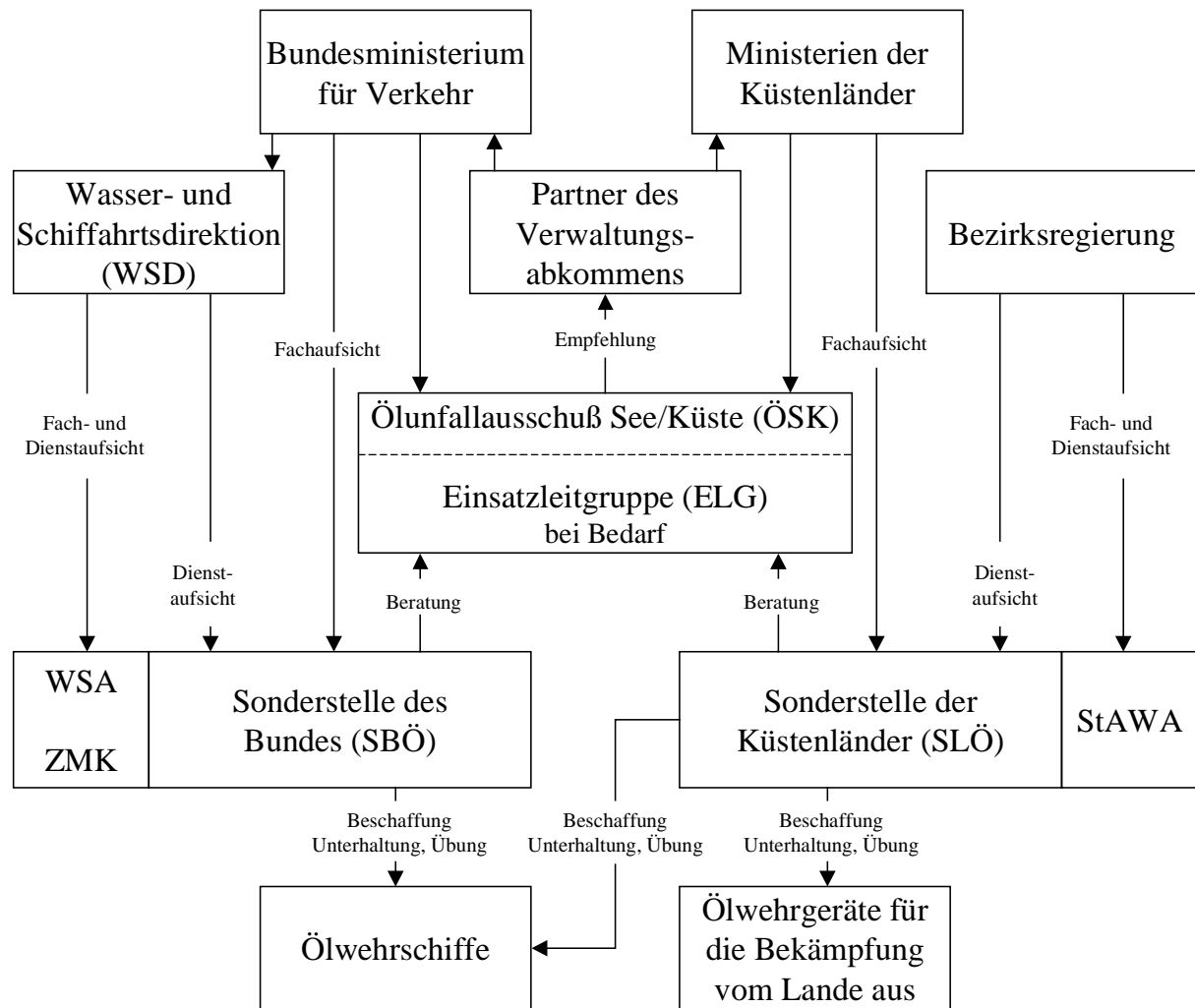


Abb. 24: Die Organisation der Ölnfallbekämpfung in Deutschland nach dem Verwaltungsabkommen zwischen dem Bund und den Küstenländern von 1975 (RAPSCH, 1993)

Im Falle einer Havarie mit Ölnaustritt in deutschen Gewässern ist der ständig besetzte Zentrale Meldekopf des Wasser- und Schifffahrtsamtes in Cuxhaven (ZMK) zu benachrichtigen (AHLHORN *et al.*, 1996). Der ZMK überprüft die Unfallmeldung und beurteilt die möglichen Gefahren, die von dem Unfall ausgehen. Im Bedarfsfall alarmiert der ZMK die Sonderstellen des Bundes (SBÖ) und der vier Küstenländer (SLÖ). Diese Sonderstellen unterstützen den ZMK bei der Sammlung von Informationen über den Schadensfall. Von einer großen Gefährdung der Umwelt ist auszugehen, wenn mehr als 50 t Öl ausgelaufen sind, die verschmutzte Fläche größer als 50.000 m² ist oder die verschmutzte Uferlänge mehr als 3 km beträgt (RAPSCH, 1993). Ist mindestens eines dieser drei Kriterien erfüllt, wird die ELG informiert, deren Aufgabe dann darin besteht, die Maßnahmen zur Gefahrenabwehr zu leiten und zu koordinieren.

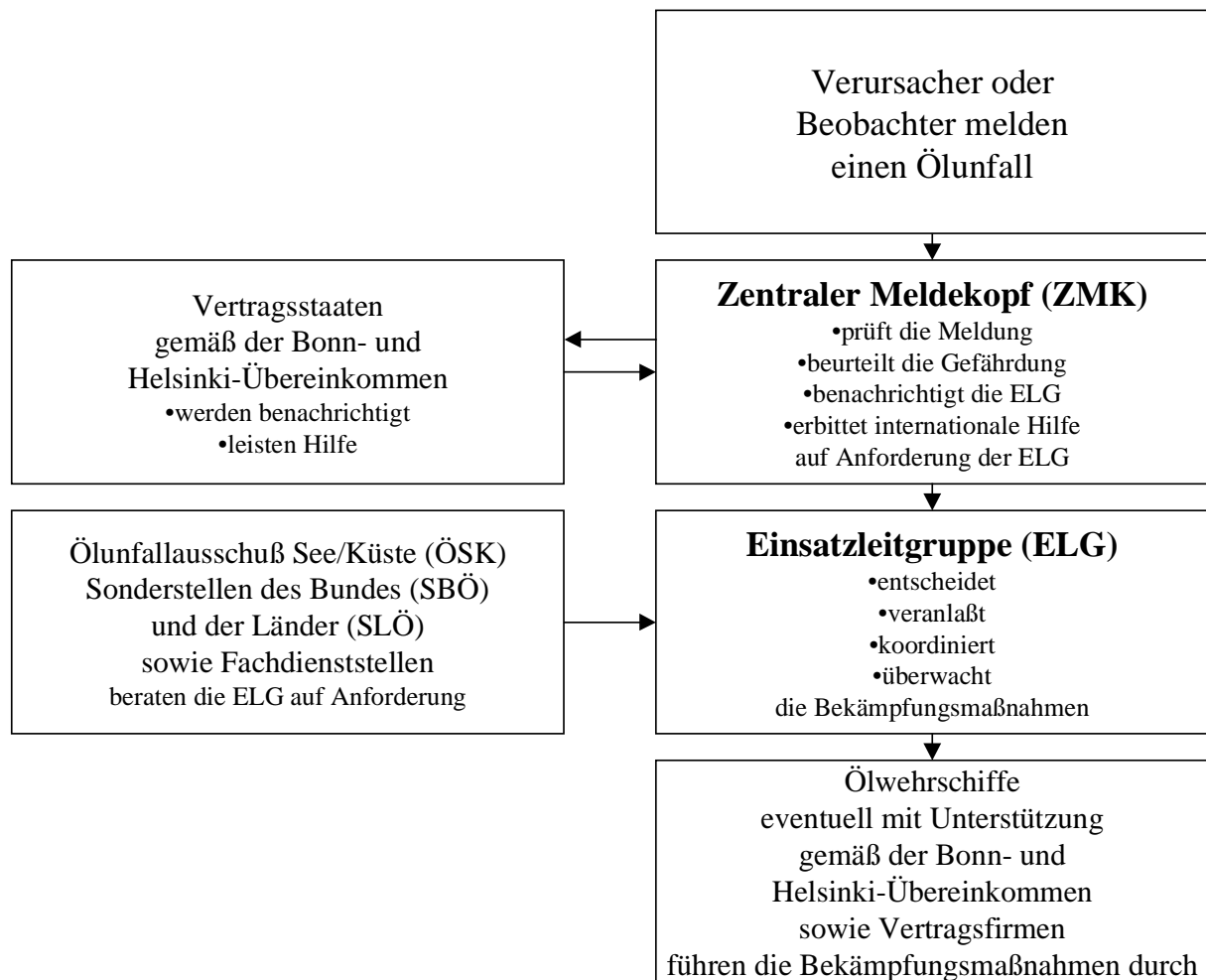


Abb. 25: Schema des Handlungsablaufes der Ölunfallbekämpfung (RAPSCH, 1993).

Die ELG setzt sich aus einem Beauftragten des Bundes und je einem Beauftragten aus den Küstenländern zusammen, die von dem Ölunfall betroffen sind (RAPSCH, 1993). Sie sind für die Koordination der einzelnen Ölbekämpfungsmaßnahmen zuständig. Die ELG erstellt ein auf den Einzelfall bezogenes Bekämpfungskonzept, legt die Schwerpunkte der Bekämpfung fest und delegiert die Kreis- bzw. Bezirksregierungen, die diese Maßnahmen durchführen. Im Bedarfsfall fordert die ELG Hilfe bei der Bundeswehr oder dem Technischen Hilfswerk an (AHLHORN *et al.*, 1996). Der Kostenrahmen der von der ELG angeordneten Ölbekämpfungsmaßnahmen darf DM 500.000 nicht überschreiten. Sollte diese Grenze nicht eingehalten werden können, so ist es notwendig, daß jedes ELG-Mitglied eine Zusage von seinem zugehörigen Finanzressort einholt, daß die Kosten für die Ölbekämpfung aus Bundes- bzw. Landesmitteln beglichen werden (RAPSCH, 1993). Benötigt die ELG Unterstützung bei ihren Aufgaben, so wird sie auf Anforderung vom Ölunfallausschuß See/Küste (ÖSK) oder anderen Dienststellen auf Bundes- oder Landesebene beraten (RAHN *et al.*, 1979).

Der ÖSK ist ein seit 1967 bestehendes Sachverständigengremium, das die Entscheidungsträger bei der Ölbekämpfung in technischen und organisatorischen Fragen berät (RAPSCH, 1993). Der Schwerpunkt der Arbeit des ÖSK liegt dabei außerhalb der Krisensituationen. Der ÖSK macht Vorschläge zur Verbesserung der technischen Abläufe bei der Ölbekämpfung sowie zur Prävention von Ölverschmutzungen und unterbreitet den zuständigen Stellen Empfehlungen über die Anschaffung von Maschinen und Mitteln zur Ölunfallbekämpfung.

Die Sonderstellen des Bundes und der Länder haben die Hauptaufgabe, die notwendigen Anschaffungen und die Unterhaltung von Ölwehrgeräten vorzunehmen, so daß diese im Krisenfall einsatzbereit sind (RAPSCH, 1993). Dabei liegt der Schwerpunkt der Arbeit der Sonderstelle des Bundes auf der Zusammenarbeit mit anderen Fachgremien und der Verbesserung des Gesamtkonzeptes der Ölbekämpfung auf See. Der Sonderstelle der Länder obliegt der Unterhalt des für die Ölbekämpfung notwendigen technischen Geräts sowie die Vorbereitung konkreter Maßnahmen zur Gefahrenabwehr im Falle einer Ölkontamination. Außerdem erfüllt sie die administrativen Aufgaben für den ÖSK. Im Krisenfall ist die Unterstützung der ELG durch die Sonderstellen bei der Vorbereitung und Durchführung der Ölbekämpfungsmaßnahmen von Bedeutung.

2.3.2 Maßnahmen zur Ölbekämpfung auf See

Bei den Maßnahmen, die eingeleitet werden, um die Folgen einer Havarie mit Ölaustritt zu beseitigen, unterscheidet man zwischen küstenfernen und küstennahen Maßnahmen. Unter küstenfernen Maßnahmen versteht man Aktionen der Ölbekämpfung, die auf hoher See stattfinden, wie z.B. das Abpumpen von Öl aus dem Havaristen, das Eindämmen des Ölteppichs sowie das Aufnehmen von bereits ausgelaufenem Öl von der Wasseroberfläche (AHLHORN *et al.*, 1996). Küstennahe Bekämpfung beinhaltet hauptsächlich die Reinigung von Strand- bzw. Wattflächen und Salzwiesen mit mechanischen oder chemischen Methoden.

Eine Möglichkeit, einer Ölverschmutzung auf dem offenen Meer zu begegnen, ist, das Öl mit Hilfe von Hochseeölsperren einzudämmen und es anschließend mit Skimmern (Tab. 10) abzuschöpfen. Damit eine Aufnahme des Öls auf diese Weise gelingen kann, sind stabile meteorologische Verhältnisse vonnöten, da bei hohem Wellengang das Öl über die Ölsperren hinweggespült wird und die Ölsperren somit wirkungslos bleiben. Auch bei wechselnden Strö-

mungsverhältnissen, wie sie in den Gezeitenbereichen der Nordsee vorkommen, ist eine Eindämmung des Öls mit Ölsperren nicht unproblematisch (AHLHORN *et al.*, 1996). Ist es gelungen, Öl mit Ölsperren einzudämmen, muß es zügig mit sogenannten Skimmern von der Wasseroberfläche abgeschöpft werden, da es sonst zu einer unerwünschten Emulsionsbildung des Öls mit dem Meerwasser kommen kann. Die Skimmer sind an zentralen Punkten im Bereich der deutschen Nordsee- und Ostseeküste sowie auf Ölbekämpfungsschiffen stationiert, so daß ein schneller Einsatz im Krisenfall möglich ist. Für den küstenfernen Einsatz in der Nordsee stehen an der deutschen Nordseeküste fünf spezielle Ölbekämpfungsschiffe (Tab. 11) bereit (ÖSK, 1989).

Gerät	Name	Menge	Standort	Technische Daten	Bemerkungen
Hochseesperre	Typ Roulund	1200 m	„Scharhörn“, „Mellum“	Höhe: 2 m, Schürze: 1,3 m	aufblasbare Ölsperre
Sweeping Arm	13 m Länge	2	„Scharhörn“	640 m ³ /h	
Sweeping Arm	15 m Länge	2	„Mellum“	640 m ³ /h	
Sweeping Arm	22 m Länge	2	„Nordsee“	1400 m ³ /h	
Skimmer	Walosep W1	3	Norddeich, Hamburg, Husum	bis zu 35 m ³ /h	Rotorskimmer
Skimmer	GT 185	6	Norddeich, Hamburg, Husum	bis zu 45 m ³ /h	Pumpenskimmer
Skimmer	Walosep W3	2	Cuxhaven, Wilhelmshaven	bis zu 90 m ³ /h	Rotorskimmer
Skimmer	Framo ACW	2	Cuxhaven, Wilhelmshaven	bis zu 400 m ³ /h	Scheibenskimmer

Tab. 10: Übersicht über die küstenfern einsetzbaren Ölunfallbekämpfungsgeräte, die an der deutschen Nordseeküste stationiert sind (ÖSK, 1989).

Schiff	Standort	Verwendung	Geräteausstattung
„Nordsee“	Emden	Bagger	2 Sweeping Arme (je 22 m); Tankraum 5400 m ³
„Mellum“	Wilhelmshaven	Seezeichenschiff	2 Sweeping Arme (je 15 m); Hochseesperre 600 m; Tankraum 900 m ³
„Scharhörn“	Cuxhaven	Seezeichenschiff	2 Sweeping Arme (je 13 m); Hochseesperre 600 m; Skimmer; Tankraum 430 m ³
„Eversand“	Wilhelmshaven	Klappschiff/Entsorger	Räumbreite 45 m; Tankraum 790 m ³
„Westensee“	Bremerhaven	Katamaran	Ölaufnahmekatamaran; Räumbreite 15 m; Tankraum 430 m ³

Tab. 11: Übersicht über die küstenfern einsetzbaren Ölbekämpfungsschiffe an der deutschen Nordseeküste (ÖSK, 1989).

Um die Effektivität der mechanischen Ölbekämpfungsmaßnahmen zu erhöhen, wurde in der Vergangenheit versucht, mit Hilfe von Dispergatoren das Öl gezielt in Öl-in-Wasser-Emulsionen zu überführen. Der Einsatz dieser chemischen Dispergatoren hat jedoch eine Reihe von negativen Nebeneffekten. Die ersten Dispergatoren waren sehr toxische Substanzen, die selbst starke Umweltschäden hervorriefen (VAN BERNEM & LÜBBE, 1997). Die Toxizität der heute verwendeten Dispergatoren ist zwar sehr viel geringer als die der früher benutzten Substanzen, es sind jedoch noch immer große Mengen an Dispergatoren notwendig,

um eine Bildung von unerwünschten Wasser-in-Öl-Emulsionen zu verhindern (ITOPF, 1980). Außerdem ist nachgewiesen worden, daß die durch den Einsatz von Dispergatoren entstehenden Gemische toxischer sind als das Öl allein (NRC, 1989). Der Einsatz von Dispergatoren auf hoher See wird im allgemeinen trotzdem befürwortet, da auf diese Weise die Menge des aufgenommenen Öls erhöht wird (VAN BERNEM & LÜBBE, 1997). In Küstennähe ist das Ausbringen von Dispergatoren bei der Ölbekämpfung umstritten, nicht zuletzt weil die Auswirkungen von dispergiertem Öl auf die Küstenregionen je nach Küstentyp lokal stark variieren und es deshalb schwierig ist, allgemeine Aussagen über die Risiken von Dispergatoren zu machen.

Anstelle des Einsatzes von Dispergatoren wurde in jüngerer Vergangenheit auch versucht, den Ölabbau durch Maßnahmen zur Bioremediation zu beschleunigen. Diese Methode funktioniert nur innerhalb enger Grenzen, da die Wirksamkeit von ölabbauenden Bakterien und Düngepreparaten wesentlich von den äußeren Umständen, d.h. von Wassertemperatur, Sauerstoffangebot und Nährstoffangebot abhängt (GUNKEL, 1988). Selbst die Nutzung speziell für diesen Zweck gezüchteter Bakterien erscheint vor diesem Hintergrund nicht sinnvoll. Andererseits wirken sich biologische Ölabbaumaßnahmen im Gegensatz zu den Dispergatoren nicht negativ auf die Umwelt aus (VAN BERNEM & LÜBBE, 1997). Sie sind deshalb sowohl auf offener See als auch in Küstennähe einsetzbar.

Das Öl auf See zu verbrennen ist nur in großen Entfernungen zu Küsten angebracht und nur unter bestimmten Voraussetzungen möglich. So kann ein Ölteppich nur dann in Brand gesetzt werden, wenn die leicht flüchtigen Bestandteile noch nicht verdunstet sind (DOERFFER, 1992). Außerdem muß der Ölfilm auf dem Wasser mindestens 0,8 mm dick sein. Um diese Stärke des Ölteppichs zu gewährleisten, ist es oft notwendig, die Ausbreitung des Ölteppichs vor dem Abbrennen rechtzeitig mit mechanischen Sperren zu verhindern. Gelingt eine Verbrennung des Öls, so kann auf diese Weise der weitaus größte Teil des Öls von der Wasseroberfläche entfernt werden, wobei nur geringe Rückstände übrigbleiben. Allerdings führt ein Verbrennen zu einem erheblichen Schadstoffausstoß in die Atmosphäre, wo die Schadstoffe über große Entfernungen transportiert werden können.

Aufgrund der großen Diversität von Küstentypen müssen bei der Auswahl der Maßnahmen zur Ölbekämpfung in Küstennähe die lokalen Gegebenheiten besonders stark berücksichtigt werden. Ausgesprochen wichtig bei der Ölbekämpfung an Küsten ist, daß bei den Reini-

gungsarbeiten möglichst wenig Bodensubstanz mit dem Öl entfernt und das Bodengefüge nicht übermäßig zerstört wird (AHLHORN *et al.*, 1996). Das ist nicht leicht zu erreichen, da durch ein Betreten oder Befahren verölter Flächen das Öl noch tiefer in den Boden gedrückt wird und dadurch die Situation verschlimmert wird. Es muß also darauf geachtet werden, daß die Umweltschäden durch die Ölbekämpfung nicht größer werden als die zu befürchtenden Schäden, die ohne Ölbekämpfung entstünden.

	Sandwatten	befahrbare Mischwatten	n. bef. Mischwatten	Schlickwatten	Anwuchsflächen	Außengroden	Sandstrände	Be-grünte Deiche	Ufer, Deckwerke
Niederdruckspülung	X	X	X	-	-	0	X	0	+
Hochdruckspülung	X	X	X	X	X	X	X	X	+
Heißdampfstrahlreinigung	X	X	X	X	X	X	X	X	+
Sandstrahlreinigung	X	X	X	X	X	X	X	X	0
Hydraulikbagger	+	+	X	X	X	0	+	0	X
Radlader	0	-	X	X	X	0	+	0	X
Handreinigung	0	0	0	0	0	+	+	+	+
Aufsaugeräte	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Verbrennung	-	-	X	X	X	-	-	X	X
LKW-Transport	+	0	X	X	X	0	+	0	X
Raupen und Wall-schlitten, Kleincontainer Gleis und Loren	+	+	X	X	X	X	+	X	X
Gleis und Loren	-	-	0	0	0	0	-	-	X

Tab. 12: Übersicht über die Eignung verschiedener Ölbekämpfungsmaßnahmen in unterschiedlichen Küstenabschnitten. Dabei bedeuten + = empfehlenswert, 0 = in einigen Gebieten verwendbar, - = nicht empfehlenswert, X = nicht anwendbar (REINCKE, 1990).

Tab. 12 stellt eine Übersicht dar, welche Reinigungsmethoden für welchen Küstenbereich geeignet sind. Strände und Wattgebiete werden am besten auf mechanische Weise vom Öl befreit. Das bedeutet, daß kleinere Verschmutzungen von Hand entfernt werden. Auf festem Untergrund kann die Reinigung auch mit Maschinen erfolgen (REINCKE, 1990). Gebiete, die aus sehr feinen Sedimenten bestehen, wie z.B. Schlickwatten, sind nur schwer zu reinigen. Hier ist es meist sinnvoll, nur besonders schwer verölte Gebiete zu reinigen und leichtere Verschmutzungen auf natürliche Weise abbauen zu lassen (AHLHORN *et al.*, 1996). Deichanlagen und den Deichen vorgelagerte Gebiete können nicht mit schweren Geräten gesäubert werden, da die Anlagen durch das Gewicht beschädigt und somit in ihrer Wirkung eingeschränkt werden könnten. Allerdings ist es möglich, Öl von Grasflächen abzuspülen und den entstehenden Schlamm aufzunehmen und zu entsorgen. Gebiete, die gegenüber Vertritt sehr sensibel sind, müssen, sofern eine Reinigung überhaupt sinnvoll ist, von Hand gereinigt werden. Befestigte Küstenabschnitte sind hingegen einfacher zu reinigen. Hier kann das Öl vom Untergrund abgespült und dieser dabei sehr effektiv vom Öl befreit werden.

Schiff	Standort	Verwendung	Geräteausstattung
„Kopersand“	Norddeich	Mehrzweckschiff für Wattgebiete geeignet	Auslegersystem und Skimmer (2x „Gt185“, 1x „W1“), Tankraum 84 m ³
„Janssand“	Norddeich	geeignet für Wattgebiete	Auslegersystem und Skimmer (2x „Gt185“, 1x „W1“), Tankraum 63 m ³
„Thor“	Wilhelmshaven	Entsorger	Doppelrumpfklappschiff, 31 m Abschöpfungsbreite
„Transporter II“	Wilhelmshaven	Leichter	Tankraum 360 m ³
„MPOSS“	Bremerhaven	Gewässerreinigungsboot für Wattgebiete geeignet	Skimmer, Ölsperren, Tankraum 300 m ³
„Norderhever“	Husum	Transportschiff	Auslegersystem und Skimmer (2x „Gt185“, 1x „W1“), fahrbarer Hydraulikbagger
„Oland“	Husum	Führungs- und Versorgungsaufgaben, nur für Wattgebiete geeignet	Kran
„ÖSK 1“	Brake	spezielles Ölbekämpfungsschiff	2 Ölaufnahmesysteme (10-20 t Öl/h und 40 t Öl/h)

Tab. 13: Liste der an der Nordsee stationierten Ölbekämpfungsschiffe für den Einsatz in küstennahen Gebieten (ÖSK, 1989).

Gerät	Name	Menge	Standort	Daten	Bemerkungen
Küstensperre	Trellboom Sea	5x je 600 m	Cuxhaven, Husum, Norddeich, Wilhelmshaven, Meldorf	Höhe: 0,86 m, Schürze: 0,50 m	aufblasbar aus Chloropren
Küstensperre	Balear 323	200 m	Bremerhaven	Höhe: 0,90 m	Festkörpersperre (PVC)
Ölskimmer	Walosep W1	3	Norddeich, Husum	bis 35 m ³ /h	Rotorskimmer
Ölskimmer	GT 185	6	Norddeich, Husum	bis 45 m ³ /h	Pumpenskimmer
Ölskimmer	Walosep W3	2	Cuxhaven, Wilhelmshaven	bis 90 m ³ /h	Rotorskimmer
Ölskimmer	Framo ACW	2	Cuxhaven, Wilhelmshaven	bis 400 m ³ /h	Scheibenskimmer
Mehrzweckfahrzeug	Hägglund	3	Norddeich, Cuxhaven, Meldorf	Reichweite 330 km	Material- und Personaltransport, wattgängig
Ölwehrcontainer		9	Norddeich, Bremerhaven, Cuxhaven, Meldorf	Ausrüstung für 150 Personen	Soforteinsatz
Hochdruckreiniger		30	Norddeich, Bremerhaven, Cuxhaven, Meldorf	850-1450 l/h	10 Anhänger, 20 Gestelle
Oil-Mop Anhänger		4	Norddeich, Meldorf, Cuxhaven	Ölaufnahme 16 m ³ /h	auswringbarer Endlosmop
Vakuum-Absauganlage		10	Norddeich, Meldorf, Cuxhaven	0,9 bar	Oberflächenabsaugung
Faltbehälter		20	Norddeich, Bremerhaven, Cuxhaven, Meldorf	10 a 7,5 m ³ /h, 10 a 15 m ³ /h	Zwischenlagerung von Öl
Leichterungssysteme		5	Cuxhaven, Wilhelmshaven	Pumpen mit 190-500 m ³ /h	Notleichterung

Tab. 14: An der deutschen Nordseeküste vorhandenes Gerät zur küstennahen Ölbekämpfung (ÖSK, 1989).

An den deutschen Küsten sind insgesamt 14 Ölbekämpfungsschiffe stationiert, die dafür geeignet sind, Maßnahmen zur Beseitigung von Ölverschmutzungen im küstennahen Bereich durchzuführen. Acht von ihnen sind direkt in Nordseehäfen stationiert, die restlichen sechs liegen in Hamburg, Bremen und an der Ostsee (ÖSK, 1989). Tab. 13 zeigt eine Übersicht über die Schiffe, die unmittelbar in der Nordsee einsetzbar sind. Zusätzlich zu den Ölbekämpfungsschiffen sind schwerpunktmäßig an den Flußmündungen entlang der deutschen Nordseeküste eine Reihe von Geräten zur Ölbekämpfung stationiert, mit denen Watt-, Strand- und Uferbereiche vom Öl befreit werden können (Tab. 14). Auch in den Häfen von Bremen und Hamburg sind Ölbekämpfungsgeräte vorhanden. Diese sind jedoch hauptsächlich für die Bekämpfung von Verschmutzungen in den Hafengebieten vorgesehen (AHLHORN *et al.*, 1996).

2.3.3 Die Modellierung der Ölausbreitung im Meer

Für eine effektive Bekämpfung des Ölteppichs ist ein schnelles und zielgerichtetes Handeln notwendig, um besonders sensible Ökosysteme schützen und somit die Umweltschäden so gering wie möglich zu halten. Eine Voraussetzung dafür ist, möglichst genau vorhersagen zu können, wie sich das Öl auf der Wasseroberfläche ausbreitet und wohin der Ölteppich verdriftet wird. Seit rund zwei Jahrzehnten ist es möglich, die wahrscheinliche Ausbreitung von Öl mit Hilfe von computergestützten Ölausbreitungsmodellen im Voraus zu berechnen.

Die ersten Modelle beschränkten sich darauf, bestimmte Einzelprozesse, die bei der Ausbreitung eines Ölteppichs ablaufen, möglichst genau darzustellen. In den Modellen von AMBJÖRN (1981) und COEFFE & LEYMARIE (1983) wurden z.B. lediglich die horizontale Dispersion und das Spreading betrachtet. Aufgrund der Ergebnisse empirischer Untersuchungen konnten in die Modelle des IOE (1984) und von RIEMSIJK VAN ELDIK *et al.* (1986) die Verdunstung, die Emulsionsbildung und die vertikale Dispersion integriert werden. Dabei berücksichtigten diese Modelle noch nicht die meteorologischen Verhältnisse vor dem Ölaustritt und vernachlässigten einige nichtlineare Wechselwirkungen zwischen den in den Modellen betrachteten Geschwindigkeitskomponenten. Aus diesem Grunde waren Abweichungen in den Berechnungen, die zu fehlerhaften Vorhersagen über die Ausbreitung des Ölteppichs führten, vorprogrammiert (DICK & SOETJE, 1990).

Das Modell von DIPPNER (1984) benutzt als Grundlage für die Berechnung von Strömungsgeschwindigkeiten und der Wasserstände hydrodynamisch-numerische Modelle, mit denen es bei einer entsprechend guten räumlichen Auflösung möglich ist, auch kleinräumige Ausbreitungsvorgänge darzustellen. Allerdings beschränkt sich das Modell von DIPPNER auf Prozesse, die in der ersten Woche nach dem Ölnfall stattfinden (AHLHORN *et al.*, 1996). Dies sind in erster Linie die Transportprozesse durch Zirkulationen in der Wassersäule, Wind und Gezeitenströme. Hinzu kommen die Ausbreitung durch horizontale Dispersion und die Verdunstung einzelner Ölkomponenten. Andere Prozesse, wie z.B. die Lösung von Öl in der Wassersäule, die Sedimentation, sowie biologische und chemische Abbauprozesse werden vernachlässigt, da sie auf längeren Zeitskalen ablaufen oder nicht ausreichend quantifizierbar sind, um sie im Modell darzustellen.

Das Ölausbreitungsmodell des Bundesamtes für Seeschifffahrt und Hydrographie in Hamburg ist eine Weiterentwicklung des Modells von DIPPNER und berücksichtigt zusätzlich die vertikale Dispersion, die Emulsionsbildung und das Spreading (DICK & SOETJE, 1990). Dieses Ölausbreitungsmodell wird heute bei der Bekämpfung von Ölnfällen im Bereich der Deutschen Bucht verwendet. Es ist ein System von drei einzelnen Komponenten, einem meteorologischen Modell, einem Strömungsmodell und dem eigentlichen Ölausbreitungsmodell. In das meteorologische Modell fließen Luftdruckvorhersagen vom Deutschen Wetterdienst ein, aus dem für einen Vorhersagezeitraum von 36 Stunden die Winde über der Oberfläche der Nordsee bestimmt werden. Das Strömungsmodell berechnet aus drei gekoppelten hydrodynamisch-numerischen Einzelmodellen die Wasserstände und Strömungen in der Nordsee. Die Ergebnisse dieser beiden Modelle werden zusammen mit Informationen über die Art des ausgetretenen Öls vom Ausbreitungsmodell weiterverarbeitet, das die Drift, Ausbreitung und Alterung des Ölteppichs in der Nordsee simuliert.

Die Simulation einer Ölausbreitung ist beispielhaft in Abb. 26 dargestellt. In diesem Fall wurde angenommen, daß ein Tanker nach einem Unfall in der Jade bei starken Winden aus südwestlicher Richtung rund 40.000 t Öl verliert (VAN BERNEM & LÜBBE, 1997). Das Öl würde zuerst die Inseln Neuwerk, Scharhörn und Trischen erreichen und sich innerhalb von vier Tagen an der schleswig-holsteinischen Westküste bis Eiderstedt und zum Teil sogar bis in den Bereich der Nordfriesischen Inseln ausbreiten. Maßnahmen zum Schutz der Küstenregionen sind in einem solchen Zeitraum natürlich schwierig, der Einsatz von Ölausbreitungsmodellen ermöglicht es jedoch, Bereiche zu identifizieren, die am wahrscheinlichsten konta-

miniert werden und Schutzmaßnahmen für diese Gebiete schneller und effektiver einleiten zu können.

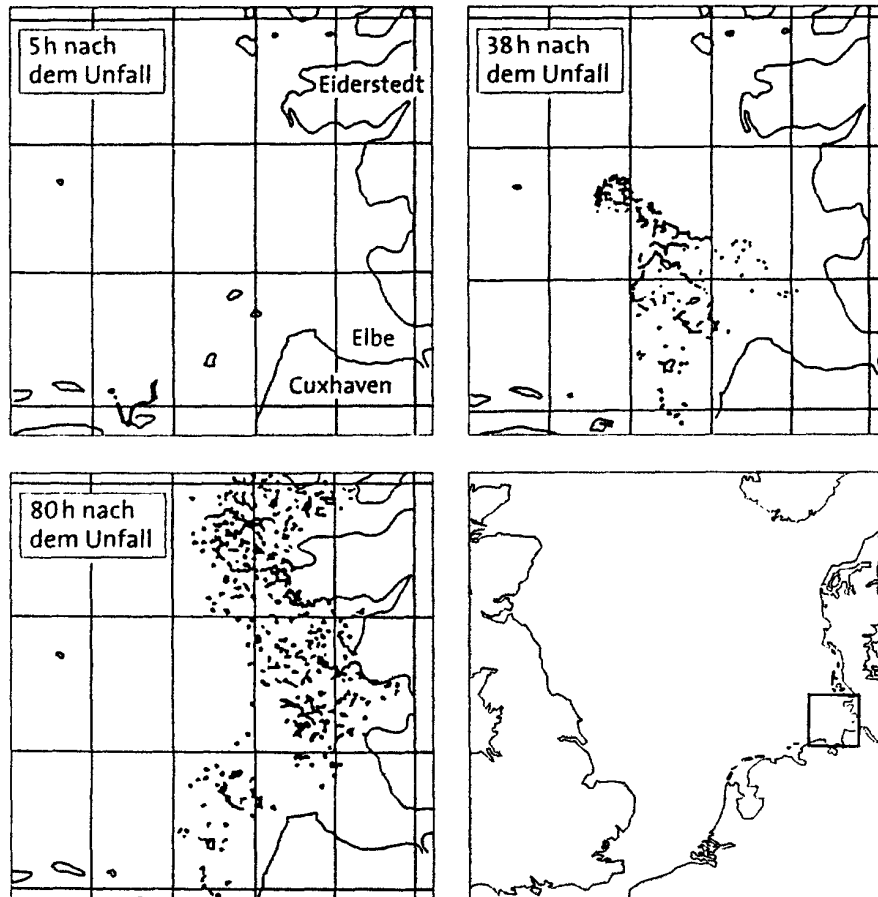


Abb. 26: Computersimulation der Ausbreitung von 40.000 t Öl in der Deutschen Bucht nach einem möglichen Tankerunfall vor der niedersächsischen Küste (VAN BERNEM & LÜBBE, 1997).

2.3.4 Grundlegende Rechtsbestimmungen zur marinen Ölunfallbekämpfung

Eine effektive Bekämpfung von Ölverschmutzungen auf See ist ohne eine umfassende rechtliche Grundlage nicht möglich. Dieser rechtliche Rahmen muß auf internationaler Ebene abgesteckt werden, da es durchaus sein kann, daß im Falle eines Ölunfalls auf See das Hoheitsgebiet mehrerer Staaten oder internationale Gewässer betroffen sind. Mögliche Kompetenzstreitigkeiten und ineffektives Handeln bei der Ölunfallbekämpfung erhöhen das Ausmaß der Umweltschäden nur unnötig.

Die Ölunfallbekämpfung auf See erfolgt auf der Basis von internationalen Übereinkommen, die den Rahmen für den Transport von Öl und anderen gefährlichen Gütern auf See abstecken. Schon 1954 wurde das Abkommen OILPOL verabschiedet, das die Verhütung der Verschmutzung der See durch Öl zum Inhalt hat (AHLHORN *et al.*, 1996). Weitere Übereinkommen folgten. Für die Nordsee ist das *Bonn-Übereinkommen* aus dem Jahre 1969 von Bedeutung, in dem die Nordseeanrainerstaaten den Willen zur Zusammenarbeit bei der Ölbekämpfung manifestieren. Das aktuell gültige Abkommen MARPOL 73/78 beinhaltet Regelungen zur Verhütung unfallbedingter Meeresverschmutzungen. Der Aspekt der Haftung im Falle eines Ölunfalls wird in drei weiteren Abkommen geregelt („Internationales Abkommen über die zivilrechtliche Haftung für Ölverschmutzungen“ im BGBl II, 1975, S. 304-316; „Internationales Übereinkommen über die Errichtung eines Internationalen Fonds zur Entschädigung für Ölverschmutzungen“ im BGBl II, 1975, S. 320-347; „Übereinkommen von 1976 über die Beschränkung der Haftung für Seeforderungen“ im BGBl II, 1986, S. 786-801).

Für die Grenzbereiche zwischen der deutschen und der dänischen Küste bzw. der deutschen und der niederländischen Küste wurden auf der Grundlage des *Bonn-Übereinkommens* zwei bilaterale Pläne zur gemeinsamen Bekämpfung von Öl und anderen Schadstoffen (*DenGer-Plan* bzw. *NethGer-Plan*) ins Leben gerufen (WIBEL, 1999). In diesen Plänen wird zwischen einer *Quick Response Zone* und einer *Exterior Zone* unterschieden. In der *Quick Response Zone* unternehmen beide Vertragsstaaten im Falle einer Schadstoffbedrohung immer gemeinsame Anstrengungen zur Gefahrenabwehr. In der *Exterior Zone* erfolgt eine gemeinsame Schadstoffbekämpfung nur, wenn die äußeren Umstände darauf hinweisen, daß eine Gefahr für die Hoheitsgewässer beider Staaten gegeben ist und ein Vertragspartner ausdrücklich die Unterstützung durch den anderen Vertragspartner anfordert. Bei einer Gefährdung der küstennäheren *Quick Response Zone* ist diese Anforderung nicht notwendig; hier erfolgt die Ölbekämpfung durch die schnellstmöglich verfügbaren Einsatzkräfte, unabhängig von der Nationalität.

Die internationalen Übereinkommen sind im nationalen Seeaufgabengesetz und im Bundeswasserstraßengesetz umgesetzt. Diese Gesetze regeln, welche Bereiche der Überwachung durch den Bund unterliegen und welche Zuständigkeiten bei den Küstenländern liegen (AHLHORN *et al.*, 1996). Dabei liegt die Verantwortlichkeit des Bundes bei der Überwachung der Hoheitsgewässer und der Hohen See, während die Gewässerreinigung in den Hoheitsgewässern, die Fischereiaufsicht sowie allgemeine polizeiliche Aufgaben Sache der Küs-

tenländer sind. Um Überschneidungen bei Kompetenzen auszuschließen und die Ölunfallbekämpfung effizient zu handhaben, wurde 1975 ein Verwaltungsabkommen zwischen Bund und Küstenländern beschlossen, in dem die Organisation der Ölbekämpfung, der räumliche Geltungsbereich sowie die Einrichtung der notwendigen Institutionen für die Ölunfallbekämpfung geregelt werden. Bei der Überarbeitung dieses Verwaltungsabkommens im Jahre 1995 wurden dabei die Richtlinien für die ELG aktualisiert.

3 Die Havarie der *Amoco Cadiz*

Der 16. März 1978 nimmt in der Geschichte der modernen Seeschifffahrt in negativer Hinsicht einen besonderen Platz ein. An diesem Tage kam es zur Havarie des Tankers *Amoco Cadiz* vor der Küste der Bretagne am westlichen Eingang zum Ärmelkanal. Der Tanker lief dort auf Grund und zerbrach. Die gesamte Ladung von rund 223.000 t Rohöl und der ganze Bunker-C-Treibstoff ergossen sich in den folgenden zwei Wochen ins Meer. Diese Größenordnung ist bis heute fast unübertroffen. Selten gelangte bei einem einzelnen Unfall eine so große Menge Öl in die Umwelt. Ein großer Teil der bretonischen Küste wurde praktisch vom Öl begraben, die Folgen für die Flora und Fauna in dieser Region waren weitreichend und noch viele Jahre nach der Havarie erkennbar.

3.1 Verhältnisse am Unfallort zum Zeitpunkt des Unglücks

3.1.1 Naturräumliche Ausstattung der betroffenen Region

Die *Amoco Cadiz* lief vor der Küste der Bretagne nahe dem Ort Portsall auf Position 48° 36,5' N, 4° 46' W auf Grund (FAIRHALL & JORDAN, 1980). Dieser Bereich der französischen Küste ist ein charakteristisches Beispiel einer Riasküste (GUILCHER, 1958). An vielen Stellen der Küste findet man Flußmündungen und -unterläufe, die durch Meerwasser überflutet wurden. Diese nennt man Rias. Die bretonische Küste besteht dabei hauptsächlich aus harten Graniten, Migmatiten und metamorphen Gesteinen. Diese Gesteine wurden über einen Zeitraum von mehr als 200 Mio. Jahren erodiert, so daß eine zerklüftete Felsenküste (Abb. 27) mit Kliffs und vielen kleinen vorgelagerten Inseln und Riffen entstand (D'OZOUVILLE *et al.*, 1978).

Der Ort, an dem die *Amoco Cadiz* auf Grund gelaufen ist, liegt in außerordentlich geringer Entfernung von der Uferlinie. In diesem Bereich variieren die Wassertiefen so stark, daß eine sichere Fahrt von Schiffen mit großem Tiefgang nicht möglich ist. Sichere Schifffahrt kann nur in größerem Abstand von der Küste in den eigens dafür eingerichteten Hauptschiffahrtsrouten und Verkehrstrennungsgebieten (Abb. 28) gewährleistet werden. Ein derartiger Korridor verläuft entlang der westlichen und nördlichen Seite der Insel Ushant, die der bretoni-

sehen Küste vorgelagert ist. Der Bereich zwischen der Insel und dem Festland ist aufgrund der geringen Wassertiefe nicht für die Hochseeschifffahrt freigegeben.

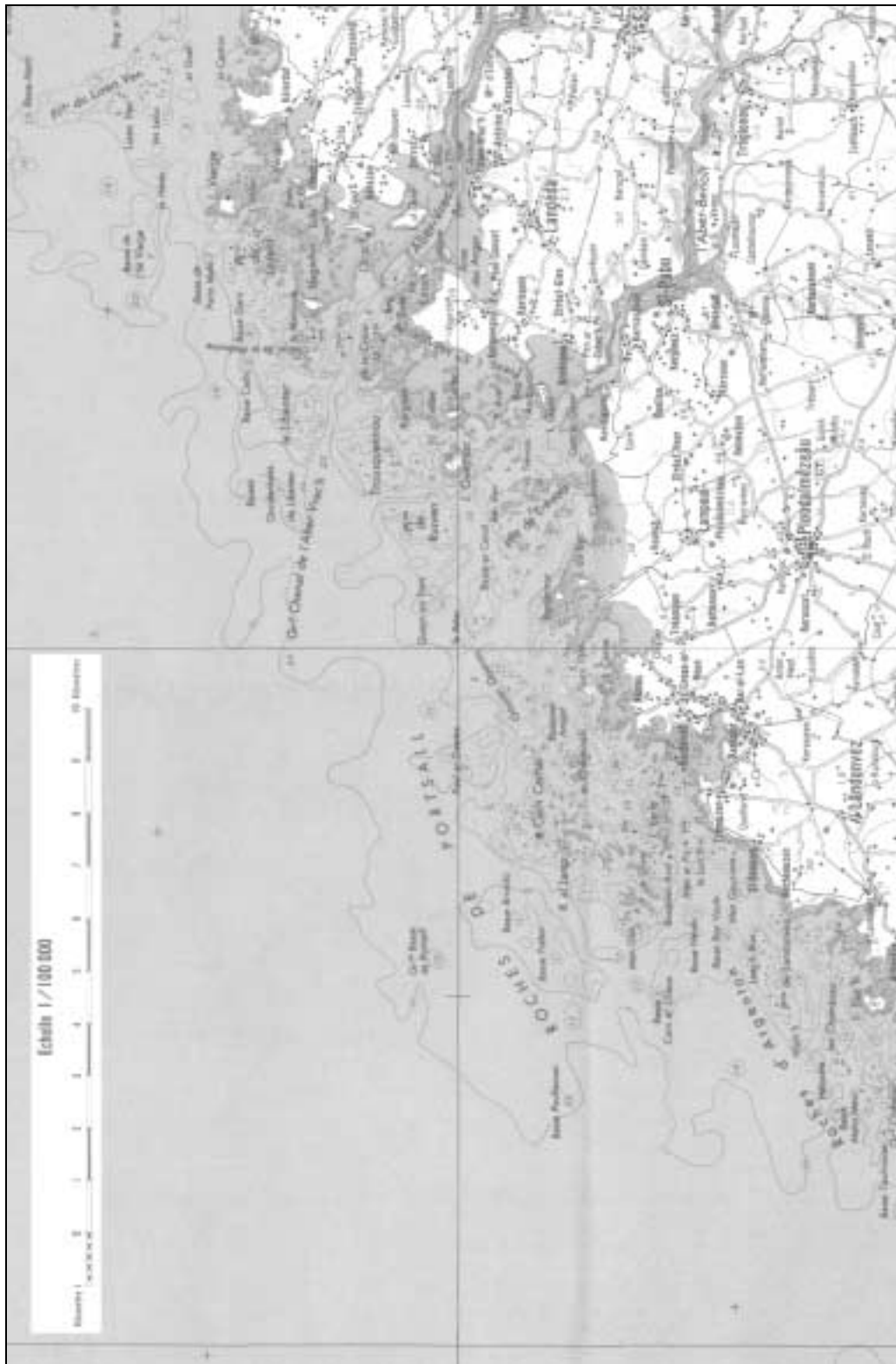


Abb. 27: Der Küstenabschnitt der Bretagne, vor dem die *Amoco Cadiz* auf Grund lief (MTPT, 1958).

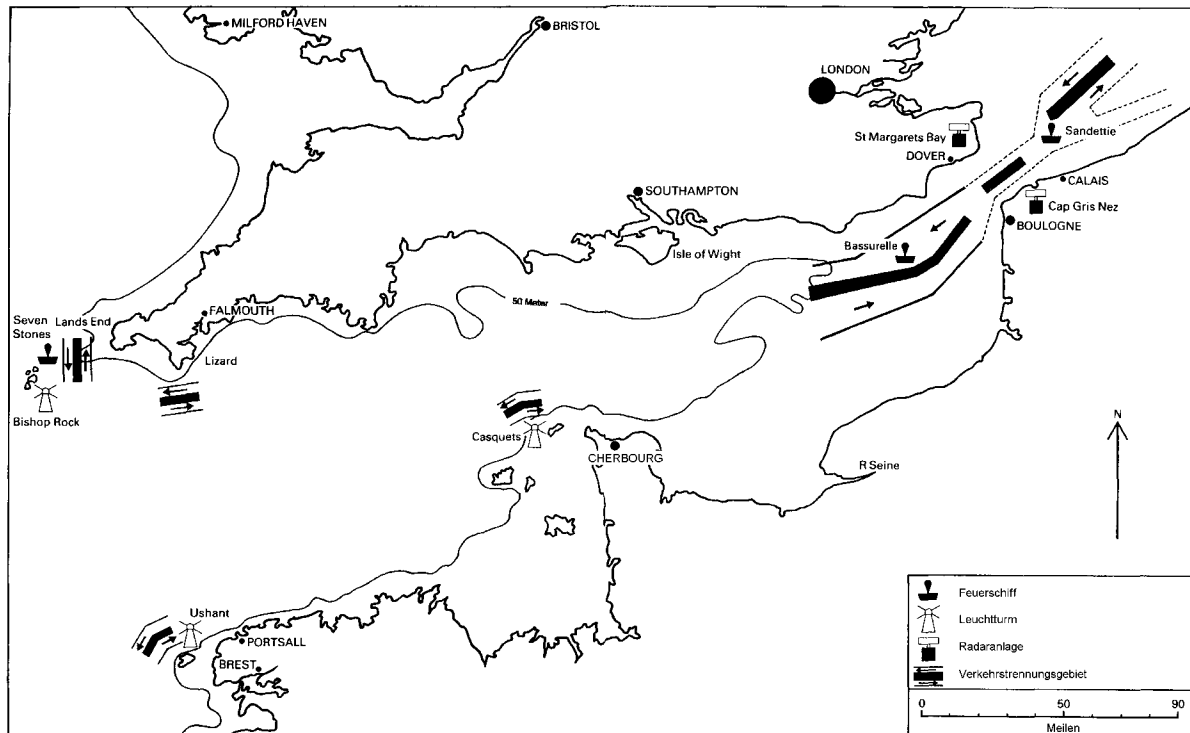


Abb. 28: Navigationshilfen und Schifffahrtskorridore im Ärmelkanal zum Zeitpunkt der Havarie der *Amoco Cadiz* (FAIRHALL & JORDAN, 1980).

3.1.2 Hydrographische Besonderheiten im Bereich des Unfallortes

In diesem Bereich des Ärmelkanals herrschen starke Strömungen von bis zu drei Knoten vor, die hauptsächlich auf Gezeitenströme zurückzuführen sind (Abb. 29). Bei Flut herrscht vor der bretonischen Küste ein Wassertransport in östlicher Richtung vor, bei Ebbe transportieren die Gezeitenströme das Wasser in westlicher Richtung (GALT, 1978). Zusätzlich kommt es im Bereich des Ärmelkanals zu gezeitenbedingten horizontalen Konvergenzen bei Flut und Divergenzen bei Ebbe (Abb. 30). Dadurch kommt es bei Flut zu einer Konzentration der Schadstoffe, die sich auf der Wasseroberfläche befinden. Bei Ebbe hingegen führt die Divergenz zu einer Ausbreitung der Schadstoffe. Dabei mischt sich Oberflächenwasser mit darunterliegendem Wasser, so daß ein Teil der Schadstoffe in die Wassersäule gelangt. Dort bleiben die Schadstoffe meist in Suspension und werden mit dem Wasser weitertransportiert, wodurch eine Ausbreitung über größere Entfernungen möglich ist, als wenn die Schadstoffe lediglich an der Wasseroberfläche bleiben.

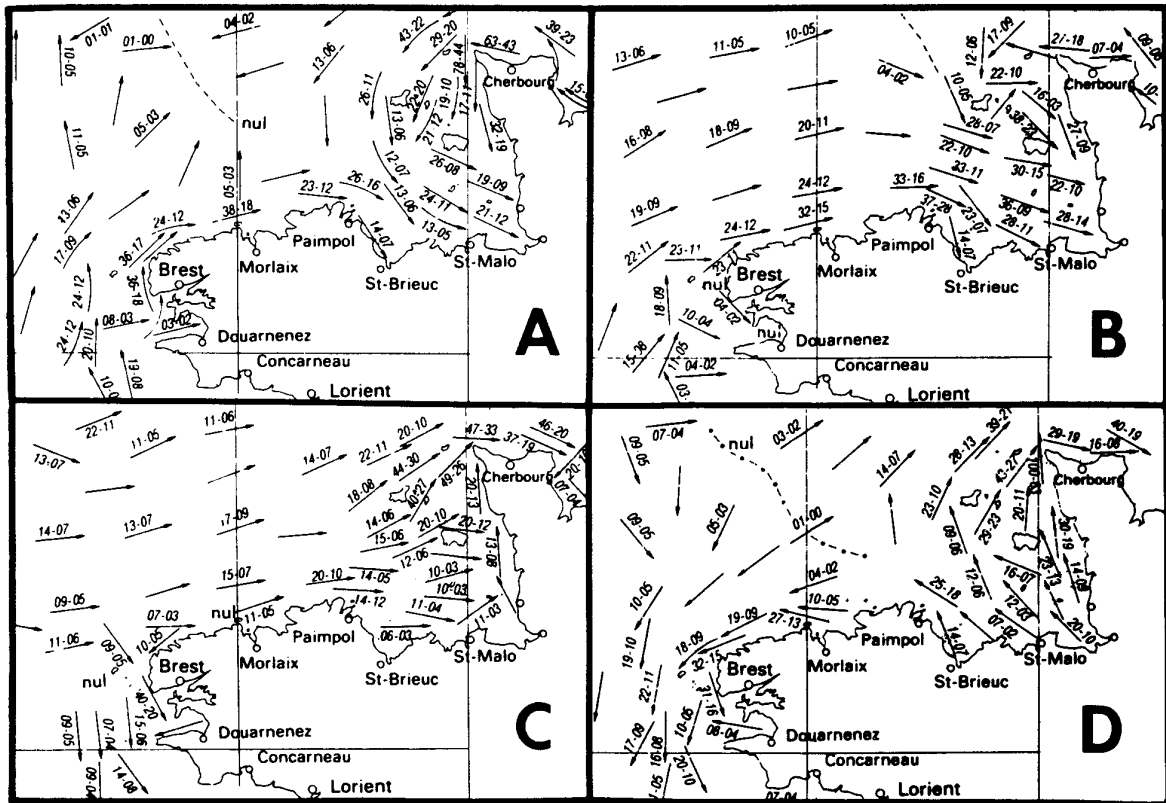


Abb. 29: Strömungen in m/s im Ärmelkanal entlang der bretonischen Küste a) 6 Stunden vor Hochwassereintritt in Cherbourg, b) 4 Stunden vorher, c) 2 Stunden vorher und d) bei Hochwassereintritt in Cherbourg (GUNDLACH & HAYES, 1978).

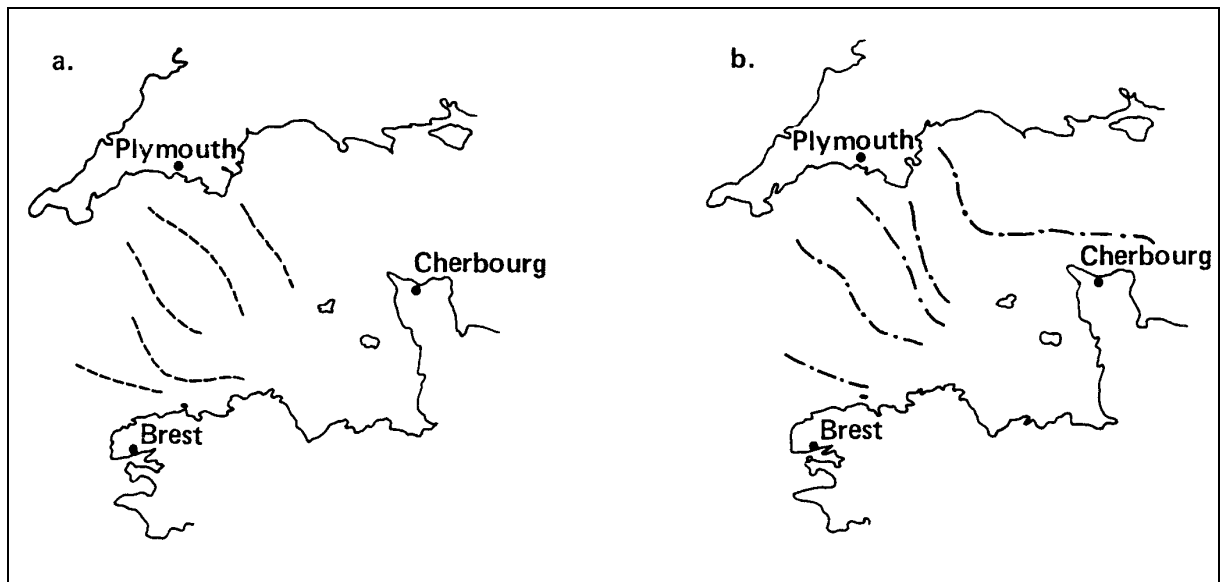


Abb. 30: Das stündliche Fortschreiten der gezeitenbedingten Konvergenzlinie a) bei Flut (Transport vor der bretonischen Küste in östlicher Richtung) und b) bei Ebbe (Transport vor der bretonischen Küste in westlicher Richtung) (GALT, 1978).

3.1.3 Die meteorologische Situation zum Unfallzeitpunkt

Zum Zeitpunkt der Havarie der *Amoco Cadiz* herrschten im Bereich des westlichen Eingangs zum Ärmelkanal schwierige Bedingungen für die Schifffahrt. Ein Sturm mit starken Winden aus westlichen Richtungen und der dementsprechend hohe Wellengang sorgten dafür, daß das Verkehrsaufkommen im Ärmelkanal an diesem 16. März 1978 gering war. Die Wettervorhersage des Britischen Meteorologischen Büros sagte für den Bereich des westlichen Ärmelkanals Wind aus Nordwest der Stärke 7 mit schweren Böen bis Stärke 9, später abnehmenden Wind auf Windstärke 5 und Schauer bei guter Sicht voraus (FAIRHALL & JORDAN, 1980). Diese Bedingungen erwiesen sich als ausgesprochen negativ, denn der starke Wind, der direkt in Richtung der bretonischen Küste wehte, sorgte dafür, daß die *Amoco Cadiz* nach dem Ausfall der Ruderanlage und dem Verlassen des vorgesehenen Schifffahrtskorridors nach Osten unwillkürlich auf die bretonische Küste zugetrieben wurde. Die Schleppmanöver des Schleppers *Pacific* und das spätere Werfen des Ankers waren nicht ausreichend, um ein Aufgrundlaufen des Tankers vor der bretonischen Küste zu verhindern.

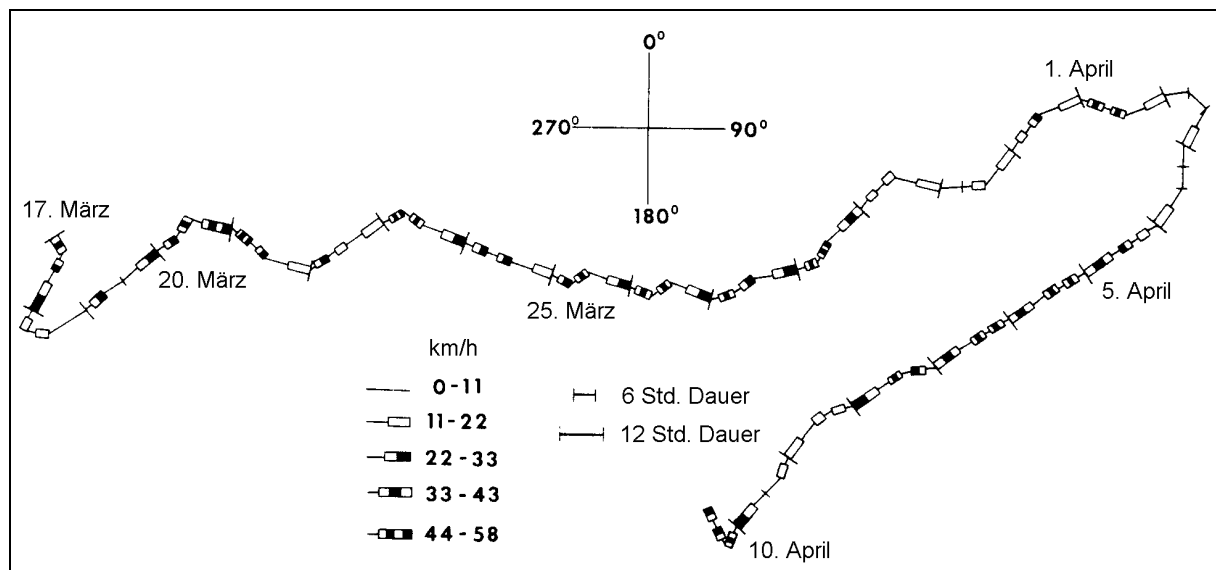


Abb. 31: Die Windverhältnisse vom 17. März bis zum 10. April 1978 aufgezeichnet von der meteorologischen Station 1 km nördlich des Aber Wrac'h (GUNDLACH & HAYES, 1978).

Ein wichtiger Faktor bei der Ausbreitung des Öls entlang der Küste waren die Windverhältnisse in den ersten Wochen nach der Havarie des Tankers. Am Tag nach der Havarie kam der Wind an der Unfallstelle aus Nord mit einer Geschwindigkeit von 15-35 km/h (D'OZOUVILLE *et al.*, 1978). Am folgenden Tage drehte der Wind auf West bei Geschwindigkeiten, die fast durchgehend über 20 km/h lagen. Diese Windrichtung blieb bis zum 28.

März vorherrschend (Abb. 31). Aufgrund dieser Windverhältnisse wurde das aus der *Amoco Cadiz* ausgelaufene Öl entlang der bretonischen Küste nach Osten verdriftet.

In den ersten Tagen des April 1978 drehte der Wind auf Nordost und schwächte sich auf rund 10-20 km/h ab (GUNDLACH & HAYES, 1978). Diese Richtungsänderung sorgte dafür, daß das Öl, nachdem es sich für zwei Wochen von der Unfallstelle nach Osten ausgebreitet hatte, nun nach Westen bzw. Südwesten getrieben wurde und auf diese Weise auch Küstenabschnitte westlich der Ortes der Havarie vom Öl der *Amoco Cadiz* verschmutzt wurden. Nach dem 2. April frischte der Wind wieder auf und erreichte erneut Geschwindigkeiten von bis zu 40 km/h. In den ersten Tagen nach der Havarie waren Wellenhöhen von 2 m keine Seltenheit, und bis Anfang April lag die Wellenhöhe ständig bei 1-1,5 m.

3.2 Der Unfallhergang

3.2.1 Chronologie der Havarie

Auf dem Weg nach Rotterdam hatte die *Amoco Cadiz* (Abb. 32) am Morgen des 16. März 1978 die Biskaya durchquert und befand sich auf nordöstlichem Kurs auf dem Weg zum Ärmelkanal (FAIRHALL & JORDAN, 1980). Die *Amoco Cadiz* sollte sich auf einem Kurs von 037° von der französischen Küste bei Ushant in Richtung Lyme Bay an der britischen Küste entfernen, wo ein Teil der Ladung in ein anderes Tankschiff umgeladen, der Rest von dort aus nach Rotterdam gebracht werden sollte. Erste Probleme traten auf, als sich einige Fässer mit Hydrauliköl und ein Feuerlöschschlauch gegen 8:30 Uhr lösten und von der Besatzung wieder befestigt werden mußten. Zur Erleichterung der Arbeit der Besatzung sollte die *Amoco Cadiz* in Richtung des Windes gedreht und die Motorleistung gesenkt werden. Nach etwa einer Stunde waren die Arbeiten abgeschlossen, die *Amoco Cadiz* wurde aber während dieser Zeit nach Osten verdriftet und befand sich nun rund drei Seemeilen östlich der angestrebten Route. Um 9:30 Uhr mußte die *Amoco Cadiz*, als sie den Kurs zurück auf die geplante Route einschlagen wollte, einigen kleineren Schiffen, die sich entgegen der in diesem Bereich festgelegten Fahrtrichtung bewegten, in Richtung Steuerbord ausweichen. Auf diese Weise blieb das Schiff nahe der bretonischen Küste, anstatt sich, wie eigentlich vorgesehen, von ihr zu entfernen.



Abb. 32: Der Tanker *Amoco Cadiz* (FAIRHALL & JORDAN, 1980).

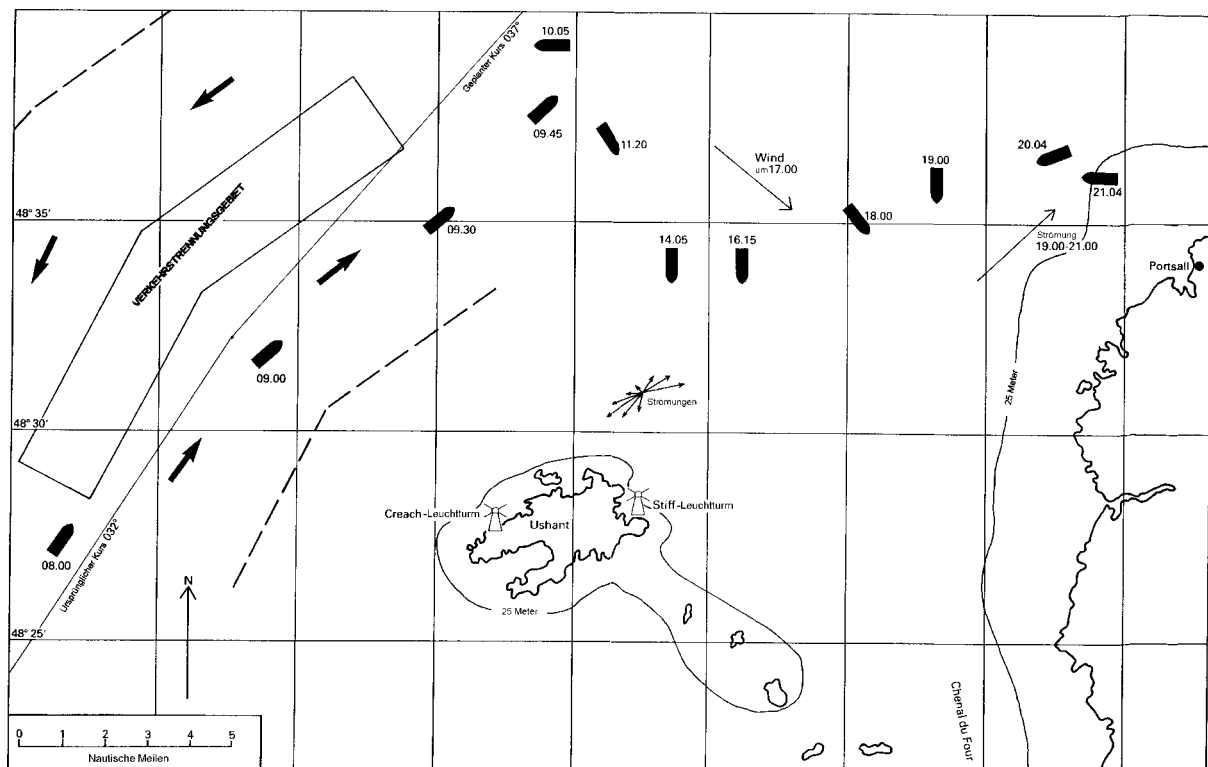


Abb. 33: Die Bewegung der *Amoco Cadiz* am 16. März 1978, rekonstruiert nach Positionsbestimmungen des Kapitäns des Tankers (FAIRHALL & JORDAN, 1980).

Als sich das Schiff rund 8,5 Seemeilen nördlich der Insel Ushant und 15 Seemeilen westlich der Festlandsküste befand (Abb. 33), wurde um 9:45 Uhr festgestellt, daß die Steuerung der

Amoco Cadiz nicht mehr reagierte und somit ein kontrolliertes Manövrieren nicht mehr möglich war (FAIRHALL & JORDAN, 1980). Der Kapitän setzte eine Warnmeldung ab, den Bereich der *Amoco Cadiz* zu meiden und ließ die Maschinen anhalten, um die defekte Steuerung reparieren zu lassen. Während der Reparaturmaßnahmen kam es jedoch zu Komplikationen in der Steuerungshydraulik, was dazu führte, daß um 11:20 Uhr die Steuerung gänzlich versagte, die *Amoco Cadiz* also in der schweren See manövrierunfähig war.



Abb. 34: Der Schlepper *Pacific* (FAIRHALL & JORDAN, 1980).

Der deutsche Schlepper *Pacific* (Abb. 34) der Hamburger Reederei Bugsier, der sich in rund 15 Seemeilen Entfernung von der *Amoco Cadiz* befand, bot seine Hilfe an. Auch wurde der Schlepper *Simson* der Hamburger Bugsier zur Unterstützung der *Pacific* angefordert. Bereits während der Fahrt zur *Amoco Cadiz* kam es zu Unstimmigkeiten zwischen dem Kapitän der *Amoco Cadiz* und dem Kapitän der *Pacific* (FAIRHALL & JORDAN, 1980). Grund war das sogenannte Lloyd's Open Form, ein Standardvertrag von Lloyd's Versicherungen in London, der die Aufwandsentschädigung für ein Schiff, das ein anderes aus einer Notsituation rettet, regelt. Der Kapitän der *Pacific* erbat die Zustimmung zu diesem Vertrag, der sein geplantes Schleppmanöver als Hilfe in Not rechtlich absichern würde. Der Kapitän der *Amoco Cadiz* hingegen wollte einen weitaus niedriger dotierten Schleppvertrag mit der *Pacific* schließen. Probleme bei der Kommunikation, die zum Teil über eine Relaisstation abgewickelt wurde,

führten zusätzlich zu Mißverständnissen. Schließlich beschloß man aber doch, das Schleppmanöver einzuleiten und sich später über den Vertrag zu einigen.

Der Schlepper *Pacific* erreichte die *Amoco Cadiz* um 12:20 Uhr und begann mit den Vorbereitungen für das Schleppmanöver, mit dem die *Amoco Cadiz* von der Küste ferngehalten werden sollte, da die *Pacific* nicht genügend Zugkraft hatte, um den manövrierunfähigen Tanker unter den schlechten Witterungsbedingungen in einen sicheren Hafen zu schleppen. (FAIRHALL & JORDAN, 1980). Die Sicherung des Tankers bei rauher See barg einige Gefahren, so daß das Anbringen der Leinen zwischen der *Pacific* und der *Amoco Cadiz* etwas mehr als eine Stunde in Anspruch nahm. Um 14:05 Uhr konnte das Abschleppen des Tankers beginnen. Daraufhin begann die *Amoco Cadiz*, sich langsam nach Steuerbord zu drehen. Nach einer halben Stunde des Schleppens verlangte der Kapitän der *Pacific* erneut, daß die *Amoco Cadiz* einem Bergungsmanöver nach Lloyd's Open Form zustimme. Das lehnte der Kapitän des Tankers weiterhin ab. Die *Pacific* drohte daraufhin, seine Schleppbemühungen wieder einzustellen. Derweil drehte sich die *Amoco Cadiz* trotz der Bemühungen der *Pacific* wieder in Richtung Backbord und hatte bald die gleiche Ausrichtung wie vor Beginn des Schleppmanövers erreicht. Die Situation der *Amoco Cadiz* blieb also kritisch. Die sich nun anschließende Auseinandersetzung über die Bergungsmodalitäten, die bis etwa 16:00 Uhr dauerte, ist gekennzeichnet durch ein immer größer werdendes Mißtrauen der beiden Kapitäne gegeneinander. Schließlich lenkte der Kapitän der *Amoco Cadiz* aber doch ein und gab seine Zustimmung zu Lloyd's offenem Bergungsvertrag.

Die Situation spitzte sich kurze Zeit später abermals zu, als um 16:15 Uhr bei schlechter werdenden Wetterbedingungen die Leine abriß, an der die *Pacific* die *Amoco Cadiz* im Schlepp hielt. Sofort wurden Maßnahmen eingeleitet, um eine neue Schleppverbindung herzustellen (FAIRHALL & JORDAN, 1980). Da die bretonische Küste zu diesem Zeitpunkt nur noch etwa 6 Seemeilen von der *Amoco Cadiz* entfernt lag, beschloß der Kapitän des Tankers, mit der ganzen verbleibenden Motorkraft zurückzusetzen und sich so von der Küste zu entfernen, auch wenn dies dazu führte, daß die gesamte Ruderanlage zerstört würde. Dieses Manöver mißlang jedoch, da die Verdriftung des Schiffes durch den Sturm nicht überwunden werden konnte. Außerdem drehte sich der Tanker noch weiter nach Backbord, bis die *Amoco Cadiz* genau in Richtung des Windes mit dem Bug in Richtung 130°, also genau in Richtung der bretonischen Küste zeigte.

Die *Pacific* versuchte nun, am Heck der *Amoco Cadiz* festzumachen und durch ein Schleppmanöver von Achtern die Position des Tankers bis zum Eintreffen der *Simson* gegen Mitternacht stabil zu halten. Über dieses Manöver der *Pacific* entbrannte ein neuer Streit zwischen den Kapitänen der beiden Schiffe, da beide deutlich differierende Ansichten vertraten, wie die *Amoco Cadiz* aus der bedrohlichen Situation zu befreien sei (FAIRHALL & JORDAN, 1980). Zu diesem Zeitpunkt betrug die schiffbare Distanz der *Amoco Cadiz* von der Küste bereits weniger als vier Seemeilen. Für ein neuerliches Festmachen von Leinen zwischen den beiden Schiffen war es notwendig, daß die *Amoco Cadiz* ihre Maschinen abstellt. Die Folge war, daß der Tanker weiter in Richtung Küste verdriftet wurde. Von 19:00 Uhr bis 20:00 Uhr dauerten die Bemühungen, diese Schleppverbindung herzustellen. Sie blieben aber ohne Erfolg.

Als die *Amoco Cadiz* nur noch 1,3 Seemeilen von der Küste entfernt war, ordnete der Kapitän des Tankers um 20:04 Uhr an, den Backbordanker zu werfen, wohl wissend, daß dies ein Verzweiflungsmanöver war und der Anker beim Auftreffen auf den felsigen Untergrund mit größter Wahrscheinlichkeit zerstört würde (FAIRHALL & JORDAN, 1980). Trotzdem wurde dieses Manöver durchgeführt. Fast zeitgleich gelang es jedoch der *Pacific*, eine zweite Schleppverbindung am Heck der *Amoco Cadiz* herzustellen, so daß mit dem Schleppen erneut begonnen werden konnte. Auf dem Tanker spitzten sich derweil die Ereignisse zu. Das Steuerungssystem für die Anker brach zusammen, so daß ein Auswerfen des Steuerbordankers unmöglich wurde.

Um 21:00 Uhr wollte der Kapitän der *Amoco Cadiz* einen letzten Versuch unternehmen, durch Vorwärtsschub das Schiff zu retten. Er kam jedoch nicht mehr dazu, dieses Manöver durchzuführen, denn um 21:04 Uhr lief der Tanker am Heck auf Grund (FAIRHALL & JORDAN, 1980). Es kam zu ersten Wassereinbrüchen. Die Explosionsgefahr machte das vollständige Abschalten des Stromsystems notwendig, so daß ein Absetzen eines Notrufs über die Bordfunkanlage nicht mehr möglich war. Das Schiff wurde noch einmal vom Seegang freigespült, eine halbe Stunde später jedoch saß die *Amoco Cadiz* endgültig fest. Diesmal wurde der Maschinenraum beschädigt (Abb. 35); danach war der Tanker endgültig nicht mehr zu retten.

Nun wurde eine Bergung der Mannschaft von der *Amoco Cadiz* notwendig, die aber nicht ohne Pannen ablief. Als das Rettungsboot auf der Backbordseite zum Aussetzen vorbereitet wurde, wurde es weggespült. Die Crew mußte nun in einer bis 01:45 Uhr dauernden Aktion

mit Hubschraubern abgeborgen werden (FAIRHALL & JORDAN, 1980). Diese Maßnahme war die erste Hilfestellung seitens einer staatlichen Organisation. Schon wenige Stunden später war deutlich, daß die *Amoco Cadiz* sinken würde, da ein deutliches Absinken des Hecks des Schiffes bemerkbar war. Gleichzeitig ergoß sich die Ladung in den Ärmelkanal und breitete sich entlang der bretonischen Küste aus.

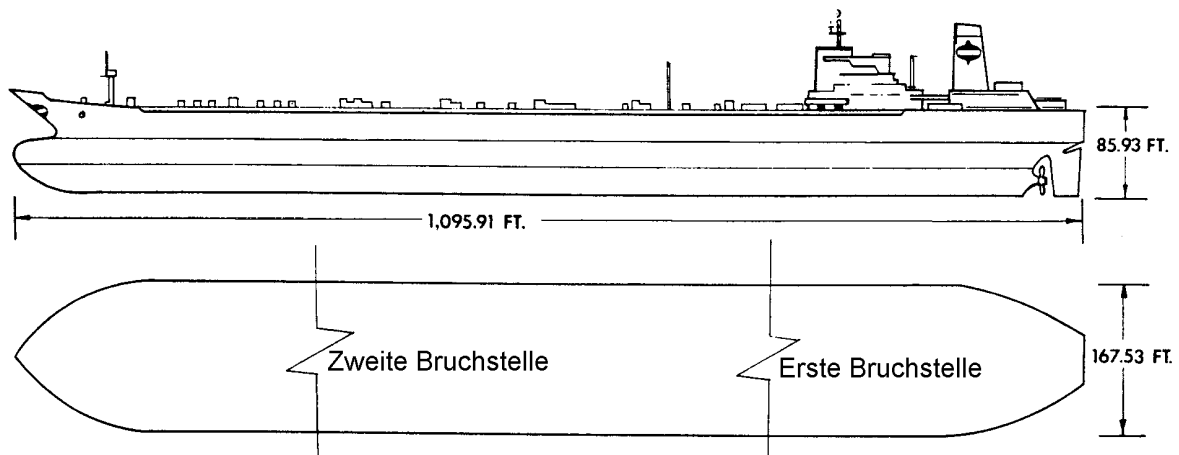


Abb. 35: Lage der Bruchstellen der *Amoco Cadiz*. Der erste Bruch erfolgte gegen Mitternacht am Tag der Havarie, der zweite Bruch fand etwa eine Woche später statt (HANN *et al.*, 1978).

Warum aber hatte bis zur notwendigen Evakuierung der Mannschaft keine staatliche Dienststelle auf die Probleme der *Amoco Cadiz* reagiert? Ein Grund ist die Organisation der Überwachung des Schiffsverkehrs im Ärmelkanal zum Zeitpunkt der Havarie, die von mehreren Stationen aus erfolgte, die entlang der bretonischen Küste postiert waren. Die Seeüberwachung der französischen Marine (COM) erfolgte von Brest aus. Hinzu kamen zivile Einrichtungen wie Radio Conquet am Pointe de St. Mathieu sowie ein gemeinsam von der Marine und der Handelsmarine betriebenes regionales Zentrum für Rettungsmaßnahmen (CROSSMA) bei Jobourg. Außerdem waren noch einige kleine Radarstationen entlang der Küste zu finden, die aber nur tagsüber besetzt waren (FAIRHALL & JORDAN, 1980). Die Aufzeichnungen des Funkverkehrs vom Tag der Havarie der *Amoco Cadiz* zeigen, daß die Überwachungseinheiten während der ganzen Zeit vom Ausfallen der Ruderanlage des Tankers bis kurz vor dessen Grundberührung keine genaue Vorstellung von dem Drama hatten, das sich vor der Küste im Ärmelkanal abspielte. Die von der *Amoco Cadiz* abgegebenen Funksprüche und Telefongespräche über Radio Conquet verschleierten zu Beginn den Ernst der Lage. Da Radio Conquet nicht über die genaue Position der Schiffe informiert war und

andere Stationen, die die Position der *Amoco Cadiz* verfolgten, nicht über den vollen Informationsaustausch zwischen der *Amoco Cadiz*, der *Pacific* und deren Reedereien im Bilde waren, hatte keine Stelle eine genaue Vorstellung von den Vorgängen auf See.

Die erste Meldung durch einen Marineaußenposten an COM erfolgte erst um 13:16 Uhr, wo die Lage aufgrund eines Fehlers bei der Meldung falsch eingeschätzt wurde (FAIRHALL & JORDAN, 1980). Den Nachmittag über wurde die Situation von COM nicht als bedrohlich eingestuft, so daß bei Sonnenuntergang sogar die Außenposten ihren Dienst beendeten, was die Überwachung der *Amoco Cadiz* in der Folgezeit deutlich erschwerte. CROSSMA wurde von Radio Conquet sogar erst um 20:00 Uhr informiert. Erst nach mehreren Anrufen von Augenzeugen, die in der Dunkelheit ein großes Schiff in bedrohlicher Nähe zur Küste gesehen hätten, wurden von COM Maßnahmen für eine mögliche Rettung eingeleitet. Diese erfolgten jedoch erst, als die *Amoco Cadiz* bereits auf Grund gelaufen war. Somit war die Vermeidung einer Katastrophe nicht mehr möglich. Es hätte mit Sicherheit schneller und effektiver gehandelt werden können, wenn die *Amoco Cadiz* während des Tages selbst einen Notruf abgegeben hätte, was jedoch nicht geschehen war. Selbst als das Schiff bereits auf Grund lag, leckgeschlagen war und Öl verlor, wurde kein deutlicher Notruf vom Tanker abgeschickt. Somit war die Seeüberwachung bei der Planung von Rettungsmaßnahmen auf die lückenhaften Informationen vom Tage angewiesen. Immerhin konnte die Besatzung ohne Verluste unter schwierigsten Bedingungen mit Hubschraubern von der *Amoco Cadiz* abgeborgen werden.

3.2.2 Die Ölunfallbekämpfung nach der Havarie

Die Bekämpfung von ausgelaufenem Öl in französischen Gewässern erfolgt nach dem sogenannten POLMAR-Plan. Dieser Plan war im Jahre 1970 nach der Havarie der *Torrey Canyon* an der britischen Küste des Ärmelkanals aufgestellt worden und sollte die Zuständigkeiten und Handlungsabläufe bei der Ölunfallbekämpfung in Frankreich regeln (FAIRHALL & JORDAN, 1980). Allerdings zeigte sich nach der Havarie der *Amoco Cadiz* schnell, daß der POLMAR-Plan in seiner Form zum Zeitpunkt des Unfalls schlecht durchdacht und bei einer Verschmutzung der Umwelt in einer Größenordnung von 220.000 t praktisch nicht umsetzbar war, da man bei der Erstellung des Planes nur von einer möglichen Ölverschmutzung von bis zu 30.000 t wie bei der Havarie der *Torrey Canyon* ausging. Organisatorisch waren Probleme vorprogrammiert, da eine ganze Reihe von Organisationen in den POLMAR-Plan eingebun-

den waren, angefangen vom französischen Petroleum-Institut (IFP) über das Zentrum zur Nutzung der Ozeane (CNEXO) bis hin zum Wissenschaftlichen und Technischen Institut für Hochseefischerei (ISTPM). Hinzu kamen Vertreter einer interministeriellen Kommission zur Ölunfallbekämpfung (CICOPH). Jedoch blieb die Organisationsleitung ungeklärt und eine Abstimmung zwischen den einzelnen handelnden Gremien fehlte. Jede Gruppe sollte sich lediglich ihrer zugeteilten Aufgabe bei der Ölunfallbekämpfung widmen. Trotzdem blieb die Zuständigkeit in zentralen Punkten strittig, zumal der POLMAR-Plan in den Zuständigkeitsbereich von vier Ministerien fiel: dem Verteidigungsministerium, dem Verkehrsministerium, dem Ministerium für Öffentliche Infrastruktur (Public Works) und dem Innenministerium.

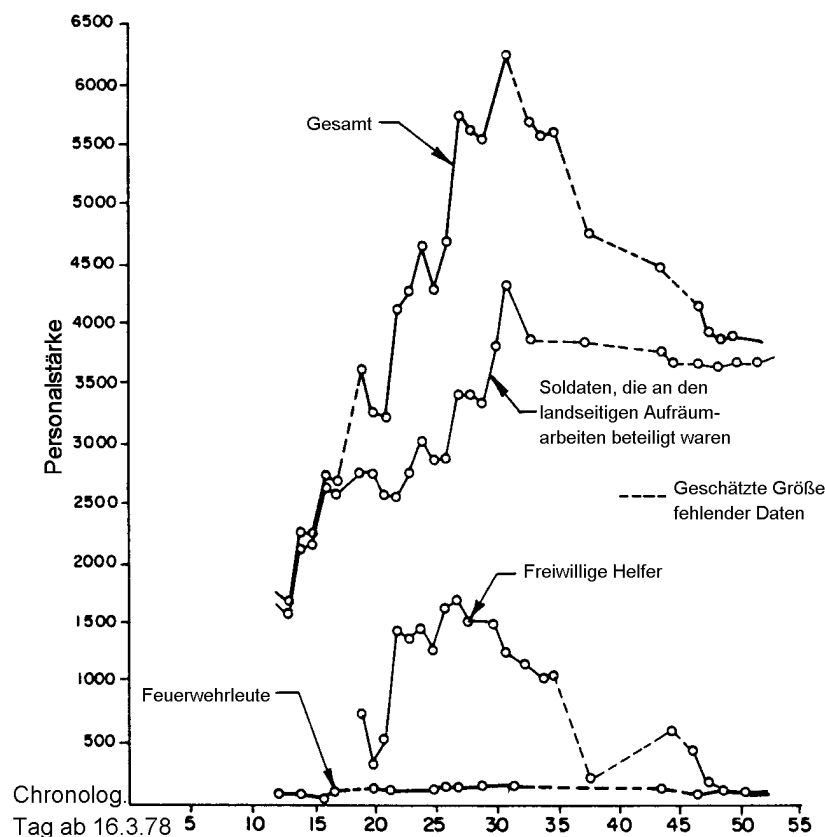


Abb. 36: Zahl der Arbeitskräfte, die an den Säuberungsmaßnahmen der bretonischen Küste beteiligt waren (HANN *et al.*, 1978).

Eine andere Schwierigkeit ergab sich aus der Zusammensetzung der Hilfskräfte. An den Öl-bekämpfungsmaßnahmen waren Soldaten, Seeleute, Feuerwehrleute, Ingenieure sowie andere öffentlich Beschäftigte beteiligt, die jedoch nicht speziell für die Ölbekämpfung ausgebildet waren. Die Folge waren Fehleinschätzungen der Lage vor allem zu Beginn der Ölbekämpfung, die die Effizienz der Arbeiten beeinträchtigten (HANN *et al.*, 1978). Außerdem gab es Schwierigkeiten bei der Organisation der freiwilligen Arbeitskräfte. Um ein effizientes Arbei-

ten zu ermöglichen, mußte denjenigen, die freiwillig an den Aufräumarbeiten mitwirken wollten, eine Aufgabe zugeteilt werden und für ihre Sicherheit gesorgt werden. Der Einsatz dieser Helfer war aber im POLMAR-Plan nicht vorgesehen und mußte nach der Havarie der *Amoco Cadiz* provisorisch organisiert werden. Diese Aufgabe übernahm schließlich das Ministerium für Jugend und Sport, da viele freiwillige Helfer aufgrund der Ferienzeit in Frankreich Schüler und Studierende waren. Insgesamt waren, nachdem die Säuberungsmaßnahmen zwei Wochen nach der Havarie angelaufen waren, ständig mehrere tausend Arbeitskräfte im Einsatz, um die bretonische Küste wieder vom Öl zu befreien (Abb. 36).

Ein anderer Aspekt des POLMAR-Plans, der als zweifelhaft eingestuft werden muß, ist die Finanzierung der Ölunfallbekämpfung. Die Bekämpfungsmaßnahmen sollten von den jeweils zuständigen Ministerien geprüft und vom Finanz- und Wirtschaftsministerium schließlich finanziert werden (FAIRHALL & JORDAN, 1980). Auch hier ist der bürokratische Aufwand sehr umfangreich. Für die Finanzierung von Notfallmaßnahmen wurde ein Fonds in Höhe von £ 1.200.000 unter der Zuständigkeit des Umwelt- und Kulturministeriums eingerichtet, aus dem erste Ölunfallbekämpfungsmaßnahmen unbürokratisch finanziert werden können. Zum Zeitpunkt der Havarie der *Amoco Cadiz* war dieser Fonds jedoch nur zu £ 375.000 gedeckt.

Schließlich zeigte sich, daß die in Frankreich vorhandenen Geräte zur Ölunfallbekämpfung bei weitem nicht ausreichten, um die bretonische Küste vor dem Öl der *Amoco Cadiz* zu schützen. Erschwerend kam hinzu, daß das Material an verschiedenen Orten entlang der ganzen französischen Küste gelagert war und somit zum Teil über große Entfernungen zur Unglücksregion transportiert werden mußte (FAIRHALL & JORDAN, 1980). Die vorhandenen Ölsperren wurden verwendet, um die Abers, die riasartigen Buchten der bretonischen Küste, zu schützen, die vor allem wegen der dort angesiedelten Muschelkulturen von Bedeutung waren. Aufgrund der anhaltend schlechten Witterung jedoch waren aber diese Sperren nur wenig effektiv. Zudem befand man sich Ende März in einer Phase von ansteigenden Tiden, so daß Aufräumarbeiten an den Stränden keinen großen Sinn machten, da die folgende Flut wieder Öl auf den Stränden ablagern würde, und zwar jedes Mal ein wenig weiter landeinwärts als bei dem vorigen Hochwasser. Somit mußte zuerst das höchste Hochwasser abgewartet werden, bevor massive Maßnahmen zur Säuberung der Strände eingeleitet werden konnten.

Die Versuche, das noch im Wrack der *Amoco Cadiz* (Abb. 37) verbliebene Öl abzupumpen, scheiterten ebenfalls. Es gab zwar einige Tankschiffe kleinerer und mittlerer Größe in der

Nähe des Wracks, die das Öl hätten aufnehmen können. Es war jedoch nicht möglich, sie zur Unfallstelle zu navigieren, da die unmittelbare Umgebung um die *Amoco Cadiz* in Seekarten sehr schlecht dargestellt war (FAIRHALL & JORDAN, 1980). Es existierte lediglich eine Karte der französischen Marine aus dem Jahre 1927, in der viele Untiefen nicht registriert waren. Auch der Fels, auf dem die *Amoco Cadiz* auf Grund gelaufen war, fehlte darauf. Dementsprechend war es unmöglich, bei den schlechten Wetterverhältnissen ein Tankschiff zur *Amoco Cadiz* zu navigieren, ohne ein großes Risiko in Kauf zu nehmen, daß auch dieses Schiff havariert.



Abb. 37: Das Wrack der *Amoco Cadiz*, nur 2 km von der bretonischen Küste bei Portsall entfernt (HESS, 1978).

Das restliche Öl konnte also nicht aus dem Wrack der *Amoco Cadiz* geborgen werden. Aber eine lang anhaltende schleichende Kontamination des Ärmelkanals durch auslaufendes Öl wollten die Behörden ebenfalls nicht in Kauf nehmen. Deshalb wurde beschlossen, das verbleibende Öl von der Flut aus den Tanks der *Amoco Cadiz* herausspülen zu lassen (FAIRHALL & JORDAN, 1980). Um sicherzustellen, daß alle Tanks geöffnet werden, wurden nicht nur alle Tankluken der *Amoco Cadiz* geöffnet, das Schiff wurde zusätzlich auch mit Granaten beschossen. Auf diese Weise wurde sichergestellt, daß nach dem Eintreten des höchsten Hochwasserstandes die gesamten 223.000 t Rohöl aus der *Amoco Cadiz* in den Är-

melkanal ausgetreten waren (Abb. 38) und eine weitere Kontamination aus dem Wrack die anschließenden Säuberungsaktionen nicht mehr unwirksam machen würde. Man zahlte dafür in der Bretagne einen hohen Preis: Nun war es notwendig, die größte Meeresverschmutzung von Öl zu beseitigen, die es bis zu diesem Zeitpunkt je in der Geschichte der Öltransporte auf See gegeben hatte.

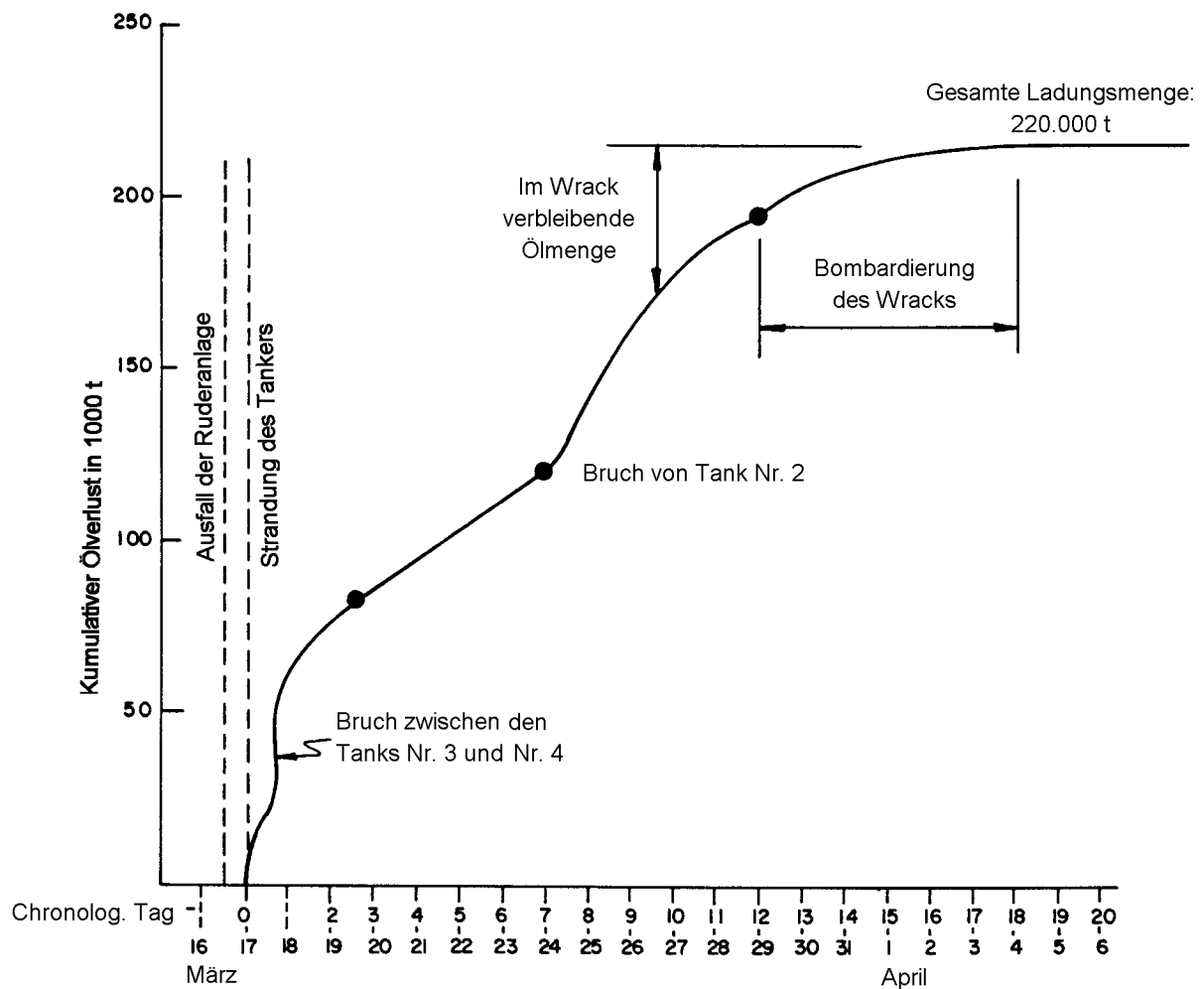


Abb. 38: Verlauf des Ölaustritts aus der *Amoco Cadiz* nach dem 16. März 1978 (HANN *et al.*, 1978).

Das Ausmaß der Aufräumarbeiten stellte die Einsatzleitung vor große logistische Probleme. Die leichten Komponenten des Öls, die etwa 30%, also rund 74.000 t, ausmachten, sind nach dem Austreten aus dem Tanker verdunstet (FAIRHALL & JORDAN, 1980). Der Rest des Öls war in der ersten Zeit noch größtenteils in unvermischter Form vorhanden, in der es aufgrund seiner hohen Mobilität leicht in die Poren in den Strandsedimenten eindringen und auch tiefere Schichten kontaminieren konnte (VANDERMEULEN *et al.*, 1978). Mit der Zeit aber mischte sich das Öl mit Wasser und bildete zähflüssige Emulsionen. In der ersten Woche

nach der Havarie wurde Mousse, das an die Felsen und Strände gespült wurde, durch die nächste Flut wieder vom Substrat gelöst (Abb. 39) und auf diese Weise weiter verdriftet (D'OZOUVILLE *et al.*, 1978). Mit zunehmendem Alter des Öls mischte sich das Mousse auch mit Sedimenten, so daß sich die Emulsion, die sich an den Stränden ablagerte, auch bei Flut nicht mehr vom Untergrund löste. So wurde es von neuen Sedimenten überlagert und konnte nur mit großem Aufwand vom Menschen entfernt werden. Mousse, das nicht entfernt werden konnte und in der Umwelt verblieb, besaß natürlich ein großes langfristiges Schädigungspotential für die betroffenen Strandabschnitte. Schätzungen zufolge mußten insgesamt rund 488.000 t oder etwa 536.000 m³ veröltes Material für eine vollständige Reinigung der bretonischen Küste beseitigt und entsorgt werden (FAIRHALL & JORDAN, 1980).

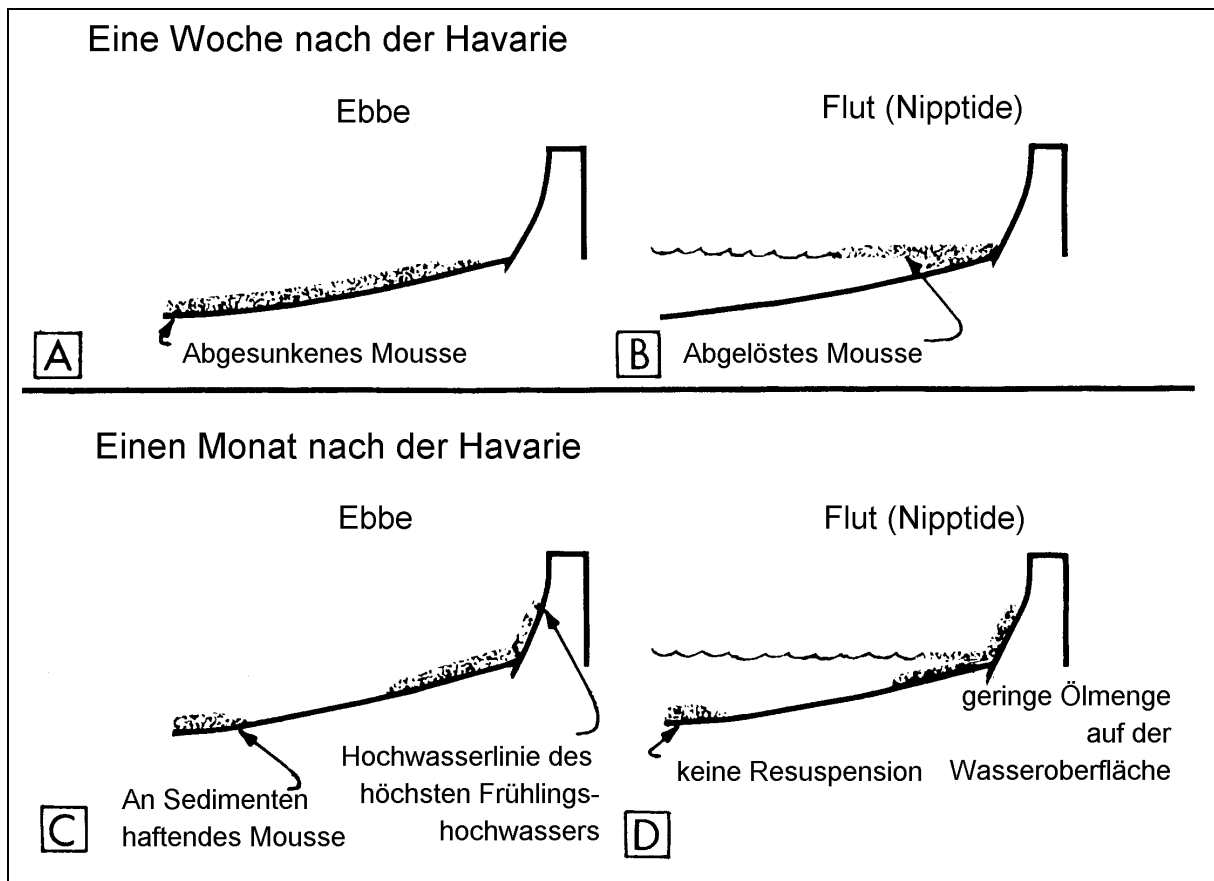


Abb. 39: Verhalten des Öls bei einer Ablagerung am Strand a) in der ersten Woche nach dem Auslaufen des Öls und b) mehr als einen Monat nach der Havarie (D'OZOUVILLE *et al.*, 1978)

In den Gebieten, in denen ein direkter Zugang zu den Stränden bei Hochwasser möglich war, konnte der größte Teil des angespülten Mousse in Tankwagen gepumpt und auf diese Weise relativ unkompliziert aus der Umwelt entfernt werden (WOLFE, 1978). Während der Säube-

rungsmaßnahmen wurden viele dieser normalerweise in der Landwirtschaft genutzten Wagen aus der näheren Umgebung eingesetzt. Jeder dieser Wagen hatte ein Fassungsvermögen von mehreren hundert Litern. Als problematisch erwies sich bei der Ölbekämpfung, daß ein bedeutender Teil des Mousse Seetang enthielt, der erst durch einen Filterungsprozeß vom Mousse getrennt werden mußte, bevor dieses in den Tankwagen entsorgt werden konnte. Bei den vielen nur schwer zugänglichen Stränden war die Reinigung sehr viel schwieriger, denn oft konnte dort nur leichtes Gerät eingesetzt werden, so daß sich die Säuberungsmaßnahmen hier als sehr mühselig herausstellten und nur langsam vorankamen. Trotz starker Kritik wurden einige Küstenabschnitte mit chemischen Dispergatoren gereinigt, deren Toxizität jedoch weit geringer war als die der nach der Havarie der *Torrey Canyon* in Großbritannien eingesetzten Dispergatoren. Somit waren die Einwände gegen den Einsatz chemischer Dispergatoren nur teilweise berechtigt.

Verdunstung		74.000 t
Chemische Dispersion auf See	20.000 t	
Chemische Behandlung auf See	6.000 t	
Ablagerung auf dem Meeresboden	25.000 t	
Verschwendenes Öl, möglicherweise Ablagerung unter Strandsedimenten	25.000 t	
Gesamtmenge des im Meer verbliebenen Öls		76.000 t
Bei der Säuberung entferntes Öl	20.000-25.000 t	
An den Küsten verbliebenes Öl	55.000-60.000 t	
Gesamtmenge des an den Küsten gestrandeten Öls		80.000 t

Tab. 15: Größenordnungen möglicher Senken des Öls der *Amoco Cadiz* (HANN *et al*, 1978).

Insgesamt wurden bei den Ölbeseitigungsmaßnahmen etwa 206.000 t verschmutztes Material eingesammelt. In diesen Stoffgemischen aus Wasser, Öl, Sedimenten, Pflanzen etc. ist das Öl in unterschiedlichen Anteilen vorhanden. Deshalb kann die Gesamtölmenge, die bei den Aufräumarbeiten aus der Umwelt entfernt wurde, aufgrund der vielen chemischen Umwandlungen des Öls nur grob abgeschätzt werden. Glaubt man einer Erhebung des CNEXO, so wurden rund 10.000 t Öl in Form von Mousse von den Stränden entfernt. Hinzu kommen etwa 15.000 t Öl, das sich mit Sedimenten vermischt hat. Andere Schätzungen gehen davon aus, daß zwischen 17.000 t und 32.000 t Öl durch die Ölbekämpfungsmaßnahmen aus der Küstenregion entfernt wurden (FAIRHALL & JORDAN, 1980). Berücksichtigt man den Anteil der leichtflüchtigen Komponenten des Öls, die durch Verdunstung entfernt wurden, so muß davon ausgegangen werden, daß knapp die Hälfte des Öls, das aus der *Amoco Cadiz* ausgelaufen ist, auch nach dem Ende der Ölbekämpfungsmaßnahmen an den Stränden in der marinen Umwelt verblieb (Tab. 15). Sechs Monate nach der Havarie der *Amoco Cadiz* waren zwar die

Oberflächen der Strände vom Öl befreit, in Sedimentschichten in Tiefen zwischen 15 und 50 cm konnten aber immer noch zum Teil deutliche Verölungen nachgewiesen werden (HOLME, 1978).

Nach dem Ende der Säuberungsmaßnahmen an den Stränden der bretonischen Küste wurden umfangreiche Maßnahmen zur Wiederherstellung der am meisten betroffenen Küstenabschnitte eingeleitet. In den Salzwiesen der Ile Grande wurden zwischen Mai 1979 und Mai 1981 über 9.700 Pflanzen der Arten Strandbinse (*Juncus maritimus*), Anedelgras (*Puccinellia maritima*), Strand-Keilmelde (*Halimione portulacoides*), Strand-Dreizack (*Triglochin maritima* L.) und Schlickgras (*Spartina maritima*) neu angepflanzt (SENECA & BROOME, 1982). Bei Kerlavos waren es rund 1.800 Pflanzen. Die besten Wachstumsbedingungen wurden anhand von 61 experimentellen Aussaaten auf unterschiedlichen Substraten und verschiedenen Düngemitteln ermittelt. Dabei zeigte sich, daß die Strand-Keilmelde und das Anedelgras in bezug auf Wachstum und Überleben den anderen Arten generell überlegen waren. Die Bodenbedeckung wurde erhöht durch die Einwanderung weiterer Arten aus unkontaminierten Regionen, die sich in den künstlich bepflanzten Bereichen schneller vollzog als in den unbepflanzten Abschnitten. Auf diese Weise konnte die Salzwiesenflora einige Jahre nach der Havarie in weiten Teilen als wiederhergestellt gelten.

Allerdings zeigen Luftbildauswertungen, daß in den Salzwiesen der Ile Grande auch zehn Jahre nach der Havarie der *Amoco Cadiz* keine vollständige Wiederbesiedlung der Flora erfolgt war (GILFILLAN *et al.*, 1995). Vergleiche mit der Marsch bei Cantel, die ebenfalls stark von der Ölverschmutzung betroffen war, zeigen, daß in der Marsch von Cantel, die nach der Ölkontamination nicht anthropogen gereinigt wurde, eine vollständige Wiederherstellung des Bodenbewuchses stattgefunden hat. Somit muß davon ausgegangen werden, daß die anthropogenen Reinigungsmaßnahmen auf der Ile Grande, bei denen die Oberflächensedimente bis zu Tiefen von etwa 50 cm entfernt wurden, eine irreversible Veränderung der Marsch zur Folge hatten. Gebiete der Salzwiesen, deren Höhe im Zuge der Reinigungsmaßnahmen unter das mittlere Nipptidehochwasser fielen, blieben unbewachsen und können erst wieder besiedelt werden, wenn diese Gebiete durch Sedimentakkumulation wieder die Höhe erreicht haben, die eine Wiederbesiedlung durch die Bodenflora zuläßt.

3.2.3 Das Ausmaß der Ölverschmutzung an der bretonischen Küste

Das aus der *Amoco Cadiz* ausgetretene Öl hatte sich in den zwei Wochen nach der Havarie des Tankers entlang der bretonischen Küste ausbreiten können. In den ersten zwei Wochen wurde das Öl durch den Wind und die Gezeitenströmungen nach Osten verdriftet, bis der Ölteppich eine Breite von 8 bis 15 Seemeilen und eine Länge von rund 80 Seemeilen erreicht hatte (Abb. 40). Das Öl reichte somit bis zur Ile de Brehat am Rande der Bucht von St. Brieuc (FAIRHALL & JORDAN, 1980). Dünnere Ausläufer des Ölteppichs erstreckten sich noch viele Kilometer weiter nach Osten und nach Norden, sogar bis in die Nähe der britischen Kanalinseln. Nach dem Drehen des Windes wurde der Ölteppich anschließend wieder nach Westen verdriftet, sogar über die ursprüngliche Unfallstelle hinaus. Auf diese Weise wurden Küstenabschnitte westlich von Portsall bis zur Bucht von Douarnenez verschmutzt, so daß letztendlich mehr als 375 Kilometer bretonischer Küste in irgendeiner Form vom Öl der *Amoco Cadiz* betroffen waren.

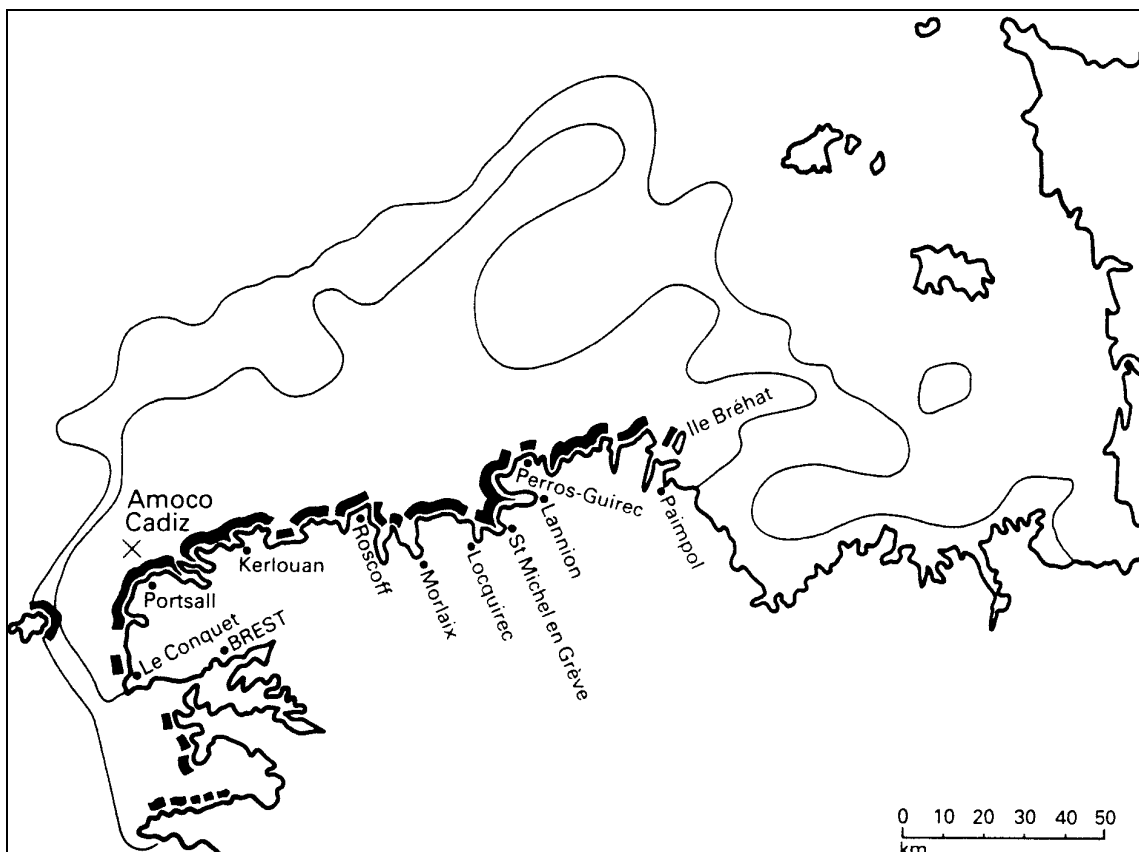


Abb. 40: Das Ausmaß der Ölverschmutzung an der bretonischen Küste. Die innere Linie zeigt die maximale Ausdehnung eines zusammenhängenden Ölteppichs, die äußere weiteste Ausbreitung einzelner Fragmente des Ölteppichs (FAIRHALL & JORDAN, 1980).

Viele Strände wurden von einer dicken Ölschicht bedeckt. In den ersten zwei Wochen nach der Havarie wurden mehr als 70 km Küstenlinie schwer vom Öl verschmutzt (Tab. 16). Rund ein Drittel der Ladung der *Amoco Cadiz* wurde in dieser Zeit an den Stränden der Bretagne angespült. Aufgrund der Aufräumarbeiten und des natürlichen Auseinanderbrechens des Ölteppichs reduzierte sich die Menge des Öls an den Stränden bis Ende April 1978 um rund 85% (D'OZOUVILLE *et al.*, 1978).

	Stand Ende März 1978	Stand Ende April 1978
schwer verölte Küstenlinie	72 km	107 km
schwer verölte vorgelagerte Felsen	51 km	55 km
leicht verölte Küstenlinie	-	213 km
insgesamt verölte Küstenlinie	123 km	375 km
Menge des angespülten Öls		
an der Ile Grande	7.400 t	2.760 t
an der restlichen Küste	54.600 t	6.440 t
Gesamtmenge	62.000 t	9.200 t

Tab. 16: Übersicht über das Ausmaß der Ölverschmutzung an der bretonischen Küste nach der Havarie der *Amoco Cadiz* (D'OZOUVILLE *et al.*, 1978)

Die Auswirkungen der Ölverschmutzung nach der Havarie der *Amoco Cadiz* auf die unterschiedlichen Küstentypen wurden detailliert von GUNDLACH und HAYES (1978) untersucht, die zu dem eingangs dargestellten Vulnerabilitätsindex von Küsten bei Ölverschmutzungen führten. Dabei zeigte sich, daß die felsigen Küstenabschnitte, die der größten Brandungsenergie ausgesetzt sind, am schnellsten wieder auf natürliche Weise von dem angeschwemmten Öl gereinigt wurden. Sie waren demnach vom ausgelaufenen Öl am wenigsten bedroht. Auch breite flache Strände mit sandigen Sedimenten waren nach anfänglich starker Verölung schon nach wenigen Wochen nur noch leicht verschmutzt. Der Rest konnte entfernt werden, ohne größere Schäden zu verursachen, so daß diesem Küstentyp ebenfalls eine recht geringe Sensibilität zugeschrieben werden kann. Strände mit gröberen Sedimenten zeigten sich dagegen sensibler gegenüber der Ölverschmutzung, da das Öl leicht in die Poren im Sediment eindringen und sich auf diese Weise an den Stränden dieses Typs festsetzen konnte. Auch mehrere Wochen nach der anfänglichen Verölung blieben diese Strände kontaminiert und konnten nur mit einigem Aufwand gereinigt werden. Gerade für die kiesigen Strände stellte das Öl eine ernsthafte Gefahr dar, denn bei einer Aushärtung des angespülten Mousse in den Zwischenräumen des Kies wären die Strände regelrecht asphaltiert worden, wenn nicht schon frühzeitig umfangreiche Säuberungsmaßnahmen an Stränden dieser Art eingeleitet worden wären.

Besonders stark von der Ölverschmutzung betroffen waren die Bereiche um den Aber Benoît und den Aber Wrac'h. In den Ästuaren dieser Flüsse wurde durch den Einfluß des Windes sowie der Gezeiten besonders viel Mousse hineingedrückt. Im Aber Wrac'h wurden viele Untersuchungen der Verteilung und des Abbaus des Öls der *Amoco Cadiz* durchgeführt. Turbulente Vermischung im Außenbereich des Ästuars sorgte dafür, daß sich ein Teil des herangeführten Mousse in der Wassersäule des Abers löste (CALDER & BOEHM, 1981). Auf diese Weise überstieg die Kohlenwasserstoffkonzentration in der Wassersäule im gesamten Ästuar Ende März 1978 den Wert von 500 µg/l. Zeitweilig wurden sogar Konzentrationen von über 1.000 µg/l gemessen. Die Menge des Öls in der Wassersäule reduzierte sich zwar in den folgenden zwei Monaten um rund 50%, blieb aber weiterhin deutlich über der natürlichen Hintergrundkonzentration von Öl in Meeren. Die in den Ästuaren angesiedelten Austernkulturen starben aufgrund der starken Kontamination, der sie über einen Zeitraum von mehreren Wochen ausgesetzt waren, fast vollständig ab.

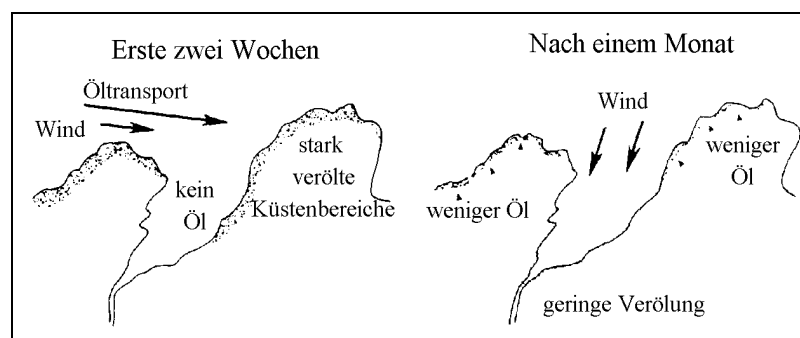


Abb. 41: Öltransport entlang der bretonischen Küste in den ersten zwei Wochen nach der Havarie der *Amoco Cadiz* und einen Monat nach der Havarie (GUNDLACH & HAYES, 1978).

Mitverantwortlich für die starke Verölung der Abers und anderer Buchten entlang der bretonischen Küste ist die deutliche Änderung der vorherrschenden Windrichtung Anfang April 1978. Durch die in den ersten zwei Wochen nach der Havarie der *Amoco Cadiz* vorherrschenden starken Westwinde wurde das Öl relativ schnell an der bretonischen Küste entlangtransportiert. Dabei wurden besonders die exponierten Küstenabschnitte in großem Maße von der Ölverschmutzung betroffen (GUNDLACH & HAYES, 1978). Geschützte Abschnitte blieben zu dieser Zeit oft von einer Verölung verschont (Abb. 41). Das Drehen des Windes auf Nordost bewirkte dann aber ein Auseinanderbrechen des Ölteppichs. Der nun auflandige Wind drückte das Öl in die geschützten Buchten und Ästuar hinein, wo es sich festsetzte und aufgrund der geringen Wellenenergie in diesen Bereichen nicht mehr von der See entfernt wurde.

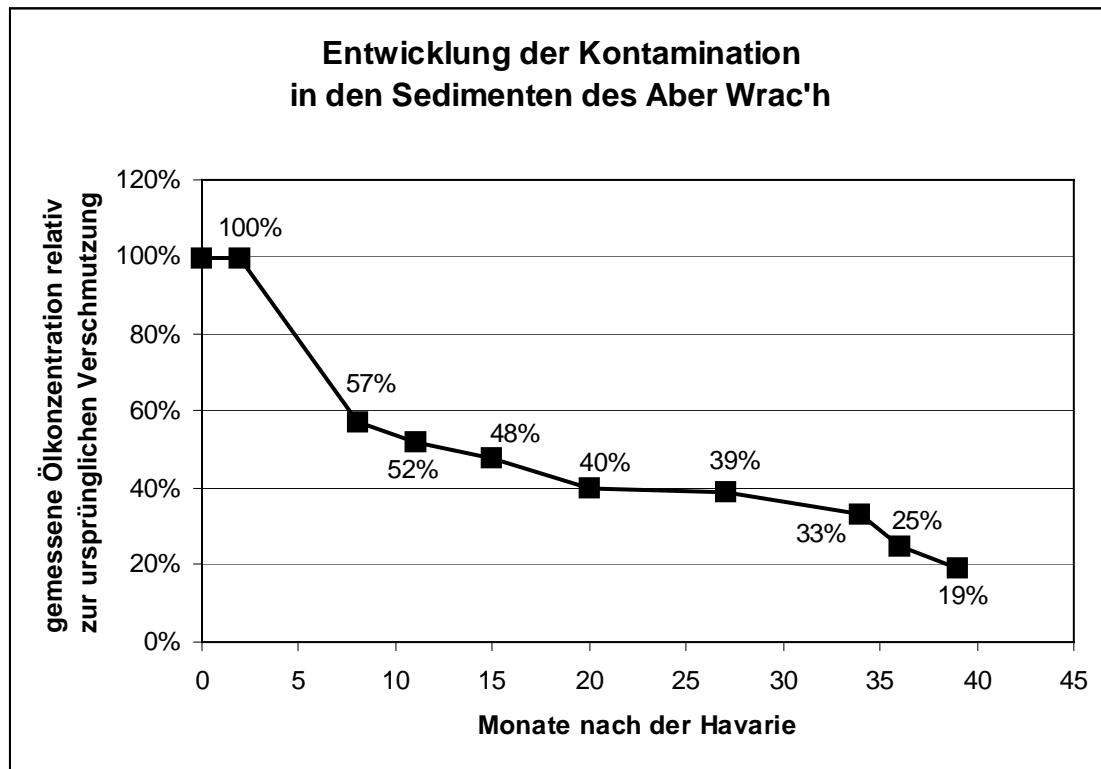


Abb. 42: Verlauf des Ölabbau in den Sedimenten des Aber Wrac'h in den ersten drei Jahren nach der Havarie der *Amoco Cadiz* (MARCHAND *et al.*, 1982).

In diesen Gebieten konnten Reste des Öls der *Amoco Cadiz* auch noch drei Jahre nach der Havarie des Tankers festgestellt werden. Insgesamt war die Konzentration an Kohlenwasserstoffen in der Umwelt in dieser Zeit rückläufig, allerdings war die Abnahme einigen Schwankungen unterworfen. In den Sedimenten im Aber Wrac'h, der anfangs besonders stark vom Öl der *Amoco Cadiz* verschmutzt worden war, betrug die gemessene Kohlenwasserstoffkonzentration knapp 40 Monate nach der Havarie weniger als 20% des ursprünglichen Wertes von Ende März 1978 (Abb. 42). Während die Verschmutzung in den ersten Wochen im Unterlauf des Aber Wrac'h sehr viel größer war als im Oberlauf, vollzog sich im Laufe der Zeit eine Homogenisierung der Kohlenwasserstoffkonzentrationen. Nach gut drei Jahren hatten sich die Konzentrationen fast angeglichen (Tab. 17). Der Rückgang der Kohlenwasserstoffkonzentrationen an der Küste ist vor allem auf den mikrobiellen Abbau des Öls und auf die Entfernung von Ölresten durch Brandung und Gezeiten zurückzuführen (ATLAS, 1982). In geschützten Gebieten der Ile Grande, die nicht gezeitenbeeinflusst sind, blieben die Konzentrationen im Sediment daher auch langfristig höher als in den exponierten Bereichen. Drei Jahre nach der Havarie waren die meisten deutlichen Auswirkungen der Ölverschmutzung an der bretonischen Küste überwunden, die Kohlenwasserstoffkonzentrationen blieben allerdings in den

ursprünglich stark verölten Gebieten erhöht, wodurch langfristige negative Folgen der Verölung möglich bleiben (GUNDLACH *et al.*, 1983).

Monat	Mündung	Unterlauf	Oberlauf	Durchschnitt Unter-/Oberlauf
März 1978	773	5051 ± 4685	1528 ± 736	3290 ± 3631
Mai 1978	1020	5914 ± 5053	1340 ± 708	3300 ± 3839
November 1978	148	2915 ± 1203	857 ± 184	1886 ± 1358
Februar 1979	113	1709 ± 662	1727 ± 578	1718 ± 575
Juni 1979	74	1043 ± 445	2149 ± 1846	1596 ± 1377
Oktober 1979	80	1093 ± 285	1565 ± 1202	1329 ± 847
Januar 1980	-	1811 ± 531	2512 ± 2143	2161 ± 1493
Juni 1980	42	1158 ± 595	1390 ± 409	1274 ± 489
Januar 1981	-	421 ± 110	1747 ± 1250	1084 ± 1085
März 1981	25	783 ± 295	901 ± 550	842 ± 413
Juni 1981	-	609 ± 290	672 ± 657	640 ± 472

Tab. 17: Entwicklung der Kohlenwasserstoffkonzentrationen in ppm in den Sedimenten des Aber Wrack (MARCHAND *et al.*, 1982).

3.3 Die Folgen der Ölverschmutzung

3.3.1 Die Auswirkungen der Havarie auf die marine Flora und Fauna

Bei der Betrachtung der Auswirkungen der Ölverschmutzung auf die marine Umwelt muß berücksichtigt werden, wann und wo die Organismen mit dem Öl in Kontakt gekommen sind. In unmittelbarer Nähe des Wracks der *Amoco Cadiz* starben innerhalb kürzester Zeit nach der Havarie die meisten marinen Lebewesen aller Tier- oder Pflanzenarten ab (CHASSÉ, 1978a). Ein großer Teil der Kadaver wurde im Umkreis von 10-15 km an den Stränden angespült.

In größerer Entfernung vom Wrack des Tankers waren die Auswirkungen des Öls insgesamt weniger letal. Wissenschaftliche Untersuchungen zeigten, daß nicht alle Pflanzen und Tiere, die mit dem Öl der *Amoco Cadiz* kontaminiert wurden, an den Folgen der Verunreinigung gestorben sind. Im allgemeinen starben eher die Arten ab, die in der offenen Wassersäule leben, als die, die sich in den Sedimenten vergraben (CHASSÉ, 1978a). Auch wurde festgestellt, daß einige Arten zum Abbau von Erdölkohlenwasserstoffen innerhalb des Organismus in der Lage sind. Weitreichende Untersuchungen des Cytochrom P450 Enzymsystems in Meerestieren erfolgten jedoch erst Jahre nach der Havarie der *Amoco Cadiz*.

Untersuchungen der Makroalgen Blasentang (*Fucus vesiculosus*), Spiraltang (*Fucus spiralis*), Sägetang (*Fucus serratus*) und Knotentang (*Ascophyllum nodosum*), die alle entlang der ganzen bretonischen Küste im gezeitenbeeinflussten Bereich vorkommen, zeigen, daß eine flächendeckende Verölung der Flora stattgefunden hat. Die Verölung der Algen im Bereich der Abers war jedoch besonders ausgeprägt (TOPINKA & TUCKER, 1981). Diese wurden zum Teil sehr stark von Öl bedeckt, erwiesen sich jedoch als äußerst widerstandsfähig. Es wurden zwar einige Schäden an der Oberfläche der Pflanzen festgestellt, aber zum Absterben der Pflanzen führten sie nicht. Es konnte lediglich eine verminderte Haftung der stark verölten Pflanzen am Substrat festgestellt werden, was dazu führte, daß sich viele dieser Pflanzen vom Untergrund lösten und weggespült wurden. Auch auf das Wachstum der Makroalgen hatte die Ölverschmutzung keine deutlichen Auswirkungen. Die größten Verluste von Makroalgen an der bretonischen Küste traten in Regionen wie z.B. auf der Ile Grande auf, wo die Flora im Zuge der Ölbekämpfungsmaßnahmen in Küstennähe großflächig zurückgeschnitten werden mußte. Auf diesen Flächen zeigten sich bereits ein Jahr nach der Ölverschmutzung erste Anzeichen einer Rekolonialisierung, auf die sich selbst eine schleichende Verölung durch in der Umwelt verbliebene Öreste nicht deutlich negativ auswirkte.

Das Zooplankton wurde in den ersten Wochen nach der Havarie drastisch dezimiert, so daß die marine Nahrungskette aufgrund der Reduzierung dieser niedrigen Trophiestufe stark beeinträchtigt wurde. Selbst nach drei Monaten war eine Wiederbesiedlung von stark verschmutzten Küstenabschnitten durch Zuwanderung von Zooplankton aus unbelasteten Gebieten nicht möglich (SAMAIN *et al.*, 1981). Eine Wiederbesiedlung konnte erst langfristig erfolgen, auch wenn die Freisetzung von Restöl aus Sedimenten das Zooplankton immer wieder belastete.

Einige Arten der sublitoralen benthischen Lebensgemeinschaften wurden in der ersten Phase der Ölverschmutzung ziemlich stark dezimiert. Vor allem waren Crustaceen und Mollusken betroffen (CABIOCH *et al.*, 1981). Dadurch wurde das Artengleichgewicht in den Lebensgemeinschaften in den feinen Sedimenten zum Teil empfindlich gestört. Die Gesamtbiomasse in den feinen Sedimenten ging deutlich zurück. In den schwer verschmutzten Gebieten war auch ein Jahr nach der Havarie das Artengleichgewicht durch eine Wiederbesiedlung von den wichtigsten Arten nicht wiederhergestellt. Dagegen kam es in den weniger verschmutzten Regionen der bretonischen Küste zwar zu einer temporären Störung des benthischen Lebens, jedoch hatte schon nach kurzer Zeit eine Rückkehr zu dem normalen Jahreszyklus dieser Le-

bensgemeinschaften stattgefunden. Allerdings gab es auch hier Verschiebungen in der Artenzusammensetzung, von der insbesondere einige Polychaeten profitieren konnten.

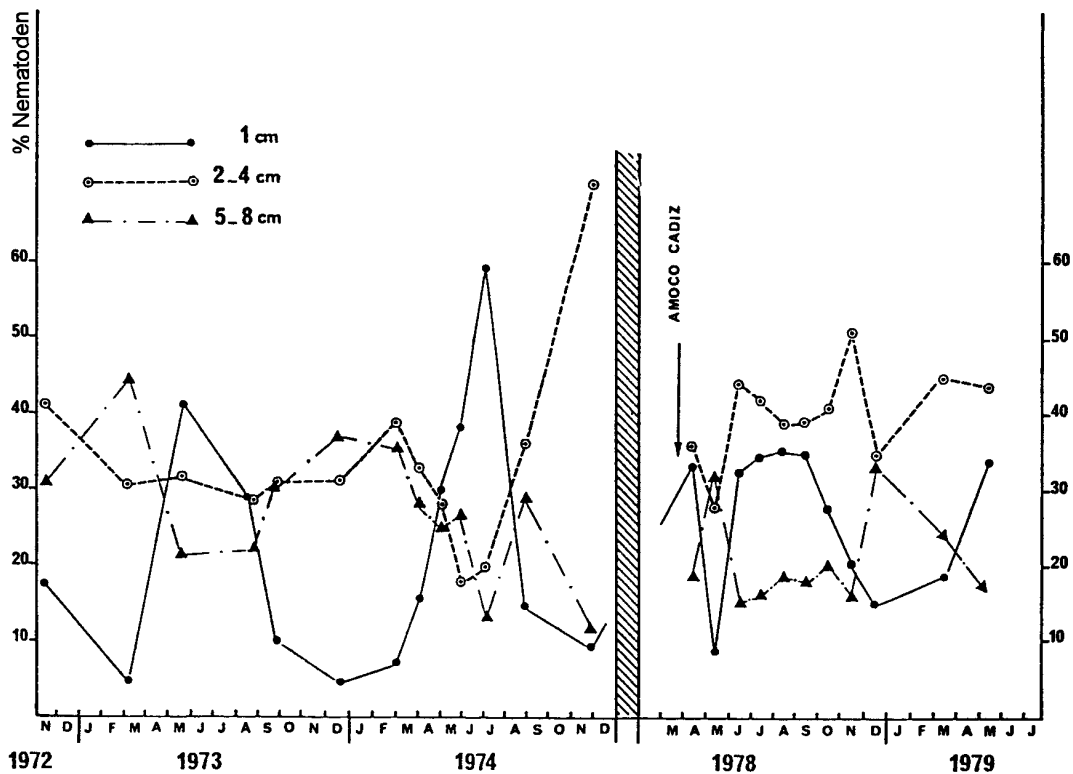


Abb. 43: Entwicklung der Besiedlungsdichte von Nematoden in Sedimenten vor der Havarie der *Amoco Cadiz* (1972-1974) und nach der Havarie (1978-1979). Die angegebenen Werte stellen den Anteil der Nematoden in den einzelnen Sedimentschichten dar. Bezugswert ist jeweils die Gesamtzahl aller Nematoden in den obersten 14 cm des Sediments (BOUCHER, 1981).

Ähnliche Auswirkungen der Ölverschmutzung zeigten sich auch bei der marinen Meiofauna. Vergleiche der Besiedlungsdichte von Nematoden und Copepoden in sublitoralen Sedimenten aus der Zeit vor der Havarie der *Amoco Cadiz* mit den Werten, die im Jahr nach dem Unfall ermittelt wurden, zeigen keine signifikanten Unterschiede (Abb. 43) (BOUCHER, 1981). Das Ausmaß der Besiedlung der Sedimente durch diese Tierarten hat sich also nicht geändert, obwohl die Artenvielfalt der Nematoden aufgrund der Ölverschmutzung deutlich abgenommen hat. Während vor der Havarie das Artenspektrum mit rund 20 Arten mit einem Anteil von jeweils 2% bis 5% weit gefächert war, so dominierten nach der Ölverschmutzung die Arten *Anticona ecotronis*, *Microlaimus conspicuus*, *Sabatieria celtica* und *Paracyatholaimus occultus*, die nun sehr viel häufiger vorkamen als in der Vergangenheit. Die Bedeutung aller anderen Arten im Artengefüge der Meiofauna ging nach der Ölkontamination deutlich zurück.

Ein ähnliches Bild ergibt sich auch beim Makrobenthos, das im ganzen gezeitenbeeinflussten Küstenbereich durch das aus der *Amoco Cadiz* ausgelaufene Öl stark in Mitleidenschaft gezogen wurde. Untersuchungen an Küstenabschnitten mit unterschiedlicher naturräumlicher Ausstattung zeigen, daß in allen betroffenen Gebieten eine große Bandbreite an Makrobenthosarten stark dezimiert wurde (HYLAND, 1978). Ebenso wurden deutliche Unterschiede in der Artenzusammensetzung der überlebenden Organismen festgestellt. In den Salzmarschen der Ile Grande wurde das Artenspektrum sehr viel drastischer reduziert als in stärker exponierten Strandabschnitten wie z.B. in der Nähe von Roscoff oder Corn ar Gazel.

	Portsall (schwer verölt)	Plouguerneau (leicht verölt)
Algen auf Felsen	90%	95%
Rankenfüßer (<i>Cirripediae</i>)	100%	100%
Herbivoren	8%	65%
Meiofauna auf Algen	> 500%	> 300%
Meiofauna in Sedimenten	12%	17%
Makrofauna in Sedimenten	40%	80%

Tab. 18: Übersicht über die Überlebensraten drei Monate nach der Havarie der *Amoco Cadiz* in schwer und leicht kontaminierten Gebieten (CHASSÉ, 1978b).

Einige Lebensgemeinschaften konnten sich schon wenige Monate nach der Havarie und der Ölverschmutzung wieder erholen. Trotz der immensen Ölmenge, die die Küste der Bretagne kontaminiert hat, blieben die Schädigungen der marinen Fauna lokal begrenzt, da die großen Turbulenzen in der Wassersäule zu einer schnellen Dispersion des Öls führte. Das Resultat war zwar eine hohe Mortalität in einem begrenzten Raum, aber keine großflächige komplette Vernichtung allen marinen Lebens (CHASSÉ, 1978b). Auch der nur sehr geringe Einsatz von chemischen Dispergatoren in unmittelbarer Küstennähe sowie die großangelegte Säuberungsaktion trugen dazu bei, die ökologischen Schäden vergleichsweise gering zu halten. So konnte ein Teil der starken Verluste z.B. an marinen Herbivoren oder der in den Sedimenten lebenden Meiofauna (Tab. 18) durch eine umfangreiche Zuwanderung von Tieren aus unkontaminierten Gebieten wieder ausgeglichen werden. Aufgrund der Akkumulation von Kohlenwasserstoffen in überlebenden marinen Organismen und in oberflächennahen Sedimentschichten sind jedoch langfristige Konsequenzen für die marine Fauna an der bretonischen Küste nicht zu verhindern, da das Öl aus diesen Bereichen nicht entfernt werden kann.

Eine Abschätzung der Auswirkungen des Öls auf Seevögel gestaltete sich relativ schwierig. In den ersten zwei Wochen nach der Havarie wurden 4.572 verölte Vögel an den Stränden von Ornithologen eingesammelt (HOPE-JONES *et al.*, 1978). Es muß aber davon ausgegan-

gen werden, daß ein Großteil der durch das Öl verendeten Seevögel nicht an den Küsten angeschwemmt werden. Driftexperimente zeigten, daß rund 20% der toten Vögel an den Stränden anlanden. Somit muß bei 4.572 gefundenen Vögeln mit der beträchtlichen Zahl von etwa 22.000 getöteten Tieren gerechnet werden. Etwa 2.750 verölte Vögel wurden von der Société pour l'Etude et la Protection de la Nature en Bretagne (SEPNB) in speziell dafür eingerichteten Zentren dekontaminiert (MONNAT, 1978). Insgesamt waren 41 Vogelarten betroffen, davon 35 Seevogelarten. Der weitaus größte Teil der verölte Vögel gehörten zu den Alken. Andere Vogelarten kamen in sehr viel geringerer Zahl in die Zentren der SEPNB (Tab. 19).

	Zahl der Vögel	Relativer Anteil
Alken (<i>Alcidae</i>)	1.902	69,1 %
Kormorane (<i>Phalacrocoracidae</i>)	471	17,1 %
Seetaucher (<i>Gaviidae</i>)	116	4,2 %
Baßtöpel (<i>Sula bassana</i>)	47	1,7 %
Möwen (<i>Laridae</i>)	130	4,7 %
Enten (<i>Anatide</i>)	25	0,9 %
Watvögel (<i>Limicoles</i>)	16	0,6 %
Lappentaucher (<i>Podicipedidae</i>)	15	0,5 %
Albatrosse, Sturmvögel, Sturmschwalben (<i>Procellariiformes</i>)	9	0,3 %
Raubmöwen (<i>Stercorariidae</i>)	3	0,1 %
Andere	18	0,8 %

Tab. 19: Zahl der verölte Vögel, die zu den Sammelpunkten des SEPNB gebracht wurden (MONNAT, 1978).

Die Zahl von über 20.000 getöteten Vögeln erscheint auf den ersten Blick sehr groß. Setzt man die Zahl der verendeten Seevögel jedoch mit der Menge des ausgelaufenen Öls in Bezug, so starb lediglich 0,1 Vogel pro Tonne Öl (MONNAT, 1978). Im Vergleich dazu wurden beim Unfall der *Torrey Canyon* vor der britischen Küste des Ärmelkanals 30.000 Vögel durch die ausgelaufenen 117.000 t Öl getötet. Dies entspricht 0,26 Vögeln pro Tonne Öl (HOLMES & CRONSHAW, 1977). Im krassen Gegensatz dazu steht die Havarie der *Pallas*, bei der durch die freigesetzten rund 600 t Öl etwa 16.000 Vögel vom Öl getötet wurden. Das sind fast 27 Vögel pro Tonne Öl. Bei derartigen Vergleichen müssen zwar neben der freigesetzten Ölmenge auch noch z.B. die ökologische Ausstattung der betroffenen Region und die Jahreszeit berücksichtigt werden, um die Ausmaße der einzelnen Havarien in Relation zueinander setzen zu können. Trotzdem zeigt dieser Vergleich, daß die Zahl der 20.000 verendeten Vögel nach der Havarie der *Amoco Cadiz* nicht zu hoch gegriffen ist.

Untersuchungen von verschiedenen Arten verendeter Seevögel zeigen einen weiteren interessanten Aspekt im Zusammenhang mit der Verölung der Vögel. Von den untersuchten Krähen scharben (*Phalacrocorax aristotelis*), Silbermöwen (*Larus argentatus*), Tordalken (*Alca*

torda) und Trottellummen (*Uria aalge*) wiesen lediglich die Krähenscharben eine letale Ölkonzentration im Gewebe auf (LAWLER *et al.*, 1981). Dementsprechend muß davon ausgegangen werden, daß sich das Öl der *Amoco Cadiz* nicht akut toxisch auf die anderen Seevogelarten ausgewirkt hat. Die übrigen Vögel sind an indirekten Folgen der Verölung verendet, also durch Erfrieren oder Ertrinken infolge des Isolations- bzw. Auftriebsverlustes durch die starke äußere Verschmutzung des Gefieders.

3.3.2 Die Auswirkungen der Havarie auf die Wirtschaft der betroffenen Region

Von der Havarie wurde vor allem die Fischerei in den flacheren küstennahen Gewässern betroffen. In den ersten Wochen nach dem Unfall waren Ausfahrten in diese Fangregionen nicht möglich. Aber schon nach drei Monaten konnte die Fischereiwirtschaft ihre Arbeit wieder aufnehmen (FAIRHALL & JORDAN, 1980). Zwar war die Ausbeute gegenüber der Zeit vor der Havarie anfangs noch deutlich reduziert, aber schon in den Monaten Juli und August waren die Fänge wieder auf einem Niveau angekommen, das sogar über dem der entsprechenden Vorjahresmonate lag.

Im Gegensatz zu den Fangmengen, die sich schon kurze Zeit nach der Ölverschmutzung normalisiert hatten, zeigten sich längerfristige Auswirkungen der Verölungen in Form von Wachstumsstörungen, Krankheiten und Veränderungen in der Alterszusammensetzung der Fischpopulationen. Ein großer Teil der Plattfische aus der Region in und um die vom Öl verschmutzten Abers, die nach der Havarie der *Amoco Cadiz* gefangen wurden, zeigten Mißbildungen an den Flossen (MIOSSEC, 1981). Im November 1978 waren davon 95,5% der Fische aus der Region um den Aber Wrac'h und 81,1% der Plattfische aus dem Gebiet um den Aber Benoît betroffen. Auch ein Jahr nach der Ölverschmutzung waren immerhin noch drei Viertel der Plattfische in diesen Regionen von derartigen Krankheiten betroffen. Die Zahl der mißgebildeten Tiere ging erst nach dem September 1979 wieder deutlich zurück.

Untersuchungen von Schollen (*Pleuronectes platessa*) und Seezungen (*Solea vulgaris*) zeigten im Jahre 1978 ein graduell abnehmendes Wachstum bei Fischen aller Altersklassen (CONAN & FRIHA, 1981). Ein derartig geringes Wachstum bei Fischen dieser Arten hielt über ein Jahr lang an. Besonders die jüngeren Fische waren von geringerem Wachstum betroffen. Das Wachstum lag nur bei etwa 25% des normalen Wachstums, während ältere Tiere

immerhin noch ein Wachstum von 88% des jährlichen Normalwertes erreichten. Dementsprechend wiesen die Plattfische der stark kontaminierten Regionen ein sehr viel geringeres Körpergewicht auf als vergleichbare Tiere aus unverschmutzten Gebieten.

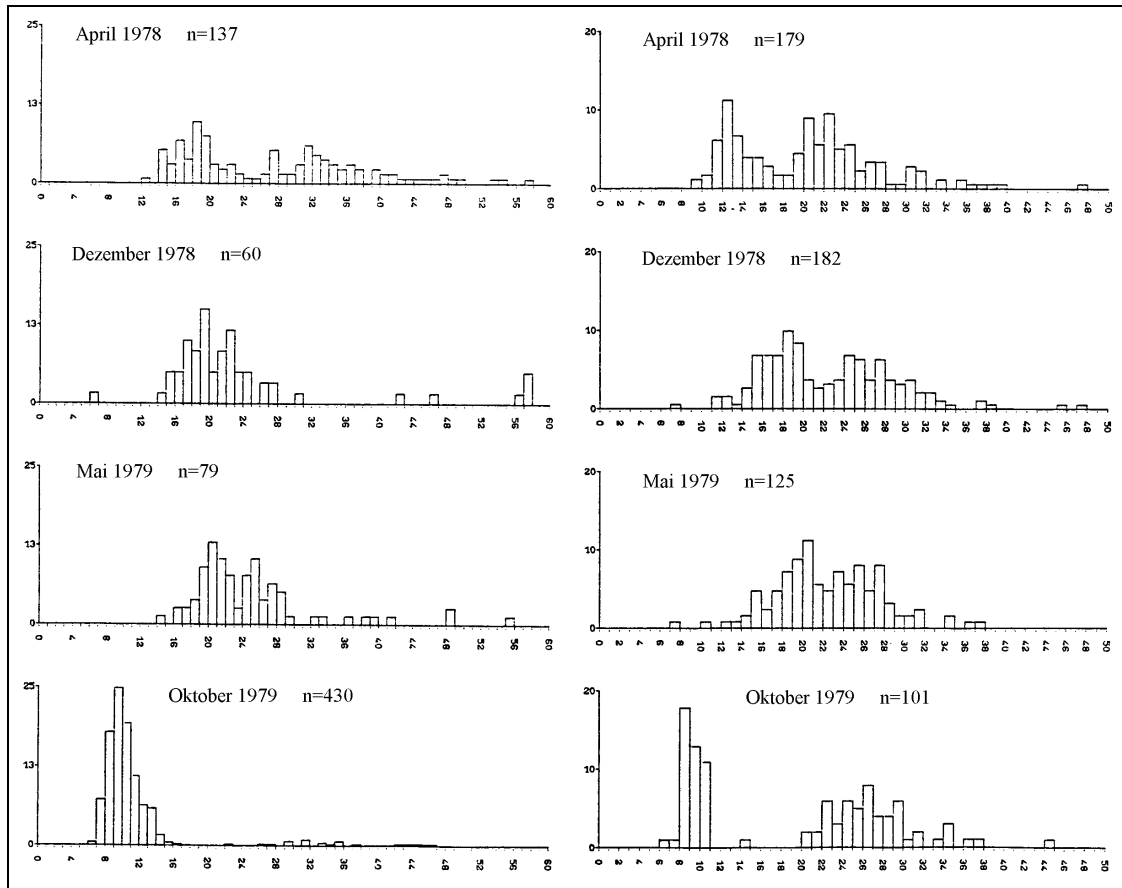


Abb. 44: Alterszusammensetzung bei Fängen von Schollen (*Pleuronectes platessa*) (links) und Seezungen (*Solea vulgaris*) (rechts) in den Jahren 1978 und 1979 (DESAUNAY, 1981).

Auffällig bei der Alterszusammensetzung der Fischfänge im Jahre 1978 ist der niedrige Anteil der Jungfische bei den Plattfischarten (DESAUNAY, 1981). Während des ersten Jahres nach der Ölverschmutzung wurden so gut wie keine Fische der Altersgruppe unter 12 Monaten in Testfängen nachgewiesen (Abb. 44). Die Reproduktion ist bei diesen Arten im Jahre 1978 so drastisch eingeschränkt gewesen, daß es in einigen Regionen überhaupt keinen Nachwuchs gegeben zu haben scheint. Erst im Laufe des Jahres 1979 normalisierte sich die Reproduktionsrate bei den untersuchten Fischarten, was sich in einem erhöhten Anteil an Jungfischen in den Fängen niederschlägt.

Neben dem Fischfang ist die Ernte von Seetang in der Bretagne von großer Bedeutung. Die Bretagne ist die Haupternteregion von Seetang in Frankreich. 1976 wurden 74% des in Frank-

reich geernteten roten und 93% des braunen Seetangs in der Küstenregion geerntet, die vom Öl der *Amoco Cadiz* verschmutzt wurde. Es zeigte sich, daß die Seetangkulturen vor der bretonischen Küste von der Ölverschmutzung nur in geringem Maße betroffen wurden (MAURIN, 1981). Untersuchungen der Populationsdichten von gefingerten Braunalgen (*Laminaria digitata*) und Rotalgen (*Chondrus crispus*) zeigten keine wesentlichen Veränderungen im Jahre 1978 gegenüber der Zeit vor der Havarie der *Amoco Cadiz*. Die Wachstumsraten im April 1978 waren zwar geringer als in vergleichbaren Zeiträumen vor der Ölverschmutzung, allerdings ist ein Zusammenhang mit der Verölung nicht belegbar. Schon im Folgemonat war das Wachstum wieder erhöht und hatte zu Beginn des Jahres 1979 wieder normale Raten erreicht.

Im Gegensatz dazu wurden die Austernkulturen in den verschiedenen Abers und im Ästuar von Morlaix von der Ölverschmutzung praktisch ausgelöscht. Trotz des Einsatzes von Ölsperren wurden die Austernkulturen durch eine große Menge Öl kontaminiert. Aufgrund der geschützten Lage der Kulturen in den Buchten konnte sich das Öl an diesen Stellen besonders lange halten und dementsprechend toxisch auf die Austern wirken (GRIZEL *et al.*, 1981). Im Aber Benoît wurden innerhalb kürzester Zeit 50% der Austern getötet, sofern sie nicht rechtzeitig entfernt worden waren. Im Aber Wrac'h wurden immerhin 20% der Austern auf diese Weise vernichtet. Die verbleibenden Bestände waren für den Verzehr nicht mehr geeignet, da durch das Öl Geschmacksveränderungen auftraten. Ende Mai 1978 erreichte die Ölverschmutzung der Austernkulturen mit Konzentrationen von 450-650 ppm ihren Höhepunkt. Während die Ölkonzentrationen im offenen Meerwasser aber schon wenige Wochen nach der Havarie auf unter 0,1 ppm absank, wurden in den Abers noch mehrere Monate später Konzentrationen von rund 100 ppm gemessen. Die Konsequenz war, daß sämtliche Austernkulturen in den betroffenen Abers und in der Bucht von Morlaix in der Folgezeit entfernt werden mußten.

Ebenso stark wie auf die Fischereiwirtschaft wirkte sich die Havarie der *Amoco Cadiz* auf den Fremdenverkehr in der Bretagne im Jahre 1978 aus. Zu diesem Zeitpunkt war die Bretagne der zweitgrößte Tourismusmarkt in Frankreich, der insbesondere von deutschen Urlaubern stark nachgefragt wurde (FAIRHALL & JORDAN, 1980). In der Region um Finisterre lag die Zahl der Gäste im Juni um 50% unter dem Wert des Vorjahresmonats, im Juli bei -36% und im August noch bei -15-20%. Insbesondere die Beherbergungsbetriebe mußten starke Einbußen hinnehmen. Die Auslastung im April und Mai betrug lediglich 30% des Vorjahres-

wertes. Sie stieg zwar in den folgenden Monaten an, erreichte jedoch nie annähernd die Werte des Jahres 1977. Eine ähnliche Tendenz zeigte sich bei Ferienwohnungen und beim Camping. Die Folge war, daß im Touristik- und Gastronomiebereich viele Beschäftigte in der betroffenen Region der Bretagne in diesem Jahr ihre Arbeit verloren.

Die französische Regierung mußte die Bretagne im Jahre 1978 auf vielfältige Weise wirtschaftlich unterstützen. Zum einen wurde eine umfangreiche Werbekampagne zur Förderung des Fremdenverkehrs in den vom Öl betroffenen Regionen gefahren, zum anderen wurden bis zum Ende des Jahres 1978 etwa £ 3,47 Mio. an Kompensationszahlungen für Verdienstaussfälle in der Fischerei gezahlt (FAIRHALL & JORDAN, 1980). Hinzu kamen Spenden von privaten Haushalten, Organisationen und Unternehmen von über £ 1 Mio.. Diese wurden in der betroffenen Region in einen Zentralen Ausgleichsfonds für Schäden der Ölverschmutzung eingezahlt. Auch von der EU wurden Mittel in Höhe von £ 333.000 zur Deckung der Kosten bei den Aufräumarbeiten nach der Havarie bereitgestellt. Dieser Betrag machte jedoch nur einen Bruchteil der Gesamtkosten aus, die im Zuge der Ölbekämpfungsmaßnahmen nach der Havarie der *Amoco Cadiz* anfielen. Sie beliefen sich auf rund £ 55 Mio., wobei die Ausgleichszahlungen für erfolgte wirtschaftliche Verluste in der Region in diesem Wert noch nicht enthalten sind.

Vor dem Unfall der *Amoco Cadiz* war die Ölindustrie davon ausgegangen, daß die Kosten für Ölbekämpfungsmaßnahmen im Einzelfall die Summe von \$ 30 Mio. nicht überschreiten würden, denn auf diese Summe waren Einzahlungen in dafür vorgesehene Fonds und Versicherungen erfolgt (FAIRHALL & JORDAN, 1980). Der Besitzer der *Amoco Cadiz*, die amerikanische Standard Oil Company, wurde aber nach Beendigung der Ölbekämpfung in einer Vielzahl von Klagen zur Zahlung von Schadensersatz verklagt, der weit über diesen Betrag hinausgeht. Die Gesamtsumme betrug am Ende des Jahres 1978 rund \$ 1,6 Mrd.. Auch die französische Regierung verlangte Schadensersatz in Höhe von \$ 300 Mio.. Gemäß der International Convention on Civil Liability for Oil Pollution Damage aus dem Jahre 1975 zahlte Standard Oil freiwillig \$ 16,7 Mio.. In den nachfolgenden Rechtsstreit, der wegen des Hauptsitzes der Standard Oil Company in den USA ausgetragen wurde, wurde von Amoco auch die Reederei Bugsier mit einbezogen, die Hauptschuld des Unglücks lag jedoch bei der Besatzung der *Amoco Cadiz*.

3.3.3 Strukturelle Veränderungen in der Ölunfallbekämpfung nach der Havarie

In Frankreich warf die Havarie der *Amoco Cadiz* die Frage nach der Effektivität der Überwachung des Schiffsverkehrs in französischen Gewässern und der Bekämpfung von Schadstoffbelastungen im Falle von Schiffsunfällen auf. Die gesetzliche Grundlage für ein Eingreifen von französischer Seite im Falle einer Krisensituation auf See bildete ein Gesetz vom 7. Juli 1976 (FAIRHALL & JORDAN, 1980). In diesem wird die Verantwortung für die Sicherheit eines Tankers auf den Besitzer des Schiffes gelegt und dem Staat die Gewalt gegeben, notwendige Maßnahmen zum Schutz der Küste einzuleiten. Die Verteilung der Kompetenzen der staatlichen Organisationen war jedoch nicht eindeutig geregelt. Die Handelsmarine und die Marine waren beide zu diesen Aufgaben befugt. Die Flotte der Handelsmarine bestand neben Schiffen in den speziellen Rettungszentren nur aus wenigen kleinen Booten, so daß sie im Falle der Schwierigkeiten auf der *Amoco Cadiz* nicht hätte helfen können. Die Marine hingegen hatte die Ressourcen, wurde aber nicht richtig und rechtzeitig benachrichtigt. Die beiden Kapitäne der *Amoco Cadiz* und der *Pacific* hatten beide keinen Notruf abgesetzt und die Station Radio Conquet, die den Funkverkehr der beiden Schiffe überwachte, folgte seiner strikten Anweisung, das Fernmeldegeheimnis zu wahren anstatt aufgrund der alarmierenden Mitteilungen im Funkverkehr zwischen den beiden Schiffen die französische Küstenüberwachung zu informieren.

In einer Untersuchung des französischen Parlaments wurde die französische Vorsorge vor Ölunfällen als mangelhaft gerügt und eine dringende Verbesserung der Gefahrenabwehr bei Ölunfällen auf See gefordert (FAIRHALL & JORDAN, 1980). In der Folgezeit wurde eine Vielzahl an Maßnahmen getroffen, um die französischen Küsten in Zukunft besser vor Ölverschmutzungen schützen zu können. Die beiden größten vorhandenen Hochseeschlepper wurden nach Brest verlegt, um schneller bei Havarien im Ärmelkanal einsatzbereit zu sein. Neue Radar- und Radiostationen wurden installiert, und die Überwachung der Tankschiffe, die französische Häfen anlaufen wollten, wurde intensiviert. Im Oktober 1978 wurde schließlich eine neue Version des POLMAR-Plans verabschiedet, in der die Organisation der Ölunfallbekämpfung neu geregelt wurde, um die Organisationsmängel, die bei der Bekämpfung des Öls der *Amoco Cadiz* aufgetreten waren, zu beseitigen.

Auch zur Vorbeugung von Ölunfällen wurden einige organisatorische Veränderungen vorgenommen. Die französische Marine übernahm die Überwachung des Schiffsverkehrs im Är-

melkanal durch Patrouillen zu Wasser, in der Luft und per Radar. Außerdem wurde die Kommunikation zwischen den einzelnen Außenposten der Marine verbessert (FAIRHALL & JORDAN, 1980). Hinzu kam eine Verschiebung der Hauptschiffahrtsrouten im Bereich des westlichen Ärmelkanals ab dem 1. Januar 1979 von der Route relativ nahe an der französischen Küste zu einer Route, die in größerer Entfernung vom Land verläuft. Diese Verschiebung war jedoch umstritten, da für einen reibungslosen Verkehr auf der neuen Route grundlegende Regeln für Ausweichmanöver in der Schifffahrt außer Kraft gesetzt werden mußten.

Schließlich wurde vom Parlament beschlossen, der Regierung die Einführung einer organisierten Küstenwache nach dem Vorbild der Coastguard der USA vorzuschlagen, da der Schutz der Küste ursprünglich nur eine Nebensache im Auftrag der französischen Marine darstellte (FAIRHALL & JORDAN, 1980). In einer detaillierten Übersicht wurde die benötigte Ausstattung einer solchen Küstenwache aufgelistet, deren Gesamtkosten rund £ 595 Mio. betragen sollte. Diese Summe stand jedoch in krassem Gegensatz zu den £ 2,85 Mio., die die französische Regierung vor der Havarie der *Amoco Cadiz* für den Schutz der französischen Gewässer und Küsten vor Schadstoffkontaminationen ausgeben wollte. Dieser Plan wurde dementsprechend aus Kostengründen verworfen.

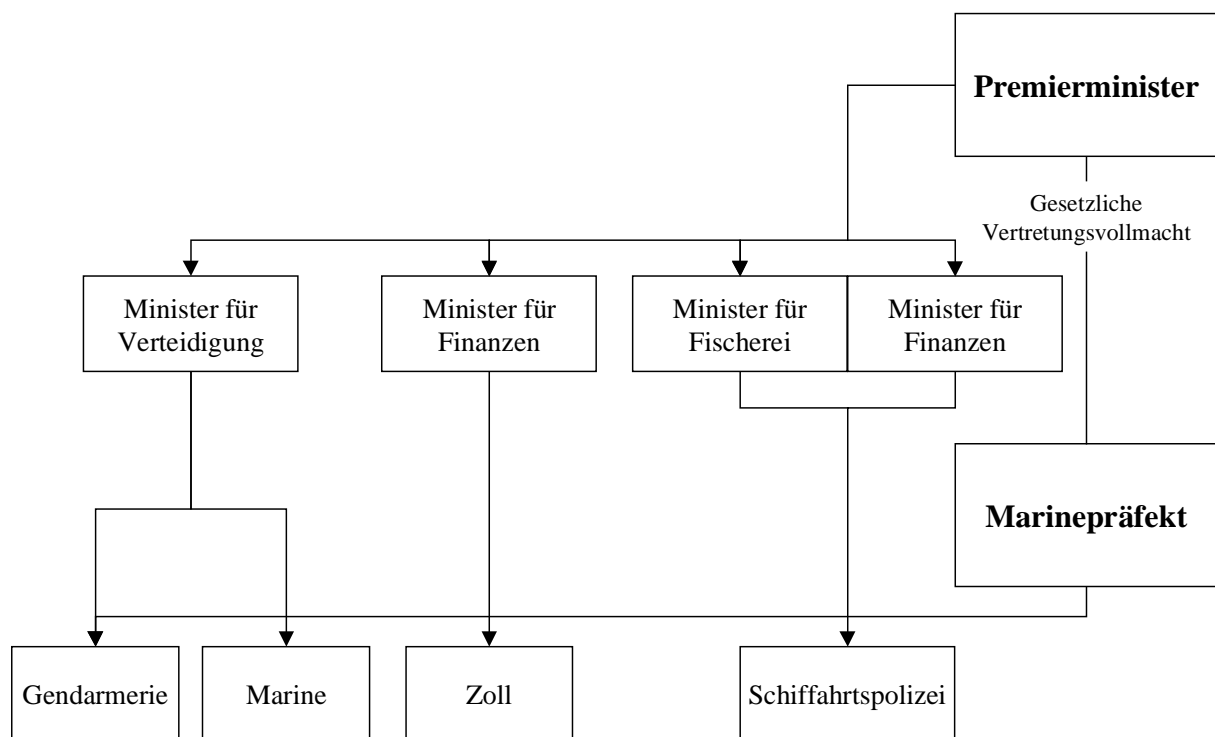


Abb. 45: Die heutige Organisation des Notfallmanagements bei Küstengefährdungen in Frankreich (WIBEL, 1999).

Eine Veränderung der Organisationsstruktur bei der Gefahrenabwehr auf See hat jedoch zu einer deutlichen Verbesserung des Schutzes der Küste Frankreichs vor Verunreinigungen durch Schadstoffe geführt. Das Sicherheitskonzept wurde dahingehend geändert, daß im Falle einer Gefährdung der französischen Küste durch Schadstoffe im Meer die Handlungsvollmacht von den verschiedenen Gremien, die für die Sicherung der Küste Frankreichs verantwortlich sind, auf eine Person, den sogenannten Marinepräfekten übergeht (WIBEL, 1999). Dieser untersteht direkt dem Premierminister und hat die Weisungsbefugnis über alle beteiligten Behörden (Abb. 45). Die Bündelung der Verantwortung soll im Unglücksfall ein effektiveres Handeln ermöglichen und Kompetenzstreitigkeiten zwischen einzelnen Behörden verhindern. Außerdem hat der Marinepräfekt die Befugnis, die Umsetzung von Sicherungsmaßnahmen durch die Schiffsbesatzung bzw. die Reederei des betroffenen Schiffes zu verlangen. Im Falle der Nichtbeachtung einer derartigen Anordnung kann der Marinepräfekt Maßnahmen zum Schutz der Küste einleiten, die auch zu Lasten des Schiffes gehen können.

Zur Durchsetzung von Sicherungsmaßnahmen stehen der französischen Marine zwei gecharterte Bergungsschlepper mit einem Pfahlzug von jeweils 160 t zur Verfügung (WIBEL, 1999). Außerdem kann der Marinepräfekt eine sogenannte „Eingreiftruppe“ einsetzen, die per Hubschrauber an Bord des betroffenen Schiffes gebracht wird und dort die Weisungen des Marinepräfekten durchsetzt. Diese Maßnahme wird jedoch nur im äußersten Notfall angewendet, wenn keine konstruktive Zusammenarbeit mit der Besatzung bzw. der Reederei zur Sicherung des Schiffes mehr möglich zu sein scheint.

4 Die Havarie der *Pallas*

Die Havarie des Holzfrachters *Pallas* am 26. Oktober 1998 vor der Insel Amrum im Deutschen Wattenmeer unterscheidet sich in vielen Punkten deutlich von der Havarie der *Amoco Cadiz*, die rund zwanzig Jahre vorher stattfand. Zum einen trieb die *Pallas* nach der Evakuierung aufgrund eines Ladungsbrandes an Bord noch einige Zeit unbemannt im Bereich der Nordfriesischen Inseln, bis sie auf einer Sandbank auf Grund lief. Zum anderen gelangte nach dem Bruch des Rumpfes der *Pallas* die vergleichsweise geringe Menge von lediglich 60 t mitgeführtem Bunker-C-Treibstoff in die Umwelt. Da diese Ölverschmutzung jedoch im Bereich des Wattenmeeres erfolgte, das zu den sensibelsten Ökosystemen im Bereich der Nordsee zählt, waren die Folgen weitreichender. Außerdem erregte die Havarie der *Pallas* durch die im Vergleich zu 1978 erheblich veränderte Medienlandschaft und ein gesteigertes Umweltbewußtsein in der Bevölkerung in der Öffentlichkeit großes Aufsehen. Daraus entwickelte sich in Deutschland eine heftige politische Debatte über die Effizienz der heutigen Organisation der Ölbekämpfung auf See mit dem Ziel, die Ölbekämpfung zu optimieren, bevor die deutsche Küste erneut von einer Havarie heimgesucht wird, bei der eine Ölmenge freigesetzt wird, die der Küstenregion einen schweren Schaden zufügt.

4.1 Verhältnisse am Unfallort zum Zeitpunkt des Unglücks

4.1.1 Naturräumliche Ausstattung der betroffenen Region

Die Havarie der *Pallas* begann, als sich der Holzfrachter in dänischen Gewässern in der Nähe des Hafens von Esbjerg befand. Auch die notwendige Evakuierung der Mannschaft erfolgte noch auf dänischem Territorium. Erst als das Schiff bereits führerlos und brennend auf der Nordsee trieb, erreichte die *Pallas* deutsche Gewässer. Durch den vorherrschenden Wind wurde der Frachter trotz einiger Schleppversuche bis vor die Insel Amrum verdriftet, wo er auf einer der Insel vorgelagerten Sandbank auf Grund lief.

Die Insel Amrum gehört zu den Nordfriesischen Inseln im schleswig-holsteinischen Teil des Wattenmeeres (Abb. 46). Das Wattenmeer ist eine weltweit einzigartige Küstenlandschaft, die sich entlang der Deutschen Bucht zwischen Esbjerg (Dänemark) und Den Helder (Niederlan-

de) erstreckt. Charakteristisch für die Wattenmeerküste ist das komplexe System aus Sandbänken, Platen, Wattströmen und Prielen, das sich den hydrographischen und meteorologischen Gegebenheiten entsprechend ständig verändert (VEENSTRA, 1976).



Abb. 46: Die Nordfriesischen Inseln an der Westküste Schleswig-Holsteins (L.VERM.A. S.-H., 1979).

Schon in der Vergangenheit war das Wattenmeer starken morphologischen Veränderungen unterworfen, und auch heute beeinflussen Gezeiten, Sturmflutereignisse und längerfristige Meeresspiegelschwankungen maßgeblich das Erscheinungsbild der Wattenmeerlandschaft (NEWIG, 1979).

Das eigentliche Wattgebiet ist nur der zentrale Teil dieser Küstenlandschaft, dessen Breite in der Regel knapp 10 km beträgt (REINECK, 1978). In der Region der Nordfriesischen Inseln erreicht das Wattengebiet jedoch eine größere Ausdehnung. Hier liegt die Breite zwischen 10 und 20 km. Auf der Landseite des Wattgebietes liegt die Innenküste, die die Grenze zum Festland darstellt. Seeseitig ist dem Wattgebiet eine Außenküste vorgelagert, zu der die Inseln und exponierte Sandbänke gezählt werden (NEWIG, 1979). Dieser Bereich zeichnet sich durch eine geringe Wassertiefe aus und ist deshalb für Schiffe mit großem Tiefgang wegen der Gefahr der Grundberührung größtenteils unbefahrbar. Die führerlose *Pallas* konnte nicht von dieser Außenküste ferngehalten werden, und so lief der brennende Frachter auf einem dieser Außensände vor der Insel Amrum auf Grund.

4.1.2 Hydrographische Besonderheiten im Bereich des Unfallortes

Der Bereich der Nordfriesischen Inseln ist maßgeblich durch die Gezeiten der Nordsee beeinflusst. Gezeitenbedingte Strömungen können bei ruhigem Wetter in der Nähe der Inseln eine Geschwindigkeit von bis zu 1,5 km/h (0,8 Knoten) erreichen (REINCKE, 1999). Vereinzelt kann die Geschwindigkeit der Gezeitenströmungen an Sandbänken und Seegatten deutlich höher sein, dort können bis zu 3 Knoten erreicht werden. Die Richtung der Gezeitenströmung hängt dabei von der vorherrschenden Tide ab. Gezeitenströmungen können bei starken Winden durch vom Wind hervorgerufene Strömungen überlagert werden. Auf diese Weise kann sich der Betrag und die Richtung der resultierenden Strömung unter Umständen deutlich von der Richtung und dem Betrag der reinen Gezeitenströmung unterscheiden, was zu einer nicht vorhersehbaren Veränderung der Strömungsverhältnisse führt.

Der Unterschied zwischen Spring- und Nipptiden an den Nordfriesischen Inseln beträgt rund 0,5 m (REINCKE, 1999). In Küstennähe mit ohnehin geringen Wassertiefen ist eine solche Differenz nicht zu vernachlässigen. Zum Zeitpunkt der Havarie der *Pallas* herrschten auf-

grund der Mondphase gerade Nipptiden vor, d.h. Fluten laufen weniger auf und bei Ebbe fällt der Wasserstand nicht so tief wie bei Springtiden (Tab. 20).

Datum	Wittdün		Helgoland		Höhe des Hochwassers	Höhe des Niedrigwassers
	Zeit des HW (UTC)	Zeit des NW (UTC)	Zeit des HW (UTC)	Zeit des NW (UTC)		
25.10.1998	02:46	09:22	01:14	07:52	2,6 m	0,1 m
	15:02	21:32	13:30	20:02	2,6 m	0,2 m
26.10.1998	03:15	09:52	01:43	08:22	2,6 m	0,2 m
	15:34	21:59	14:02	20:29	2,5 m	0,3 m
27.10.1998	03:47	10:25	02:15	08:55	2,6 m	0,3 m
	16:09	22:33	14:37	21:03	2,4 m	0,4 m
28.10.1998	04:27	11:06	02:55	09:36	2,5 m	0,4 m
	17:22	23:24	15:25	21:54	2,3 m	0,6 m
29.10.1998	05:22	12:08	03:50	10:38	2,4 m	0,5 m
	18:05		16:33	23:09	2,3 m	0,7 m
30.10.1998		00:39				

Tab. 20: Übersicht über die Hoch- und Niedrigwasserstände auf Amrum und Helgoland zum Zeitpunkt der Havarie der *Pallas* (REINCKE, 1999).

Für Schiffe der Größe der *Pallas* ist ab einer Entfernung von 12 Seemeilen von der Küste normalerweise eine ausreichende Wassertiefe für einen sicheren Schiffsverkehr vorhanden (REINCKE, 1999). Die Fahrt in geringerer Entfernung zur Küste bzw. die Ansteuerung von Häfen auf den Inseln oder an der westlichen Festlandküste ist allerdings schwierig, da gelegentlich Untiefen vorhanden sind. Diese sind zwar in den Seekarten verzeichnet, es muß aber beachtet werden, daß die Position der Sände ständigen Veränderungen unterworfen sind. Hinzu kommt, daß Stürme für zum Teil deutliche Wasserstandsänderungen in den Fahrwassern sorgen können. Außerdem erweist sich die Navigation nach Landmarken oder nach Radar oftmals als problematisch, so daß in Küstennähe für größere Schiffe die Hilfe eines Lotsen sehr vorteilhaft und mancherorts auch vorgeschrieben ist. Für ein brennendes Schiff ist die Einfahrt in einen Hafen an der dänischen oder schleswig-holsteinischen Westküste deshalb so gut wie unmöglich. Als die *Pallas* schließlich unbemannt in der Nordsee trieb, sorgten dann die schlechten Witterungsbedingungen dafür, daß es nicht gelang, den Havaristen durch gezielte Schleppmanöver in sicherer Entfernung von der Küste zu halten.

4.1.3 Die meteorologische Situation zum Unfallzeitpunkt

Das Wetter im Bereich der Deutschen Bucht wurde zwischen dem 25. und 30. Oktober 1998 durch drei Tiefdruckgebiete bestimmt, die nacheinander von Westen über die Nordsee dieses

Gebiet überquerten (REINCKE, 1999). Das erste Orkantief mit 963 hPa zog vom 25. bis zum 27. Oktober von Schottland nach Südschweden. Im Zusammenhang mit diesem Tief wurde auf Sylt und Helgoland Wind der Stärke 7 gemessen. Schauerböen im Bereich der Nordfriesischen Inseln sollen aber laut Angaben der Besatzungen der sich in der Nähe des Havaristen befindlichen Schiffe eine Geschwindigkeit von rund 30 m/s erreicht haben, was einer Stärke von 11 Beaufort, also Orkanstärke, entspricht.

Diesem Tief folgte ein weiteres Sturmtief, das lediglich 987 hPa erreichte. Dieses befand sich am 26. Oktober im Norden Schottlands und zog im Verlauf des folgenden Tages bis zum östlichen Skagerrak (REINCKE, 1999). Auch hierbei kam es an der schleswig-holsteinischen Westküste zu Wind mit einer Stärke von 7 Beaufort. Das dritte Tief, das vom 28. bis zum 30. Oktober das Wettergeschehen in der Deutschen Bucht bestimmte, erreichte 959 hPa. Es zog von den Faröer-Inseln über die Shetland-Inseln nach Südnorwegen und weiter nach Finnland. Dabei wurde in der Deutschen Bucht Wind der Stärke 7 aus West gemessen, der am 30. Oktober auf südliche Richtungen drehte und dabei leicht abnahm.

Datum	Uhrzeit (UTC)	Vorhersage Deutsche Bucht	Stationsmeldung Helgoland
25.10.1998	03:00	SW 7-8, west- bis nordwestdrehend 10, Böen bis 12, Seegang 5 m	S 6, 12°C, 973 hPa
26.10.1998	03:00	W 7, anfangs Sturmböen, Seegang 4 m	W 7, Schauer, 9°C, 994 hPa
	11:30	W bis NW 7, abnehmend 6, anfangs schwere Sturmböen, Seegang 3 m	W 7, Schauer, 9°C, 999 hPa
27.10.1998	03:00	W 6, südwestdrehend 8-9, Böen 11, Schauer und Gewitter, schlechte Sicht, Seegang 4 m	W 5, 10°C, 1006 hPa
	11:30	S bis SW 8, vorübergehend westdrehend, schwere Schauerböen, Seegang 2-4 m	S 7, Regen, 8°C, 1000 hPa
28.10.1998	03:00	W 9-10, Seegang 4-5 m	SW 7, Regen, 11°C, 996 hPa
	11:30	W 9-10, Böen 11, Seegang 4-5 m	W 7, Regen, 12°C, 984 hPa
29.10.1998	03:00	W bis NW 8, etwas zunehmend, Böen 10, Seegang 4 m	W 7, 10°C, 990 hPa
	11:30	W bis NW 8-9, Böen 10-11, Seegang 4-5 m	W 7, Schauer, 10°C, 992 hPa
30.10.1998	03:00	W bis NW 8, Schauerböen, Seegang 4-5 m	W 7, Schauer, 9°C, 1001 hPa
	11:30	W bis NW 7-8, Schauerböen, Seegang 4-5 m	WNW 6, Schauer, 9°C, 1000 hPa

Tab. 21: Wettervorhersagen des Deutschen Wetterdienstes in Hamburg und Stationsmeldungen von Helgoland für den Zeitraum vom 25. bis zum 30. Oktober 1998 (REINCKE, 1999).

Vergleicht man die Vorhersagen für die Deutsche Bucht mit den tatsächlich eingetretenen Stationsmessungen (Tab. 21), so zeigt sich, daß der Wind insgesamt leicht schwächer eingetreten ist als in den Prognosen angenommen. Allerdings sind die bei diesen Wetterbedingungen auftretenden Schauerböen, die zum Teil Orkanstärke erreichten, gerade in Hinsicht auf

ihren Einfluß auf die Schifffahrt nicht zu vernachlässigen. Aufgrund der großen Angriffsfläche der Schiffe wird durch den Wind ein starker Druck auf die Schiffe ausgeübt. Gerade bei einer Havarie erschweren die ständigen und unvorhersehbare Änderungen in der Windgeschwindigkeit die Schleppversuche auf See bzw. machen diese unter Umständen ganz unmöglich, da nicht antizipiert werden kann, in welche Richtung der Havarist kurzfristig durch den Wind verdriftet wird und auf welche Weise die Schleppverbindung dadurch belastet wird. Für ein erfolgreiches Schleppmanöver ist eine kontinuierliche Belastung der Schleppverbindung zwischen dem Bergungsschiff und dem Havaristen notwendig. Das Scheitern der Schleppmanöver am 27. Oktober ist wahrscheinlich auf eine kurzzeitige übermäßige Belastung der Schleppverbindung zurückzuführen (REINCKE, 1999), da es aufgrund der Windverhältnisse nicht gelang, über einen längeren Zeitraum eine stabile Schleppverbindung zur *Pallas* aufrechtzuerhalten.

4.2 Der Unfallhergang

4.2.1 Chronologie der Havarie

Der unter der Flagge der Bahamas fahrende Frachter *Pallas* verließ am 20. Oktober 1998 den schwedischen Hafen Hudiksvall, um eine Ladung Schnittholz nach Casablanca (Marokko) zu transportieren. Am 25. Oktober 1998 fuhr die *Pallas* auf der Nordsee in dänischen Gewässern in südlicher Richtung, als an Bord des Frachters gegen 15:40 Uhr Rauchschwaden entdeckt wurden, die aus dem Laderaum des Schiffes zu stammen schienen. (UEHP, 2000). Eine Kontrolle des Zweiten Offiziers brachte keine Klärung der Lage. Dennoch alarmierte der Kapitän die dänische Küstenwache und die dänische Seenotrettung in Aarhus. Diese sandte den Rettungskreuzer *Nordsjøen*, um der *Pallas* zu helfen. An Bord des Frachters wurde die Mannschaft auf die mögliche Gefahrensituation vorbereitet. Die Seenotleitzentrale (MRCC) in Bremen, die den Funkverkehr zwischen dem Holzfrachter und der Seenotleitzentrale in Aarhus mitgehört hatte, informierte um 17:31 Uhr den Zentralen Meldekopf (ZMK) in Cuxhaven über den Brand auf der *Pallas*. Aber schon fünf Minuten später relativierte die MRCC Bremen ihre Meldung durch die Mitteilung an den ZMK, daß das Feuer auf der *Pallas* unter Kontrolle sei und deshalb eine Unterstützung der dänischen Hilfskräfte durch deutsche Einsatzfahrzeuge nicht mehr notwendig sei.

Das Feuer war aber keineswegs unter Kontrolle gebracht worden. Gegen 19:00 Uhr des 25. Oktober waren die ersten Flammen aus dem Laderaum an Deck zu sehen. Nach der Meldung an die dänische Küstenwache steuerte die *Pallas* auf die dänische Küste zu, um mögliche Rettungsmaßnahmen zu erleichtern (MORDHORST, 1999). Löschversuche an Bord mit Kohlendioxid konnten das Feuer im Laderaum lediglich zeitweise eindämmen, es gelang jedoch nicht die Flammen endgültig zu ersticken. Die Befestigungen der brennenden Ladung an Deck wurde gelöst, so daß diese von der stürmischen See über Bord gespült werden konnte. Als es keine wirkungsvollen Löschmaßnahmen an Bord mehr gab, funkte der Kapitän der *Pallas* SOS und bat um eine Bergung der Mannschaft. Der dänische Seenotrettungskreuzer *Nordsjøen* nahm nun Kurs auf den brennenden Frachter. Er erreichte die *Pallas* um 23:25 Uhr (UEHP, 2000).



Abb. 47: Der Frachter *Pallas* treibt brennend und unbemannt entlang der Nordfriesischen Inseln (MORDHORST, 1999).

Gleichzeitig erfolgte ein Einsatz von dänischen und deutschen Marinehubschraubern, die um 1:00 Uhr nachts die Bergung der Mannschaft vornahm. Da die Versuche der Mannschaft, in Rettungsinseln zu gelangen, aufgrund der stürmischen See scheiterten und das Rettungsboot, in das die Besatzung hineingeklettert war, nach einer Kollision mit einem Gegenstand im Wasser zerbrach, mußte jedes einzelne Besatzungsmitglied aus dem Wasser geborgen werden (MORDHORST, 1999). Der Schiffskoch konnte nur noch tot aus der Nordsee geborgen werden, da er einen tödlichen Herzanfall erlitten hatte. 15 Mann Besatzung wurden gerettet und nach Esbjerg in ein Krankenhaus gebracht. Lediglich der Maschinist der *Pallas* blieb an Bord, aber gegen 4:30 Uhr wurde auch er von dem deutschen Marinehubschrauber geborgen. Der brennende Frachter (Abb. 47) trieb nun unbemannt weiter südwärts auf die deutsche Küste zu.



Abb. 48: Das bundeseigene Mehrzweckschiff *Mellum*, das an den Schleppversuchen der *Pallas* maßgeblich beteiligt war (MORDHORST, 1999).

Mit dem Verlassen des dänischen Hoheitsgebietes in der Nacht zum 26. Oktober erklärten die dänischen Behörden ihre Zuständigkeit für beendet und setzten den Zentralen Meldekopf in Cuxhaven über die Vorgänge in der Nordsee westlich von Esbjerg in Kenntnis. Um 7:15 Uhr folgte der letzte Lagebericht an den ZMK seitens der Dänen, die um 8:08 Uhr den Fall *Pallas* für sich abschlossen (UEHP, 2000). Nun oblag es dem ZMK gemäß der Organisationsstruktur bei der Seeüberwachung, die notwendigen Maßnahmen zur Sicherung der *Pallas* einzuleiten. Da die *Pallas* eine mögliche Bedrohung für die deutsche Küste darstellte, wurde die ELG einberufen und die Sonderstellen des Bundes und der Länder informiert. Außerdem wurden die Mehrzweckschiffe *Mellum* um 7:32 Uhr (Abb. 48) und *Neuwerk* um 9:40 Uhr zur *Pallas* beordert. Diese sollten den Brand an Bord des Frachters löschen, da es ansonsten nicht möglich wäre, Schleppgeschirr zur Sicherung des Havaristen an der *Pallas* zu befestigen. Die Einsatzfahrzeuge der deutschen Küstenwache trafen am Nachmittag am Havaristen ein. Erstes Fahrzeug an der *Pallas* war die *Meerkatze* der Fischereiaufsicht, die um 14:10 Uhr bei dem Frachter angelangte, auf dem das Feuer inzwischen wieder voll entfacht war. Es folgten um 14:45 Uhr die *Mellum*, die *Neuwerk* sowie die *BG21*. Unverzüglich wurden erste Maßnahmen zur Brandbekämpfung an Bord der *Pallas* eingeleitet.

Um 18:30 Uhr wurden die ersten Versuche zum Abschleppen der *Pallas* unternommen. Die *Neuwerk* sollte an der *Pallas* festmachen, doch eine Hilfsleine, die sich im Backbord-Ruderpropeller der *Neuwerk* verhakt hatte, sorgte dafür, daß die *Neuwerk* nicht manövrierfähig genug für das Abschleppen des Frachters war (SEEAMT KIEL, 1999). Folglich mußte nun die *Mellum* diese Aufgabe übernehmen. Gegen 20:00 Uhr war schließlich eine Schleppverbindung zwischen der *Mellum* und der *Pallas* hergestellt (MORDHORST, 1999). Nun sollte die *Pallas* in Richtung Helgoland geschleppt und dann auf einen Notliegeplatz in Cuxhaven gebracht werden, wo das Schiff endgültig gelöscht werden sollte. Während des Schleppmanövers, das bei rauher See mit Wind der Stärke 8-9 Beaufort aus westlichen Richtungen stattfand, kühlten die *Neuwerk* und der Seenotrettungskreuzer *Wilhelm Kaisen* den Rumpf der *Pallas* und löschten Brände an Deck des Havaristen.

Am Morgen des 27. Oktober 1998 wurde der Bergungsschlepper *Oceanic* zur *Pallas* beordert, um die *Neuwerk* zu ersetzen, damit die Leine aus dem Ruderpropeller entfernt werden konnte. Die *Oceanic* traf um 9:28 Uhr am Schleppverband ein und begann mit Maßnahmen zur Bekämpfung des Brandes an Bord des Frachters (UEHP, 2000). Als sich der Schleppzug rund 18 Seemeilen von Helgoland entfernt befand, rissen um 12:20 Uhr die Schleppleinen zwischen der *Mellum* und der *Pallas*. Auch der von der Reederei der *Pallas* beauftragte Schlepper *Alex Gordon*, der sich in der Nähe aufhielt, konnte die abgerissenen Enden der Leinen nicht wieder aufnehmen. Währenddessen verdriftete die *Pallas* mit einer Geschwindigkeit von drei Knoten in ostnordöstlicher Richtung. Erneut sollten Männer auf der *Pallas* abgesetzt werden, um neue Schleppleinen zu installieren. Dazu mußte aber erst ein Hubschrauber des Bundesgrenzschutzes aus Kiel anrücken, da kein anderer zur Verfügung stand (MORDHORST, 1999). Der starke Seegang ermöglichte dann aber nur das Absetzen einer einzigen Person auf der *Pallas*. Diesem Seemann gelang es um 17:20 Uhr, den Backbord-Anker des Frachters fallenzulassen, um so die Drift vorübergehend zu stoppen.

Die *Alex Gordon* versuchte nun mit ihrer Ankerziehausrüstung, die *Pallas* an ihrem Anker abzuschleppen, doch es gelang ihr wegen der schweren See bis 23:20 Uhr nicht, den Anker des Frachters zu ergreifen. Um 23:20 Uhr wurden schließlich auch diese Versuche eingestellt (UEHP, 2000). Die Wetterlage verschlechterte sich weiter, so daß weitere Schleppversuche während der Nacht nicht mehr unternommen werden konnten. Während der Nacht blieb zumindest der Anker der *Pallas* intakt, so daß der Frachter nicht weiter landeinwärts verdriftet wurde. Allerdings befand sich die *Pallas* bereits in der Nähe der Zehn-Meter-Tiefenlinie, so

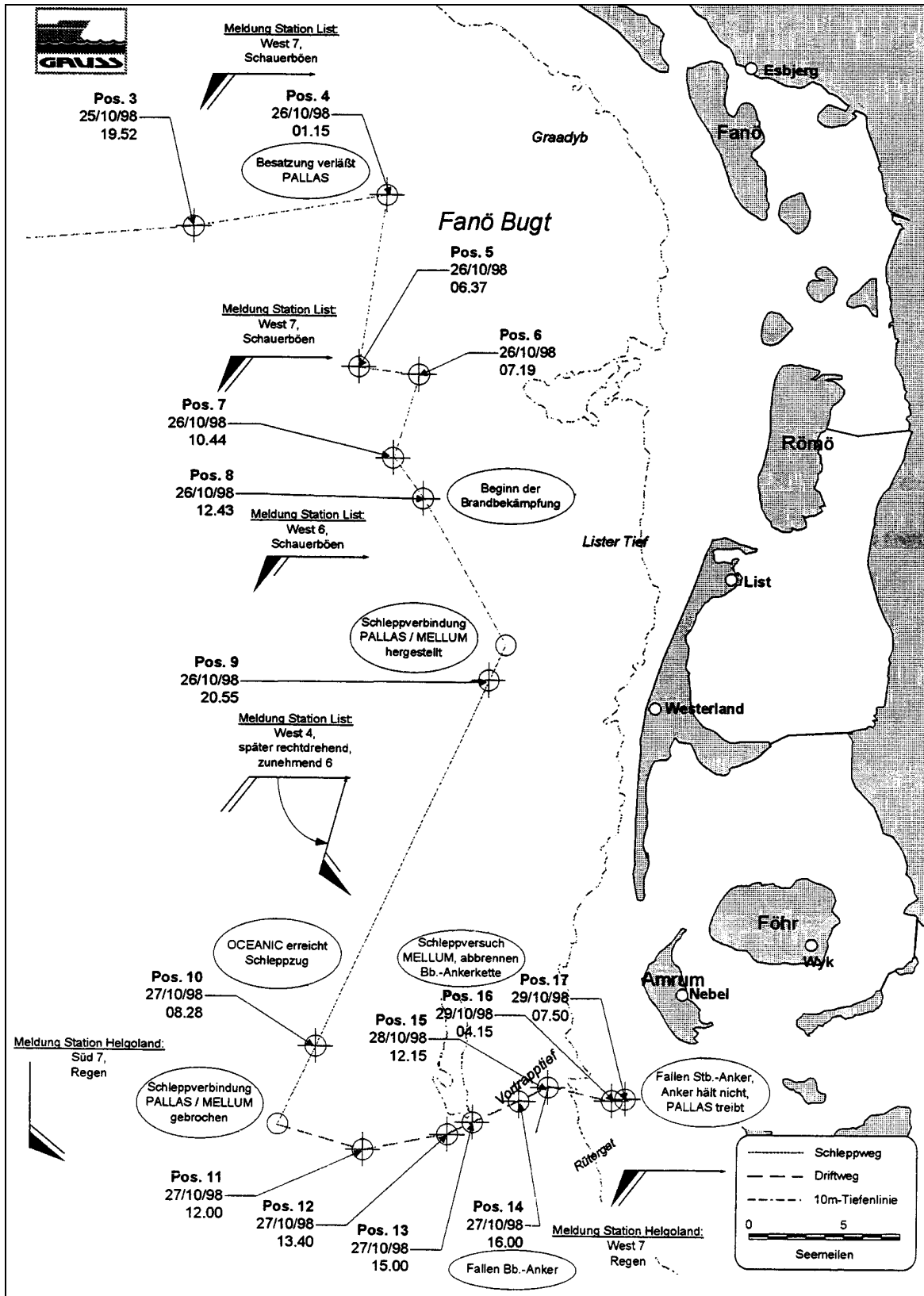
daß neue Schleppversuche mit der *Oceanic* nicht mehr möglich waren, da bei dem hohen Seegang die Gefahr einer Grundberührung der *Oceanic* zu groß war (MORDHORST, 1999).

Am 28. Oktober 1998 wurden gegen Mittag wieder fünf Personen auf die *Pallas* gebracht. In einer mehrstündigen Aktion wurde eine neue Schleppverbindung mit der *Mellum* hergestellt (UEHP, 2000). Um 14:33 Uhr wurde der Anker der *Pallas* abgetrennt, um den Frachter wieder in Richtung Helgoland schleppen zu können. Aber schon um 15:00 Uhr riß die Schleppverbindung erneut. Kurzerhand wurde der Steuerbordanker der *Pallas* geworfen, um das Schiff auf der aktuellen Position zu stabilisieren (MORDHORST, 1999). Die Drift der *Pallas* konnte damit aber lediglich verringert werden. Mit 0,25 Knoten trieb der Havarist weiterhin nach Osten auf die schleswig-holsteinische Küste zu. Nun entwickelte sich die *Pallas* zu einer Bedrohung für die Küste Schleswig-Holsteins, so daß um 22:25 Uhr die Einsatzleitgruppe zur Bekämpfung von Meeresverschmutzungen (ELG) aktiviert wurde (UEHP, 2000).

Am 29. Oktober 1998 hatte die *Pallas* im Bereich der Fünf-Meter-Tiefenlinie zum ersten Mal Grundberührung. Es fand keine weitere Verdriftung nach Osten mehr statt. Allerdings befand sich der Frachter nun in einem Gebiet, das zu flach war, als daß die an der Sicherheitsaktion beteiligten Schiffe noch sicher an die *Pallas* heranfahren konnten (MORDHORST, 1999). Somit schien es endgültig unmöglich geworden zu sein, den Havaristen freizuschleppen. In der Folgezeit wurde zwar noch einmal versucht, den Frachter von der Sandbank zu schleppen, doch auch dieser Versuch blieb ohne Erfolg.

Der Weg, den die *Pallas* von der Position von Esbjerg, als das Feuer an Bord festgestellt wurde, bis zur Strandung vor Amrum nahm, ist in Abb. 49 dargestellt. Die Verdriftung des Frachters ist dabei in erheblichem Maße auf die stürmischen, zum Teil orkanartigen Winde aus westlichen Richtungen und eine mittlere Strömung nach Osten zurückzuführen (REINCKE, 1999). Diese Faktoren bewirkten, daß das Schiff erst nach Süden, später nach Osten verdriftet wurde. Auch die Tatsache, daß die Maschine der *Pallas* nach dem Verlassen der Mannschaft weiterlief, ist in diesem Zusammenhang von Bedeutung. Es ist praktisch nicht möglich, die Propeller einer laufenden Maschine genau auf Nullschub, d.h. im Leerlauf zu halten. Somit kann eine Beeinflussung des Driftweges der *Pallas* durch den eigenen Maschinenschub sowie durch das Ruder nicht ausgeschlossen werden, jedoch ist von einem geringen Einfluß dieser Faktoren auf die Driftrichtung auszugehen. Schließlich haben auch die vier Schleppversuche, die am 26. und 27. Oktober unternommen wurden, den Weg der *Pallas* beeinflusst. Alle Ret-

tungsversuche konnten aber letztendlich nicht verhindern, daß der Frachter am 29. Oktober am Rütergat strandete.



Nr.	Datum	Uhrzeit (UTC)	Position	Ereignis
1	25.10.1998	18:20	55° 15,4' N, 006° 05,5' E	<i>Pallas</i> meldet starke Rauchbildung, steuert Richtung Esbjerg
2	25.10.1998	18:29	55° 15,4' N, 006° 55,5' E	<i>Pallas</i> meldet zunehmende Rauchentwicklung
3	25.10.1998	19:52	55° 20' N, 007° 35,7' E	Positionsmeldung <i>Pallas</i>
4	26.10.1998	01:15	55° 21,5' N, 007° 53,5' E	4 Mann an Bord der Nordsjøen genommen
5	26.10.1998	06:37	55° 12,5' N, 007° 51,2' E	Position der <i>Pallas</i>
6	26.10.1998	07:19	55° 12,15' N, 007° 56,7' E	Meldung an ZMK: <i>Pallas</i> treibt in Richtung Sylt
7	26.10.1998	10:44	55° 07,52' N, 007° 54,2' E	Helikopter-Meldung: <i>Pallas</i> dreht auf Ostkurs
8	26.10.1998	12:43	55° 05,5' N, 007° 57' E	Helikopter Positionsmeldung der <i>Pallas</i>
9	26.10.1998	20:55	54° 55,9' N, 008° 03,2' E	Position der <i>Pallas</i>
10	27.10.1998	08:28	54° 35,9' N, 007° 47,1' N	<i>Oceanic</i> erreicht den Schleppzug <i>Pallas/Mellum</i>
11	27.10.1998	12:00	54° 30,6' N, 007° 52,1' E	Position der <i>Pallas</i>
12	27.10.1998	13:40	54° 31,3' N, 007° 59,6' E	Position der <i>Pallas</i>
13	27.10.1998	15:00	54° 32,2' N, 008° 01,5' E	Position der <i>Pallas</i>
14	27.10.1998	16:00	54° 33,4' N, 008° 05,6' E	Position der <i>Pallas</i>
15	28.10.1998	12:15	54° 34,4' N, 008° 09,2' E	Position der <i>Pallas</i>
16	29.10.1998	04:15	54° 32,9' N, 008° 15,3' E	<i>Pallas</i> treibt mit ca. 0,5 Knoten
17	29.10.1998	07:50	54° 33,1' N, 008° 15,9' E	<i>Pallas</i> befindet sich landseits der 5-Meter-Tiefenlinie, hat keine ausreichende Wassertiefe mehr

Abb. 49: Der Driftweg der *Pallas* zwischen dem 25. und 29. Oktober 1998 (nach REINCKE, 1999).

4.2.2 Die Ölunfallbekämpfung nach der Havarie

Am Tag nach der Strandung der *Pallas* wurde das erste ausgetretene Öl am Heck der *Pallas* bemerkt. Dabei handelte es sich den Ölproben zufolge zunächst nur um Hydrauliköl und noch nicht um Bunker-C-Treibstoff (MORDHORST, 1999). Der Ölauffangkatamaran *Westensee* wurde zur Bekämpfung der Umweltverschmutzung durch das Öl, das aus der *Pallas* auslief und noch auslaufen könnte, zum Havaristen beordert. Er traf dort am 1. November 1998 ein. Zu diesem Zeitpunkt wurde noch immer erfolglos versucht, die *Pallas* von der Sandbank freizuschleppen. Zur gleichen Zeit forderte die ELG die Reederei der *Pallas* auf, ein Konzept zur Sicherung des Havaristen und zur Beseitigung des noch an Bord befindlichen Öls vorzulegen. Dieser Forderung kam die Reederei jedoch nicht nach. Die Schleppversuche mußten schließlich am 8. November eingestellt werden, als festgestellt wurde, daß der Rumpf der *Pallas* in der Mitte abgeknickt war (Abb. 50). Die Reederei der *Pallas* erklärte daraufhin den Frachter zum Wrack und entledigte sich auf diese Weise jeder weiteren Verantwortung. Somit lag die Verantwortung für das Wrack nun allein bei der ELG.



Abb. 50: Die *Pallas* ist südwestlich der Insel Amrum auf Grund gelaufen. Der Rumpf ist in der Mitte abgeknickt, aus dem Riß läuft Öl aus (MORDHORST, 1999).

Aus dem Rumpf der *Pallas* floß in der Folgezeit Schweröl aus einem beschädigten Treibstoff-tank aus. Es wurde durch den vorherrschenden starken Westwind nach Osten in Richtung der Küste verdriftet (UEHP, 2000). Zur Bekämpfung der Ölverschmutzung wurden die *Mellum* und die *Neuwerk* sowie das lbekmpfungsschiff *Knechtsand* und das Landungsboot *Norderhever* eingesetzt. In Ufernähe wurden viele Seevögel durch das ausfließende Öl so stark verschmutzt, daß sie an den Folgen der Verölung starben oder getötet werden mußten, da eine Reinigung der Tiere nicht mehr durchgeführt werden konnte. (MORDHORST, 1999). Da eine Bergung des Wracks nicht mehr möglich war, konzentrierten sich die Arbeiten an der *Pallas* von nun an darauf, das immer noch im Rumpf brennende Feuer zu löschen und eine möglichst große Menge des Öls, das sich noch im Inneren des Frachters befand, abzupumpen. Zu diesem Zweck wurde die Hubinsel *Barbara* (Abb. 51) längsseits der *Pallas* aufgestellt. Von dort konnten in der Zeit bis zum 27. November rund 100 t Bunker-C-Treibstoff und etwa 10 t Dieselmotorkraftstoff aus dem Schiffsrumpf abgepumpt werden.

Nach Beendigung der Bergung des Öls und der Ladung konnte das Wrack der *Pallas* nicht mehr vom Ort der Strandung entfernt werden, da es bereits zu weit in den Sand eingesunken war. Aus diesem Grunde wurde vom Ministerium für Umwelt, Natur und Forsten des Landes Schleswig-Holstein in Zusammenarbeit mit Experten ein Konzept für die Sicherung des Wracks vor Amrum erarbeitet. Um eine Gefährdung des Nationalparks Schleswig-

Holsteinisches Wattenmeer durch aus dem Wrack auslaufende Schadstoffe zu minimieren, sollte der Rumpf der *Pallas* verschlossen, die Aufbauten des Schiffs komplett entfernt, die Laderäume mit Sand gefüllt und die Tanks mit einem speziellen Füllstoff gefüllt werden (MUNF & NBV, 1999). Diese Arbeiten wurden im Sommer des Jahres 1999 durchgeführt und waren Ende August beendet. Während der Sicherung des Wracks wurden nochmals rund 220 t Öl durch die Hubinsel *Barbara* aus den Tanks der *Pallas* entfernt (MUNF, 1999). Hinzu kamen 145 t Öl aus den Laderäumen, die bei der Entfernung der Überreste der Ladung ebenfalls aufgenommen und entsorgt wurden. In der letzten Phase der Sicherungsmaßnahmen wurden nochmals 154 t Öl aus dem Wrack geborgen. Somit konnten insgesamt rund 520 t Öl aus der *Pallas* entfernt und entsorgt werden. Wie groß die Ölmenge ist, die während des Brandes an Bord verbrannt ist, ist allerdings nicht mehr zu ermitteln.



Abb. 51: Die Hubinsel *Barbara* diente als Plattform für die Brandbekämpfungs- und Ölbeseitigungsmaßnahmen auf dem Wrack der *Pallas* (MORDHORST, 1999).

4.2.3 Das Ausmaß der Ölverschmutzung vor den Nordfriesischen Inseln

Trotz der erfolgreichen Bergung einer großen Menge des Öls sind insgesamt rund 60 t Öl aus der *Pallas* ins Meer gelangt. Bei diesem Öl handelt es sich um Schweröl mit einem äußerst geringen Anteil an leicht flüchtigen Komponenten. Deshalb spielt die Verdunstung von Erdölkohlenwasserstoffen im Falle der *Pallas* keine Rolle (RECKERMANN *et al.*, 1999). Auch eine rasche Ausbreitung des Ölteppichs über eine große Fläche fand aufgrund der hohen Vis-

kosität des ausgelaufenen Öls nicht statt. Der ausgesprochen hydrophobe Charakter des Öls verhinderte, daß sich das Öl in der Wassersäule verteilen konnte. Auch eine deutliche Reduzierung der freigesetzten Ölmenge durch Photooxidation konnte wegen der geringen Sonneneinstrahlung im Unfallzeitraum nicht erfolgen. Der überwiegende Teil des Öls hat sich mit großer Wahrscheinlichkeit an Schwebstoffe angelagert, die in der Wassersäule vorhanden waren, was zur Bildung von Ölkumpen (tar balls) führte. Eine Verschmutzung des Meeresbodens mit diesen Ölkumpen konnte in der Nähe des Wracks nicht nachgewiesen werden. Es ist jedoch möglich, daß das Öl durch die vorherrschenden Strömungs- und Windverhältnisse über eine verhältnismäßig große Fläche verteilt und vornehmlich in den tieferen Prielen des Nordfriesischen Wattenmeeres abgelagert wurde.

Die Ölmenge, die nach der Strandung der *Pallas* in die Umwelt gelangte, ist im Vergleich zu den meisten anderen Havarien erfreulich gering. Auch blieben die Auswirkungen der Ölverschmutzung räumlich stark begrenzt. Die Havarie der *Pallas* erregte jedoch ein sehr starkes Aufsehen in der Öffentlichkeit, da über die Abläufe, die in Zusammenhang mit diesem Schiffsunfall standen, ausführlich in den Medien berichtet wurde. Zudem war ein ökologisch äußerst sensibles Gebiet von der Ölverschmutzung, die für eine sehr große Zahl von Seevögeln den Tod bedeutete, betroffen. Dieser Umstand erhöhte das Medieninteresse noch zusätzlich. Der Konkurrenzkampf zwischen den Medienvertretern sorgte dafür, daß durch reißerische Schlagzeilen und Berichte über diese Havarie in der Öffentlichkeit ein zum Teil übertriebenes Katastrophenszenario entstand.

Die starke Medienpräsenz am Unfallort bewirkte außerdem, daß die Handlungen der an den Hilfsmaßnahmen beteiligten Personen mehr im Blickpunkt der Öffentlichkeit standen als je zuvor bei einer Havarie vor der schleswig-holsteinischen Westküste. Das setzte die Verantwortlichen unter Druck. Einige Beteiligte ergriffen vorschnelle und fehlerhafte Maßnahmen, die dann durch die Medien offengelegt und entsprechend vermarktet wurden. Es ist natürlich nicht zu klären, ob die Beteiligten bei einem geringeren öffentlichen Interesse tatsächlich besonnenere Entscheidungen getroffen hätten. Unbestritten stellte die Präsenz der Medien eine zusätzliche Belastung für die Verantwortlichen dar. Andererseits hatte das große Interesse der Öffentlichkeit auch positive Auswirkungen. Die grundlegenden Schwächen im Notfallmanagement zur Sicherung der deutschen Küsten wurden durch die Havarie der *Pallas* so in den Mittelpunkt der öffentlichen Diskussion gerückt, daß nun die Politiker ernsthafte politische

Anstrengungen unternehmen, um die Organisation der Unfallbekämpfung an den deutschen Küsten zu optimieren (vgl. 4.3.3).

Neben dem Schaden für die Umwelt und dem Imageverlust der betroffenen Region brachte die Havarie der *Pallas* erhebliche Kosten für den Bund und die Küstenländer, insbesondere für das Land Schleswig-Holstein mit sich. Die Brand- und Ölbekämpfung in den ersten Monaten nach der Havarie bis einschließlich Mai 1999 schlugen mit etwa 15 Mio. DM zu Buche (MUNF, 1999). Die sich daran anschließenden Maßnahmen zur Bergung des im Wrack verbliebenen Öls und zur Bekämpfung weiterer Ölverschmutzungen durch die *Pallas* kosteten weitere 8,8 Mio. DM. Die Gesamtkosten für direkte Arbeiten am Wrack beliefen sich also auf knapp 24 Mio. DM. Die Haftungsbeschränkung, die bei der *Pallas* festgesetzt ist, limitierte den Anteil, der von der Schiffsversicherung der *Pallas* übernommen wird, auf 3,3 Mio. DM. Da die Reederei der *Pallas* durch eine geschickte Organisation der Unternehmensstruktur – jedes Schiff wird als separate Firma geführt, die im Falle einer Havarie ohne Konsequenzen für den Rest der Reederei in Konkurs geht – keine weiteren Kosten übernahm, blieb der Bund auf dem Wrack und den Konsequenzen der Havarie sitzen (BLUM, 1998). Die Verteilung der Kosten erfolgte nach einem festgelegten Schlüssel (MUNF, 1999). Danach muß der Bund 50% der Kosten und Schleswig-Holstein 15% übernehmen. Der Rest wird durch die anderen Küstenländer gemäß einer Vereinbarung zwischen dem Bund und den Küstenländern sowie durch die Versicherung der *Pallas* finanziert.

4.3 Die Folgen der Ölverschmutzung

4.3.1 Die Auswirkungen der Havarie auf die Flora und Fauna des Wattenmeeres

Aufgrund der recht geringen Menge an Öl, die aus der *Pallas* ausgetreten ist, ist die Beeinträchtigung der marinen Umwelt durch Schadstoffe aus dem Wrack begrenzt. Untersuchungen der Sedimentoberfläche in der Nähe der Position, an der der Frachter gestrandet ist, zeigen keinerlei Ölverschmutzung des Sediments (RECKERMANN *et al.*, 1999). Es wurden lediglich kleine Stücke Holzkohle auf dem Sediment in der Nähe des Wracks gefunden. Ob diese Partikel aber von der verbrannten Ladung des Frachters stammen, ist nicht eindeutig feststellbar.

Untersuchungen des Einflusses von Schweröl auf das Bakterio- und Phytoplankton konnten nicht eindeutig belegen, daß sich das Öl direkt negativ auf das Plankton auswirkt (RECKERMANN *et al.*, 1999). In Laborversuchen zeigte sich, daß sich Temperaturunterschiede stärker auf die Zusammensetzung des Phytoplanktons auswirkten als eine experimentelle Kontamination mit Schweröl. Eine erhöhte Nährstoffzehrung durch den Abbau von Öl ist unter den winterlichen Bedingungen zum Unfallzeitpunkt mit den geringen Wassertemperaturen nicht anzunehmen. Deshalb kann davon ausgegangen werden, daß das Öl der *Pallas* insgesamt nur äußerst geringe Auswirkungen auf die Zusammensetzung des Phytoplanktons hatte.

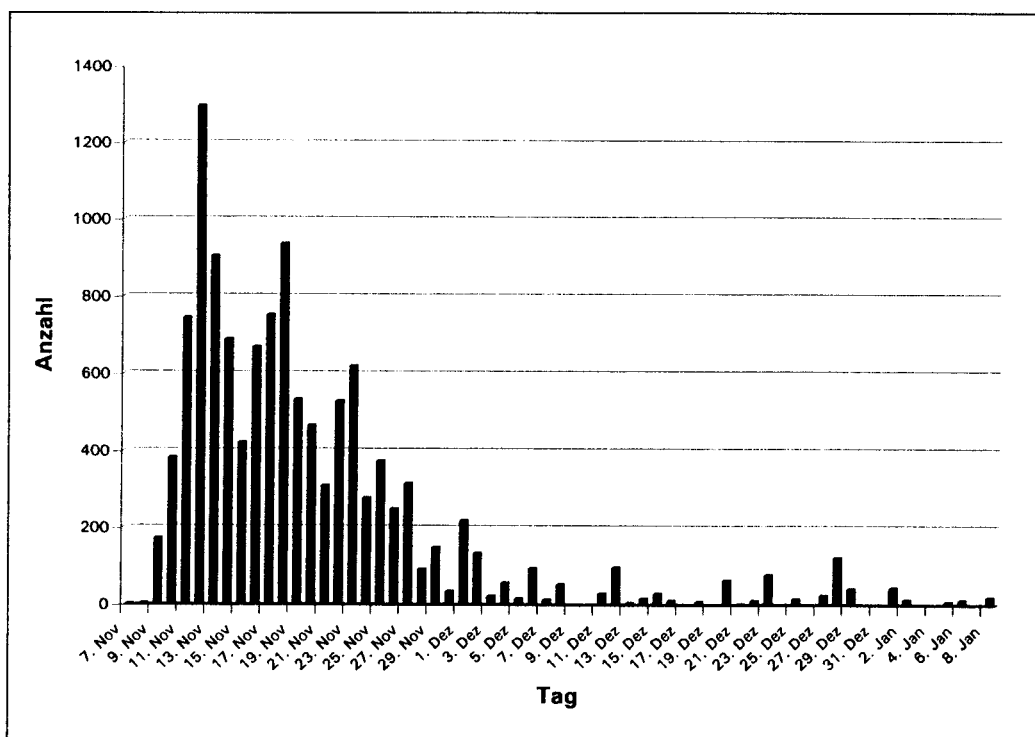


Abb. 52: Zeitliche Verteilung der Funde verölter Vögel an der schleswig-holsteinischen und dänischen Westküste zwischen dem 8. November 1998 und dem 8. Januar 1999; Gesamtzahl der in diesem Zeitraum gefundenen Vögel: $n=12.087$ (FLEET *et al.*, 1999).

Im Vergleich dazu sind die Auswirkungen der Ölverschmutzung auf die Vogelwelt des Nordfriesischen Wattenmeeres geradezu dramatisch. Sie wurde durch das Öl in besonderem Maße in Mitleidenschaft gezogen. Schätzungen zufolge hielten sich mehr als 100.000 Seevögel im Wattenmeer nahe der Nordfriesischen Inseln auf, als der Holzfrachter havarierte (GÜNTHER, 1998). Schon Anfang November 1998 wurden die ersten verölten Vögel tot an die Strände der Nordfriesischen Inseln gespült. In den folgenden Wochen verendeten mehrere tausend Seevögel (Abb. 52). Die meisten verendeten Tiere gehörten zu den Vogelarten, die besonders viel

Zeit schwimmend auf dem Wasser verbringen und deshalb bei Ölverschmutzungen besonders gefährdet sind, nämlich vor allem Eider- und Trauerenten (Tab. 22). Erfahrungsgemäß liegt die Zahl der Seevögel, die an die Strände gespült und dort eingesammelt werden, weit unter der Zahl der tatsächlich vom Öl verschmutzten Vögel. Schätzungen zufolge muß im Bereich der Nordfriesischen Inseln mit einer Dunkelziffer von rund 50% gerechnet werden. Unter Berücksichtigung dieser Dunkelziffer müssen mehr als 11.400 Eiderenten und 3.700 Trauerenten durch das Öl der *Pallas* verendet sein (GÜNTHER, 1998). Das entspricht etwa der Hälfte des Gesamtbestandes dieser Arten im betroffenen Gebiet des Wattenmeeres. Das Vogelschutzgebiet Amrum Odde des Vereins Jordsand wurde besonders stark durch die von der *Pallas* ausgehenden Ölverschmutzung betroffen. In diesem Gebiet wurden mehr als 4.000 verölte Trauer- und Eiderenten eingesammelt, rund ein Viertel der insgesamt erfaßten verölte Vögel dieser Arten (SCHNEIDER, 1999).

Art	Anzahl
Eiderente	7.365
Trauerente	1.962
Trottellumme	87
Austernfischer	71
Baßtölpel	40
Brandgans	40
Silbermöwe	39
Sterntaucher	27
Tordalk	14
Eissturmvogel	11
Pfeifente	11
Lachmöwe	11
andere Arten	65
unbestimmte Vögel (meist Trauer- und Eiderenten)	2.019
an dänischen Stränden gefundene Vögel (alle unbestimmt)	325
Gesamt	12.087

Tab. 22: Zahl der nach der *Pallas*-Havarie bis zum 8. Januar 1999 gefundenen verölte Seevögel (FLEET *et al.*, 1999).

Auch eine große Zahl Watvögel kam mit Öl, das an die Strände gespült wurde, in Kontakt. Es wurden mehr als 5.000 Knutts (*Calidris canutus*), 1.000 Pfuhlschnepfen (*Limosa lapponica*), 1.000 Goldregenpfeifer (*Pluvialis apricaria*) sowie mehrere hundert Watvögel anderer Arten mit Verölung gezählt (FLEET *et al.*, 1999). Die Verölung der Watvögel war jedoch überwiegend gering bis moderat, so daß nur wenige Individuen sofort durch das Öl getötet wurden. Schwächungen der Vögel und ein späteres Verenden aufgrund der Verölung sind aber nicht auszuschließen.

4.3.2 Die Auswirkungen der Havarie auf die Wirtschaft der betroffenen Region

Der Fremdenverkehr ist auf den Nordfriesischen Inseln wie an der gesamten Nordseeküste Schleswig-Holsteins von herausragender wirtschaftlicher Bedeutung. Im Jahr 1999 unternahmen die Deutschen rund 2,4 Mio. Urlaubsreisen nach Schleswig-Holstein (F.U.R, 2000). Damit ist das nördlichste Bundesland das am zweitmeisten besuchte inländische Urlaubsziel der Deutschen. Lediglich nach Bayern wurden mehr Urlaubsreisen (4,4 Mio.) unternommen. Gerade die Küstenregionen von Schleswig-Holstein sind bei den Urlaubern besonders beliebt.

Kommt es im Zuge einer Havarie mit Ölaustritt zu einer großflächigen Verschmutzung der Umwelt, so ist davon auszugehen, daß die touristische Attraktivität der betroffenen Region in der Folgezeit zurückgeht. Durch die negativen Berichte in den Medien über den Zustand der Umwelt im betroffenen Gebiet wird die Marktposition der Region im Konkurrenzkampf der Tourismusbranche geschwächt; die Urlauber entscheiden sich für andere Reiseziele. In der Folgezeit drohen den Unternehmen, die direkt oder indirekt auf den Fremdenverkehr angewiesen sind, Mindereinnahmen durch eine geringere Zahl an Gästen, die in der Unfallregion Urlaub machen. Von der Havarie der *Pallas* war insbesondere die Insel Amrum betroffen. An den Stränden dieser Nordseeinsel wurden die meisten Seevögel gefunden, die durch das Öl aus der *Pallas* verschmutzt wurden.

Monat	1994	1995	1996	1997	1998	1999	Ø 1994-98	Veränd. 1999/1998	Veränd. 1999/ Ø 1994-98
Januar	1.258	1.332	928	1.036	899	1.081	1.091	+20%	-1%
Februar	1.819	1.623	1.320	1.496	1.438	1.301	1.539	-10%	-15%
März	5.740	3.821	4.625	5.133	3.701	3.273	4.604	-12%	-29%
April	6.740	9.399	6.683	6.283	7.742	6.451	7.369	-17%	-12%
Mai	10.378	8.692	10.243	10.406	9.899	9.789	9.924	0%	0%
Juni	8.806	9.698	9.938	8.843	8.446	9.532	9.146	+13%	+4%
Juli	9.245	9.422	9.702	10.207	9.833	11.181	9.682	+14%	+15%
August	9.570	9.520	10.290	10.589	10.832	10.695	10.160	-1%	+5%
September	8.141	9.680	8.704	9.093	8.481	9.491	8.820	+12%	-8%
Oktober	8.043	5.844	8.301	7.706	8.311	8.164	7.641	-2%	-7%
November	1.700	1.534	1.623	1.691	1.474	1.508	1.604	+2%	-6%
Dezember	2.788	2.395	2.452	3.051	2.373	2.893	2.612	+22%	+11%
Ganzes Jahr	74.288	72.960	74.809	75.534	73.429	75.449	74.192	+3%	+2%

Tab. 23: Entwicklung der Zahl der Urlauber auf der Insel Amrum zwischen 1994 und 1999 (STAT. LA S.-H., 1994-2000)

Die Zahl der Urlauber auf Amrum ist, wie die statistischen Fremdenverkehrsdaten zeigen, in den ersten Monaten nach der Havarie der *Pallas* tatsächlich zurückgegangen. Während des Zeitraums von November 1998 bis April 1999 besuchten deutlich weniger Menschen die

Nordseeinsel als im jeweiligen Vorjahresmonat (Tab. 23). Einzig im Januar 1999 war die Gästezahl höher als ein Jahr zuvor. Dies muß jedoch auf den extrem schwachen Wert des Januar 1998 zurückgeführt werden, denn im Vergleich zum Fünfjahresdurchschnitt ist auch der Januar 1999 unterdurchschnittlich. Der Rückgang der Besucherzahlen konnte in den Sommermonaten Juni bis August aber wieder aufgeholt werden. Auch im Herbst 1999 lag die Zahl der Urlauber auf Amrum über dem Wert für 1998, wenngleich diese Werte über einen längeren Zeitraum betrachtet jedoch eher leicht unterdurchschnittlich sind. Über das ganze Jahr betrachtet liegen die offiziellen Besucherzahlen Amrums erstaunlicherweise sowohl leicht über der Marke von 1998 als auch über dem längerfristigen Durchschnittswert. Für die geringe Gästezahl des Jahres 1998 ist die Havarie der *Pallas* nur in geringem Maße verantwortlich, da sich der Unfall lediglich auf die Werte für November und Dezember auswirken konnte. Die Gästezahlen sind in diesen beiden Monaten zwar sehr gering, für das recht schlechte Ergebnis des ganzen Jahres ist der Fehlbetrag an Gästen in diesen zwei Monaten aber nicht ausschlaggebend.

Monat	1994	1995	1996	1997	1998	1999	Ø 1994-98	Veränd. 1999/98	Veränd. 1999/ Ø 1994-98
Januar	17.857	25.119	21.184	21.929	15.241	16.308	20.266	+7%	-20%
Februar	21.720	19.366	17.869	19.079	13.363	14.897	18.279	+11%	-19%
März	50.285	36.633	40.877	42.127	31.493	24.629	40.283	-22%	-39%
April	65.667	80.990	70.066	61.788	66.509	54.299	69.004	-18%	-21%
Mai	105.593	91.735	100.961	98.015	89.687	87.921	97.198	-2%	-10%
Juni	106.117	109.406	111.261	99.433	94.975	98.222	104.238	+3%	-6%
Juli	141.517	142.949	151.332	144.797	135.799	134.668	143.279	-1%	-6%
August	144.763	144.917	150.001	152.736	154.541	145.229	149.392	-6%	-3%
September	96.922	102.098	98.496	107.266	101.025	97.356	101.161	-4%	-4%
Oktober	72.295	65.247	79.931	64.593	76.274	74.039	71.668	-3%	+3%
November	21.855	17.023	23.957	17.657	21.102	21.960	20.319	+4%	+8%
Dezember	24.883	22.977	23.146	22.417	18.796	19.235	22.444	+2%	-14%
Ganzes Jahr	869.474	858.460	889.081	851.837	818.805	788.763	857.531	-4%	-8%

Tab. 24: Entwicklung der Zahl der Übernachtungen auf der Insel Amrum zwischen 1994 und 1999 (STAT. LA S.-H., 1994-2000)

Viel deutlicher als bei der Zahl der Gäste ist die Entwicklung bei der Zahl der Übernachtungen auf Amrum (Tab. 24). Hier zeigt sich, daß das Jahr 1999 für den Fremdenverkehr auf der Nordseeinsel deutlich schlechter verlief als die vorangegangenen Jahre. Die ausgesprochen hohe Zahl an Übernachtungen unmittelbar nach der Havarie ist möglicherweise auf die Anwesenheit von vielen Hilfskräften und Medienvertretern zurückzuführen, die auf Amrum bei der Ölbekämpfung halfen oder darüber berichteten. Von März 1999 an blieb die Zahl der Übernachtungen, vor allem in den Haupturlaubsmonaten (Juni, Juli, August), deutlich hinter den Vorjahreswerten zurück. Am Ende betrug das Minus des Jahres 1999 gegenüber 1998

rund 4%. Diese Zahl erscheint noch moderat. Betrachtet man als Bezugsgröße jedoch die durchschnittliche Übernachtungszahl zwischen 1994 und 1998, wird die Entwicklung deutlicher. Zu diesem Bezugswert beträgt das Minus sogar 8%. Außerdem wurde 1999 die offizielle Zahl von 800.000 Übernachtungen pro Jahr erstmals seit mehr als fünf Jahren unterschritten. Ein anderer wesentlicher Grund für die schlechte Saison 1999 auf Amrum ist in dem schlechten Wetter während der Saison 1998 zu suchen. Anhaltend kalte und regnerische Phasen während einer Urlaubssaison wirken sich durch Buchungsrückgänge direkt auf die Folgesaison aus.

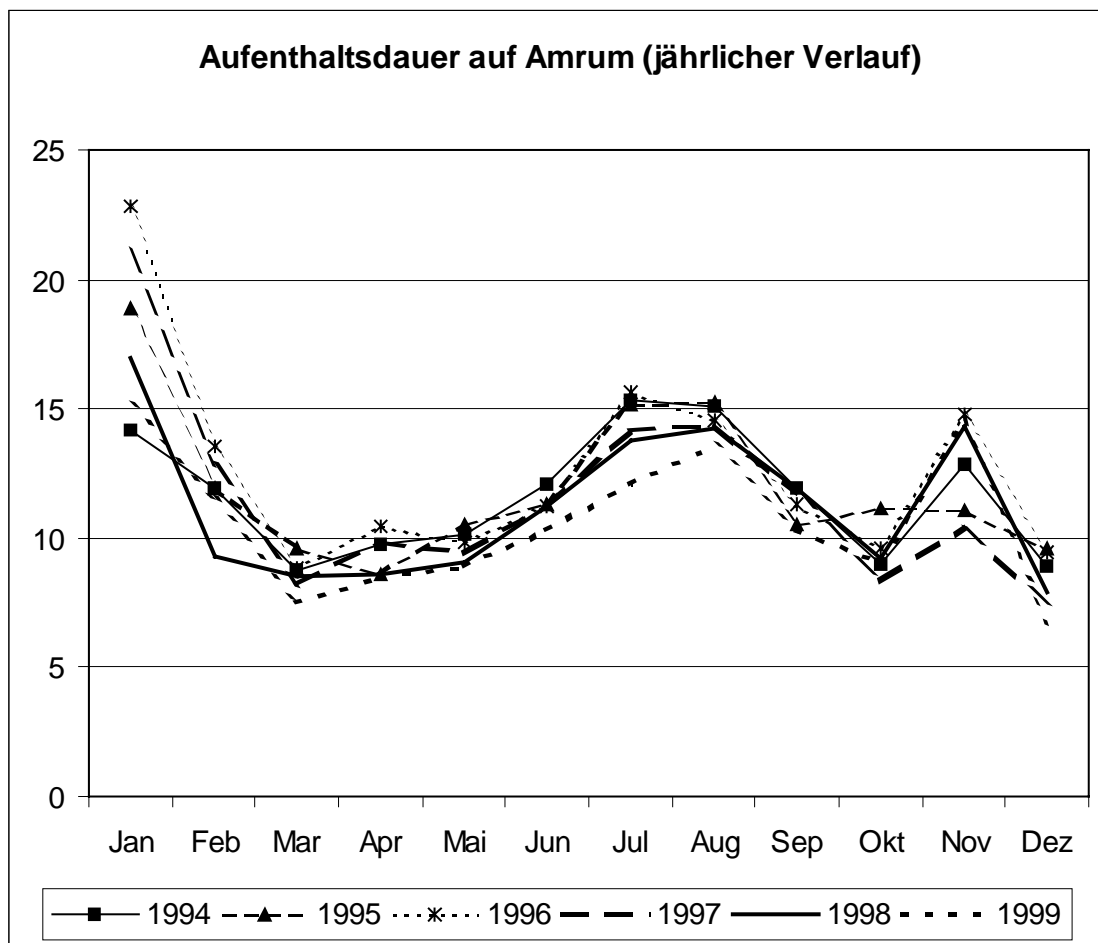


Abb. 53: Entwicklung der Verweildauer der Gäste auf der Insel Amrum in Tagen zwischen 1994 und 1999 (STAT. LA S.-H., 1994-2000)

Aus beiden bereits betrachteten Größen ergibt sich ein deutlicher Rückgang der Verweildauer der Gäste auf Amrum (Abb. 53). Von März bis Oktober liegt der Wert des Jahres 1999 zum Teil deutlich unter den Vorjahreswerten. Gerade in der Hauptferienzeit im Sommer ist die durchschnittliche Aufenthaltsdauer um mehr als zwei Tage kürzer als in den Jahren 1994 bis 1998. Für diesen deutlichen Rückgang können allerdings nicht allein die Folgen der Havarie

der *Pallas* verantwortlich gemacht werden. Auch die mäßigen Witterungsbedingungen während der Sommerferien der Jahre 1998 und zum Teil auch 1999 sind als Erklärung für diese Entwicklung von Bedeutung. Hinzu kommt der generelle Trend zu kürzeren Aufenthaltsdauern an einzelnen Urlaubsorten. Auch an Amrum ist dieser Trend nicht vorübergegangen, wie schon die Verweildauern der Jahre 1997 bis 1999 zeigen. Sie liegen in der Hauptreisezeit bereits alle unterhalb der Werte der Jahre 1994 bis 1996.

Eine ähnliche Entwicklung weisen auch andere Urlaubsziele in der näheren Umgebung des Unfallortes der *Pallas* auf. Während die Tendenz auf der Insel Föhr im wesentlichen der Entwicklung auf Amrum entspricht, ist der Rückgang der Urlaubsgäste auf Sylt weniger ausgeprägt, und bei Betrachtung des Landes Schleswig-Holstein ist dieser Rückgang nicht mehr nachzuweisen. Es ist also eine lokal begrenzte Beeinträchtigung des Fremdenverkehrs auf den Nordfriesischen Inseln festzustellen, die allerdings nicht auf die Folgen der Havarie der *Pallas* zurückgeführt werden kann. Die Saison des Jahres 1999 hatte schlechte Voraussetzungen, die durch den Unfall der *Pallas* weiter verschlechtert wurden. Immerhin nutzten einige Reedereien die Zeit bis zum Abschluß der Sicherungsmaßnahmen am Wrack der *Pallas*, um den Gästen Ausflugsfahrten zum Wrack anzubieten. So konnte zumindest eine kleine Gruppe von Anbietern touristischer Angebote von dem Unfall in gewisser Weise sogar noch profitieren.

Zu beachten ist bei der Betrachtung der offiziellen Statistiken des Statistischen Landesamtes Schleswig-Holstein, daß in die dargestellten Daten lediglich die Angaben von Beherbergungsbetrieben mit mindestens neun Betten eingeflossen sind. Kleinere Betriebe in der Tourismusbranche sind in den offiziellen Statistiken des Statistischen Landesamtes Schleswig-Holstein nicht erfaßt. Auf Amrum beträgt der Anteil der Gäste, die in großen Beherbergungsbetrieben übernachteten, rund 60% des Gesamtgästevolumens (PETERS, 2000 pers. komm.). Über das Verhalten der Urlaubsgäste, die in kleinen Beherbergungsbetrieben der Insel Amrum übernachteten, gibt es keine Angaben, so daß Aussagen über die wirtschaftliche Größenordnung der Auswirkungen der Ölverschmutzung auf den gesamten Fremdenverkehrssektor nur bedingt möglich sind.

Da die Verschmutzung durch das Öl aus der *Pallas* auf einen flächenmäßig kleinen Bereich im Wattenmeer begrenzt blieb, der zudem nicht wirtschaftlich genutzt wird, ist davon auszugehen, daß die Auswirkungen des Unfalls der *Pallas* auf andere Wirtschaftszweige der betrof-

fenen Region wie z.B. die Fischerei gering waren und deshalb keiner detaillierten Betrachtung bedürfen.

4.3.3 Die politische Diskussion um strukturelle Veränderungen bei der Ölunfallbekämpfung nach der Havarie

Nach der Havarie der *Pallas* entbrannte in Deutschland eine heftige Diskussion über die Wirksamkeit bestehender Notfallmanagementkonzepte. Das Seeamt in Kiel mußte die Umstände, die zur Havarie des Frachters führten, untersuchen. Das Bundesministerium für Verkehr, Bau- und Wohnungswesen berief eine unabhängige Expertenkommission ein, die das vorhandene Notfallkonzept zur Sicherung der deutschen Küste bewerten und Vorschläge zur Verbesserung der bestehenden Konzepte sowohl auf nationaler als auch auf internationaler Basis erarbeiten sollte. Das Land Schleswig-Holstein gab zusätzlich bei der Katastrophenforschungsstelle der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel eine Schwachstellenanalyse in Auftrag, die aufdecken sollte, in welchen Bereichen des Unfallmanagements Möglichkeiten zur Verbesserung identifiziert werden können. Auch auf politischer Ebene sollten Konsequenzen aus der Havarie der *Pallas* vor Amrum gezogen werden. In Schleswig-Holstein wurde ein parlamentarischer Untersuchungsausschuß eingerichtet, der klären sollte, ob das Vorgehen des damaligen Umweltministers des nördlichsten Bundeslandes, Rainer Steenblock, in bezug auf die Havarie fehlerhaft war.

4.3.3.1 Die Forderungen der Umweltschutzorganisationen

Schon kurze Zeit nach der Havarie der *Pallas* bekräftigten Umweltschutzorganisationen ihre Forderung nach einem besseren Schutz der Küsten. Ein wesentlicher Baustein ist dabei die Einrichtung einer zentralen Küstenwache des Bundes, in der die verschiedenen Entscheidungsgremien, die im jetzigen Notfallmanagementkonzept zusammenarbeiten, unter einer Führung vereinigt werden (WWF-PROJEKTTEAM PALLAS, 1998). Nach anfänglicher Ablehnung dieses Vorschlages seitens der Politik wurde dieser Vorschlag später auch von den Politikern selbst aufgegriffen und mehrfach als mögliche Alternative ins Feld geführt. Die Problematik dieses Entwurfs zeigt sich allerdings darin, daß zur Umsetzung dieses Vorschlages große rechtliche und finanzielle Hürden überwunden werden müßten.

1	Beschleunigte Einführung von Doppelbodentankern als obligatorische Tankerbauart
2	Einführung bzw. Aufbau einer zentralen Küstenwache des Bundes unter dem Kommando des Zentralen Meldekopfes in Cuxhaven
3	Erstellung eines Notfallplanes für Großhavarien unter Einbeziehung der Marinekräfte in der Deutschen Bucht und der Nordsee
4	Nordverlegung der Hauptschiffahrtsstraße der südlichen Deutschen Bucht
5	Langfristige Charter der <i>Oceanic</i> und eines zweiten Schleppers mit gleicher Schleppleistung und deren Stationierung an zwei strategisch günstigen Punkten in der Deutschen Bucht
6	Verschärfung der deutschen Hafenkontrollen
7	Indizierung und gegebenenfalls Beschlagnahmung von Schiffen, die von anerkannten Hafenstaaten (z.B. USA, Großbritannien) als auffällig gemeldet wurden
8	Schaffung verfassungsrechtlicher Grundlagen (Grundgesetzänderung) für die Möglichkeit einer grenzüberschreitenden Verfolgung von Öl-, Müll- und Abwasseründern auf See
9	Erweiterung der Lotsenpflicht in schwierigen Gewässern (z.B. im Wattenmeer)
10	Initiative Deutschlands bei der IMO zur Einführung ausreichender Ausbildungsstandards für die Mannschaften an Bord bezüglich sprachlicher, nautischer und sicherheitsbezogener Kenntnisse
11	Initiative bei der IMO zur Einführung einer vorgeschriebenen Reeder-/Eignerhaftung bei Havarien
12	Initiative bei der IMO zur Festschreibung des Lloyd's Open Form-Abrechnungsverfahrens bei Schleppereinsätzen im Notfall
13	Grundlegende Untersuchung der deutschen Seesicherheitsstandards nach dem Vorbild des britischen Donaldson-Reports
14	Einführung der generellen Schlepper-Zugriffserlaubnis bei Gefahr im Verzuge für Mannschaft, Schiff oder Umwelt

Tab. 25: Forderungen des Naturschutzbundes Deutschland für eine nachhaltige Verbesserung der Sicherheit auf See (NABU, 2000).

Als ein Jahr nach der Havarie der *Pallas* noch immer keine entscheidenden Veränderungen im Notfallmanagement an den deutschen Küsten eingetreten waren, bekräftigten die Umweltschutzorganisationen diese Forderungen. Wichtiger als die Bekämpfung von Ölverschmutzungen auf See durch Havarien müsse immer deren Prävention sein (NABU, 2000). Zur Verringerung der Unfallwahrscheinlichkeit sollten vor allem die Sicherheitsstandards an Bord verbessert werden. Dazu gehören technische Veränderungen sowie eine bessere Schulung von Seeleuten (Tab. 25). Außerdem könne eine verbesserte Überwachung des Schiffsverkehrs z.B. durch den verstärkten Einsatz von Lotsen in schwierigen Gewässern dazu beitragen, die Zahl von Schiffsunfällen zu verringern. Um in Krisensituationen unverzüglich reagieren zu können, sei es besonders wichtig, daß für die Sicherung von in Not geratenen Schiffen jederzeit ausreichende Schleppkapazitäten zur Verfügung stünden.

Auch bezüglich des Notfallmanagements bestehe nach Ansicht der Umweltschutzorganisationen weiterhin Handlungsbedarf. Zusätzlich zur Vereinfachung der Organisationsstrukturen durch die Schaffung einer zentralen Küstenwache sei es notwendig, die juristischen Grundlagen bezogen auf die Bergung von Havaristen und die Haftung bei Seeunfällen zu verbessern, damit der Handlungsspielraum für Rettungsmaßnahmen im Falle einer Havarie in Küstennähe erweitert wird (RÖSNER, 1999a). Außerdem müßte durch eine europaweite Regelung der

Konkurrenzkampf zwischen den einzelnen europäischen Häfen bezogen auf die Sicherheitsbestimmungen unterbunden werden. Sicherheitsstandards dürften nicht länger mit der Begründung, daß jede Verstärkung Kosten verursachen und dem Hafen im Konkurrenzkampf Nachteile bescheren würde, auf dem geringsten erlaubten Level gehalten werden. Dieses Problem könne nur dadurch beseitigt werden, daß die geltenden unterschiedlichen rechtlichen Regelungen der EU-Mitgliedsstaaten vereinheitlicht würden, um auf diese Weise Wettbewerbsnachteile für einzelne Häfen aufgrund von strikteren Sicherheitsstandards zu vermeiden.

4.3.3.2 Der Spruch des Seeamtes Kiel zur Havarie der *Pallas*

In einer in Cuxhaven durchgeführten fünftägigen mündlichen Verhandlung hat das Seeamt Kiel im August 1999 den Versuch unternommen, die Umstände zu klären, die zur Havarie der *Pallas* geführt haben. Dabei wurden die einzelnen Aspekte der Havarie, nämlich die Brandursache, die Brandbekämpfung, die Schleppversuche sowie die Strandung des Frachters detailliert betrachtet. In seinem Spruch gibt das Seeamt lediglich die Ereignisse wieder, wie sie aus den Aussagen der befragten Zeugen und Gutachter rekonstruiert werden konnten. Empfehlungen zur Verbesserung des Notfallmanagements werden nicht ausgesprochen, da diese Aufgaben anderen Behörden obliegen.

Ausgangspunkt der Havarie der *Pallas* war dem Bericht zufolge der Brand an Bord des Holzfrachters. Die Ursache für das Feuer im Laderaum bleibt unklar. Sie konnte während der Untersuchung nicht ermittelt werden (SEEAMT KIEL, 1999). Es zeigte sich, daß die Brandbekämpfungsmaßnahmen durch die Mannschaft an Bord der *Pallas* aufgrund verschiedener Faktoren nicht erfolgreich durchgeführt werden konnten. Zum einen wurde der Alarm der Rauchmeldeanlage auf der Brücke des Frachters nicht registriert, so daß der Brand erst entdeckt wurde, als Rauch aus dem Laderaum quoll. Eine Eindämmung des Feuers in den Laderäumen ist nur dann möglich, wenn die Sauerstoffzufuhr zum Brandherd unterbunden wird. Dazu müssen spezielle Klappen an den Lüftungsöffnungen verschlossen werden. Dies war bei der *Pallas* jedoch nicht möglich, da diese Klappen zum Teil durch Ladung, die an Deck verstaut worden war, verstellt waren. Es ist also dem Kapitän der *Pallas* anzulasten, daß er nicht vor dem Auslaufen des Frachters sichergestellt hat, daß die Sicherheitsverschlüsse im Notfall einsetzbar sind.

Einige Lüftungsanlagen besaßen jedoch innen liegende Verschußklappen. Diese erwiesen sich allerdings als unwirksam, da sie nicht für eine vollständige Unterbrechung der Luftzufuhr sorgten (SEEAMT KIEL, 1999). Undichte Stellen mußten provisorisch zusätzlich abgedichtet werden, was die Effizienz dieser Klappen stark herabsetzte. Das Seeamt bescheinigt hier dem Ship-Manager ein fehlerhaftes Verhalten, da es zu seinem Aufgabenbereich gehört, die Funktionstüchtigkeit dieser Brandklappen zu gewährleisten. Eine weitere Maßnahme, die zur Brandbekämpfung durchgeführt wurde, war der Einsatz von CO₂, das in die Laderäume eingeleitet wurde, um das Feuer zu ersticken. Allerdings wurde das CO₂ in mehreren Schüben in den Laderaum eingebracht, was sich als ineffektiv herausstellte, da der Brand auf diese Weise nur zeitweilig eingedämmt wurde. Auch in diesem Punkt war die Handlungsweise des Kapitäns der *Pallas* fehlerhaft, da er das Feuer mit einer großen Menge an CO₂ wirksam hätte bekämpfen können. Er zog es jedoch vor, das CO₂ in mehreren kleinen Mengen anzuwenden. Diese Umstände waren dafür verantwortlich, daß der Brand an Bord der *Pallas* nicht frühzeitig unter Kontrolle gebracht werden konnte. Andererseits stellte das Seeamt auch fest, daß die ineffektive Brandbekämpfung der Mannschaft nicht als Ursache für die spätere Strandung und das Auseinanderbrechen des Frachters betrachtet werden dürfe.

Auch bei der Evakuierung der Mannschaft kam es zu einem Zwischenfall, der bei vorschriftsmäßigem Handeln der Mannschaft nicht passiert wäre. Als das Rettungsboot des Frachters zu Wasser gelassen werden sollte, wurde dieses nur an einer Seite ausgeklinkt. Auf der anderen Seite war das Rettungsboot auf unzulässige Weise an dem Havaristen befestigt. Dadurch kippte das Rettungsboot und schlug gegen die Bordwand der *Pallas*; die Mannschaft fiel ins Meer. Dabei wurde ein Besatzungsmitglied schwer verletzt, der Schiffskoch starb infolge eines Herzinfarktes (SEEAMT KIEL, 1999). Allerdings war es nicht möglich, den Nachweis zu erbringen, daß das Kippen des Rettungsbootes den Auslöser für den tödlichen Herzinfarkt des Kochs darstellte. Die Verantwortung für diese Panne trägt der Kapitän der *Pallas*, da dieser dafür Sorge tragen muß, daß die Rettungsausrüstung des von ihm geführten Schiffes in einwandfreiem und funktionstüchtigem Zustand ist.

Nachlässigkeiten wurden aber nicht nur bei der Mannschaft des Havaristen festgestellt, sondern auch bei den Behörden, die der *Pallas* zu Hilfe kamen (SEEAMT KIEL, 1999). Zum einen werden die dänischen Behörden kritisiert, da diese ihren Einsatz auf die Bergung der Mannschaft konzentrierten und alle anderen Aspekte des Schiffsunfalls in ihren Überlegungen vernachlässigten. Sicherlich muß die Bergung der Mannschaft von dem brennenden Schiff bei

Nacht und schwerer See als geglückt betrachtet werden, aber die anschließende Weitergabe von Informationen an deutsche Behörden, die sich schließlich später mit dem führerlosen Havaristen beschäftigen mußten, war unzureichend und lückenhaft. Diese Unzulänglichkeit seitens der dänischen Behörden wird jedoch nicht als so schwerwiegend angesehen, daß die Verantwortung für die spätere Strandung der *Pallas* bei den dänischen Behörden zu suchen ist.

Aber auch die Vorgehensweise der deutschen Behörden, insbesondere in den ersten Stunden, nachdem diese von dänischer Seite informiert worden waren, entsprach nicht der Dringlichkeit der vorliegenden Situation (SEEAMT KIEL, 1999). Weder nach den ersten Hinweisen auf den Havaristen kurz nach Mitternacht, noch nach der Meldung der Seenotleitzentrale Bremen um 5:00 Uhr MEZ des 26. Oktober 1998 wurde auf die drohende Gefahr durch das brennende Schiff reagiert. Einsatzkräfte wurden erst mit einer mehrstündigen Verspätung zur *Pallas* delegiert. Diese Verzögerung, so stellt das Seeamt fest, mag die Zeit für Schleppversuche und Sicherungsmaßnahmen verkürzt haben, sie ist jedoch nicht als Ursache für die Strandung des Frachters anzusehen.

Das Scheitern der Schleppversuche wird im wesentlichen auf die schlechten Wetterbedingungen und nicht auf menschliches Versagen zurückgeführt (SEEAMT KIEL, 1999). Das Seeamt merkt zwar an, daß es Mängel in der Kommunikation zwischen den beteiligten Schiffen und Einsatzkräften gab und daß es Unzulänglichkeiten bei den Schleppmanövern gab (z.B. das Verfangen einer Leine im Backbord-Propeller des Schleppers *Neuwerk*). Doch genau wie der verspätete Einsatz des Bergungsschleppers *Oceanic* werden diese Gründe nicht als ausschlaggebend für das Scheitern der Schleppversuche der *Pallas* angesehen.

Daß die *Pallas* trotz des gesetzten Steuerbordankers weiter verdriftet wurde, ist auf Unzulänglichkeiten in der Anker-ausrüstung zurückzuführen (SEEAMT KIEL, 1999). Es muß davon ausgegangen werden, daß das Schiff langsamer verdriftet worden wäre, wenn sich die Ausrüstung in einem ordnungsgemäßen Zustand befunden hätte. Dadurch wäre es möglich gewesen, weitere Versuche zum Abschleppen des Havaristen zu unternehmen. Ob dadurch aber eine Strandung des Frachters vermieden worden wäre, bleibt spekulativ.

4.3.3.3 Die Schwachstellenanalyse der *Pallas*-Havarie

In der Schwachstellenanalyse der Katastrophenforschungsstelle der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel wurden 21 Schwachpunkte im Umgang mit der Gefahrensituation festgestellt. Diese beziehen sich nicht nur auf die direkte Gefahrenabwehr vor Ort, sondern auch auf das Auftreten der betroffenen politischen Stellen und den Informationsaustausch zwischen allen Beteiligten. Generell fehlte dem Katastrophenmanagement ein Konzept. Es wurde fast ausschließlich auf die gegebene Situation reagiert, ohne diese Reaktionen zu koordinieren. Ein antizipierendes Konzept, das die Effizienz der Gefahrenabwehr deutlich erhöht hätte, war nicht vorhanden. In der Analyse werden identifizierte Schwachstellen und Empfehlungen zu deren Beseitigung zusammen aufgestellt.

Das Unfallmanagement im Falle der Havarie der *Pallas* wies an verschiedenen Stellen zum Teil gravierende Mängel auf, die in Zukunft abgestellt werden müssen, wenn eine Havarie mit anschließendem Ölaustritt vermieden bzw. wirksam bekämpft werden soll (Tab. 26). Ein wichtiger Schwachpunkt lag bei der Kommunikation zwischen den dänischen und den deutschen Behörden (CLAUSEN, 1999). Dabei wurde die deutsche Seite im frühen Stadium der Havarie nicht in ausreichendem Maße über die Vorgänge vor Esbjerg informiert. Die Bergung der Mannschaft von der *Pallas* war erfolgreich und ist deshalb nicht zu beanstanden. Allerdings haben die dänischen Behörden außer der Bergung der Mannschaft keine Anstrengungen unternommen, den Havaristen durch den Einsatz von Schleppern zu sichern. Eine frühzeitige Sicherung des brennenden Frachters hätte unter Umständen ein Treiben bis vor die Insel Amrum verhindert.

Nicht nur die Kommunikation zwischen den dänischen und deutschen Behörden war während der *Pallas*-Havarie suboptimal. Auch zwischen den deutschen Entscheidungsgremien funktionierte der Informationsaustausch nicht wie erforderlich (CLAUSEN, 1999). Wichtige Informationen wurden vom Zentralen Meldekopf in Cuxhaven verspätet weitergegeben, was dazu führte, daß die Schlepper *Mellum* und *Neuwerk* erst 20 Stunden nach dem Bemerkten des Feuers auf dem Frachter am Havaristen eintrafen. Ein früheres Eintreffen von Hilfsschiffen bei dem Havaristen hätte dazu führen können, daß Schleppversuche eher hätten eingeleitet werden können und möglicherweise erfolgreicher gewesen wären. Vor allem der Bergungsschlepper *Oceanic*, der am ehesten in der Lage gewesen wäre, erfolgversprechende Schleppversuche zu unternehmen, wurde viel zu spät zur *Pallas* beordert.

Schwachstelle	Empfehlung
Aufteilung der seerechtlichen Kompetenzen zwischen Bund und Ländern	Überführung der Länderkompetenzen in die Bundesgesetzgebung
Abwälzung der Zuständigkeit für das Schiff vom Reeder auf die Bundesbehörden	Errichtung eines Gerichtsstandes für ELG-Fälle zur Durchsetzung von Forderungen gegen die Reedereien
Kein Sachverständiger für die Bergung für die ELG vor Ort	Entsendung eines Sachverständigen für die ELG zum Unfallort, der in Planung und Durchführung der Manöver einzubinden ist
Langfristiger regionalwirtschaftlicher Niedergang der schleswig-holsteinischen Westküste	Einrichtung einer Gefahrenabwehr-Station am Gefahrenort, die lokale Institutionen einbezieht
Kein geradliniges Auftreten des Ministeriums für Umwelt, Natur und Forsten nach außen	Vereinheitlichung der technischen Einsatzleitung in Kiel durch einen Kabinettserslaß
Führungsschwäche des Landeskabinetts während der Havarie	Klärung der Kompetenzen der Kabinettsmitglieder und Verwaltungsspitzen vor dem Eintreten von Unglücksfällen
Informationslücke zwischen den einzelnen Ebenen der Gefahrenabwehr	Einrichtung einer Pressestelle vor Ort zum Austausch von Informationen zwischen Betroffenen und der Einsatzleitung
Schädigung des Fremdenverkehrssektors durch schlechte Außendarstellung der betroffenen Region	Langfristige Imagepflege durch Gemeinschaftswerbung und vorbedachte Reaktionen auf mögliche Unglücksfälle
Sparpolitik der öffentlichen Haushalte schürte eine latente Furcht vor Katastrophen	Bereithaltung von angemessenen Kapazitäten für die Aufgaben zur Sicherung der Küsten durch den Bund
ELG mußte im Bereich Katastrophenmanagement stark improvisieren	Reform der Struktur und des Aufgabenbereiches der ELG
Unzureichendes Krisenmanagement zu Beginn der Havarie durch wechselnde Zuständigkeit zwischen Dänemark und Deutschland	Installation von Informationswegen zwischen den Staaten durch internationale Abkommen
Mangelnde Informationsfortschreibung über die Unfallentwicklung	Ständiger Informationsfluß über einen festgelegten Verteiler
Keine einheitliche und rechtlich verbindliche Dokumentation der Handlungen der Beteiligten	Erlaß einer Havarietagebuch-Verordnung, das von den Beteiligten zu führen ist
Kein internationales Abkommen zur Zeugensicherung	Erarbeitung von internationalen Abkommen zum Zugriff auf Zeugen auch im Ausland
Praktizierung von reaktivem anstatt von aktivem Notfallmanagement	Übungen und Manöver für große Schadensfälle, Entwicklung von Einsatzstrategien vor einem Unglücksfall
Personelle Unterbesetzung und inadäquate Ausrüstung der deutschen Einsatzfahrzeuge	Aufstockung der Mannschaften auf den Einsatzfahrzeugen
Mangelndes Einbeziehen von vorhandener Expertise im Führungsprozeß	Durchführung einer Diskussion mit allen beteiligten Dienststellen über die Konsequenzen aus der <i>Pallas</i> -Havarie
Installation eines Kommandos vor Ort ist mißlungen	Schaffung von eindeutigen Regelungen über das Kommando vor Ort
Unzureichendes Antizipieren der Konsequenzen der eingeleiteten Maßnahmen	Erforschung von Katastrophenmanagement auf Bundesebene
Undurchsichtige Rechtslage	Unterstützung der ELG durch einen kundigen Rechtsberater
In Zukunft geringer werdende Effizienz bei der Reaktion auf Notfälle durch erhöhte Variabilität möglicher Kooperationswege	Initiative Schleswig-Holsteins zur Erarbeitung von europaweiten Regelungen zur Verbesserung der Identifikation von Schiffen auf Nord- und Ostsee

Tab. 26: In der Schwachstellenanalyse der Katastrophenforschungsstelle der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel identifizierte Schwachstellen und Empfehlungen zu deren Beseitigung (CLAUSEN, 1999).

Der Einsatz der Hubschrauber während der Bergungs- und Sicherungsmaßnahmen verlief ähnlich unkoordiniert. Wurde ein Hubschrauber vor Ort benötigt, so wurde er oftmals zu spät angefordert (CLAUSEN, 1999). Dadurch ging wertvolle Zeit verloren. Dies hätte verhindert werden können, wenn ein Hubschrauber mit einer für derartige Fälle ausgebildeten Besatzung früher angefordert worden wäre bzw. auf Abruf bereitgestanden hätte.

Ein weiterer organisatorischer Schwachpunkt war, daß seitens der deutschen Behörden zu lange auf ein Bergungskonzept der Reederei der *Pallas* gewartet wurde (CLAUSEN, 1999). Die Reederei hat während der Havarie nicht produktiv zur Sicherung der *Pallas* beigetragen. Während die ELG auf ein vernünftiges Bergungskonzept von der Reederei wartete, wurden an der *Pallas* Schlepper eingesetzt, die für diese Aufgabe nicht gut genug geeignet waren. Wenn die deutschen Behörden früher die alleinige Verantwortung übernommen hätten, wäre sicherlich eine bessere Organisation der Schleppversuche möglich gewesen.

Zusätzlich zu diesen entscheidenden Punkten begünstigte die Verkettung von ungünstigen äußeren Umständen, die nicht beeinflussbar waren, die negative Entwicklung der Ereignisse vor den Nordfriesischen Inseln (WWF-PROJEKTTEAM PALLAS, 1999). Hierzu zählen unter anderem das schlechte Wetter, die Tatsache, daß sich ein Riß im Rumpf der *Pallas* gebildet hatte, sowie die große Zahl von Seevögeln im Bereich des Unfalls. Diese Umstände haben zusätzlich dazu beigetragen, daß die Havarie des Holzfrachters *Pallas* derart drastische Konsequenzen für das Wattenmeer haben konnte, wie sie im Herbst des Jahres 1998 eingetreten sind. Es ist jedoch nach dieser Analyse davon auszugehen, daß bei einer optimalen Durchführung der Sicherungsmaßnahmen die Strandung des brennenden Frachters hätte verhindert werden können.

4.3.3.4 Der Bericht der Grobecker-Kommission

Die „Unabhängige Expertenkommission Havarie Pallas“ unter dem Vorsitz des ehemaligen Bremer Hafensensors Claus Grobecker präsentierte am 16. Februar 2000 ihren Untersuchungsbericht, den sie im Auftrag des Bundesministeriums für Verkehr, Bau- und Wohnungswesen erstellt hatte. In diesem Untersuchungsbericht formuliert die Kommission 30 Empfehlungen für Maßnahmen, die in Zukunft zur Verbesserung der Schadensbekämpfung bei Schiffsunfällen führen sollen.

Als Grundlage für die Empfehlungen der Kommission dienten einige Grundsätze, an denen sich die Handlungsabläufe im Falle der Schadensbekämpfung orientieren sollen. Wichtig ist, daß die Schadensvermeidung immer eine größere Priorität besitzen sollte als die Schadensbegrenzung (UEHP, 2000). Außerdem ist bei Bergungs- und Rettungsmaßnahmen zuerst auf das Wohl der beteiligten Menschen zu achten, die Rettung der Menschen und Menschenleben hat

Vorrang vor der Rettung der betroffenen Ökosysteme. Letztere sind jedoch wiederum von größerer Bedeutung als die auf dem Spiel stehenden Schiffe mit ihren Ladungen: Die Rettung von Ökosystemen hat Vorrang vor der Rettung von Sachwerten. Diese Festlegung der Gewichtung verschiedener Werte erleichtert es einzelnen Verantwortlichen, in der konkreten Krisensituation eine Abwägung vorzunehmen.

Empfehlung Nr. 1	Zusammenfassung von Bundesgrenzschutz, Zoll, Fischereiaufsicht und Wasser- und Schifffahrtsverwaltung zu einer gemeinsamen Flotte („Seewache“)
Empfehlung Nr. 2	Bildung eines der Seewache übergeordneten Havariekommandos
Empfehlung Nr. 3	Einbeziehen von Feuerwehren in die Notfallorganisation
Empfehlung Nr. 4	Im Notfall Verstärkung der Besatzung auf den Einsatzfahrzeugen
Empfehlung Nr. 5	Verbesserung der Kommunikation des eingesetzten Havariekommandos mit entsprechenden Behörden der Nachbarstaaten Deutschlands
Empfehlung Nr. 6	Verbesserung der technischen Ausstattung der vorhandenen Einsatzfahrzeuge
Empfehlung Nr. 7	Abdeckung einer dem Risikopotential angemessenen Pfahlzugkapazität durch kleine Schlepper bzw. durch Chartern von Kapazitäten auf dem internationalen Markt
Empfehlung Nr. 8	Einführung von Transpondertechnik auf den Einsatzfahrzeugen
Empfehlung Nr. 9	Verlagerung des Verkehrstrennungsweges Terschelling-Deutsche Bucht bei Borkumriff um 5 Seemeilen seewärts
Empfehlung Nr. 10	Erarbeitung und Training von Einsatzszenarien
Empfehlung Nr. 11	Erstellung von Konzepten zur zügigen Bergung und Entsorgung von großen Schadstoffmengen
Empfehlung Nr. 12	Verbesserung der Schulung der Einsatzkräfte
Empfehlung Nr. 13	Verbesserung der Öffentlichkeitsarbeit
Empfehlung Nr. 14	Belange der Schiffssicherheit auf internationaler Ebene wirksamer vertreten
Empfehlung Nr. 15	Sanktionen gegen Staaten mit mangelhafter Umsetzung der Schiffssicherheitsvorschriften unterstützen
Empfehlung Nr. 16	Unterstützung der Vorschläge, Vorschriften zur Ausrüstung von Schiffen mit Notschlepp-einrichtungen durchzusetzen
Empfehlung Nr. 17	Schaffung von Regelungen zur Aus- und Weiterbildung von Schiffsbesatzungen für Notfallsituationen
Empfehlung Nr. 18	Ausweitung der Forschung zur Verbesserung der Schiffstechnik an Bord
Empfehlung Nr. 19	Detaillierte Analyse von Unfallabläufen mit Schadstoffaustritten zur Optimierung der Handlungsabläufe
Empfehlung Nr. 20	Systematische Untersuchung der langfristigen Folgen von Unfällen mit Schadstoffaustritt
Empfehlung Nr. 21	Erstellung eines Entscheidungsrasters zur Ölunfallbekämpfung
Empfehlung Nr. 22	Weiterentwicklung von Dispergatoren und anderen Maßnahmen zur Ölbekämpfung
Empfehlung Nr. 23	Ratifizierung des Internationalen Übereinkommens von 1989 über Schiffsbergung
Empfehlung Nr. 24	Vorlage eines Gesetzentwurfes zur Anpassung des Seeunfalluntersuchungsgesetzes an den internationalen Standard
Empfehlung Nr. 25	Beschränkung der persönlichen Haftung des Havariekommandos auf vorsätzliches Fehlverhalten
Empfehlung Nr. 26	Ratifizierung des Protokolls von 1996 zur Haftungsbeschränkung von Seeforderungen
Empfehlung Nr. 27	Unterstützung der Bemühungen zu einer Anpassung der Haftungssummen und einer Einführung von Haftungsnachweisen
Empfehlung Nr. 28	Ratifizierung des Internationalen Übereinkommens über die Haftung und Entschädigung für Schäden bei der Beförderung von Schadstoffen
Empfehlung Nr. 29	Schaffung von europaweiten Vereinbarungen über besondere Gefahrenzonen
Empfehlung Nr. 30	Erarbeitung und Ratifizierung eines internationalen Haftungsübereinkommens für austretendes Bunkeröl

Tab. 27: Übersicht über die Empfehlungen der unabhängigen Expertenkommission „Havarie *Pallas*“ (UEHP, 2000).

Die Kommission empfiehlt vor allem, die Organisation der unterschiedlichen Aufsichtsbehörden auf See deutlich zu restrukturieren (Tab. 27). Zur Zeit verfügen der Bundesgrenzschutz, der Zoll, die Fischereiaufsicht sowie die Wasser- und Schifffahrtsverwaltungen über jeweils eigene Flotten und deutlich voneinander abgegrenzte Aufgabengebiete. Diese Dienststellen sollten in Zukunft unter ein einheitliches Havariekommando gestellt und zu einer einheitlichen Flotte zusammengefaßt werden (UEHP, 2000). Das neue Havariekommando soll die bisher getrennt existierenden Einrichtungen Zentraler Meldkopf, Zentrale Meldestelle, Einsatzleitgruppe, Sonderstellen des Bundes und der Länder für Meeresverschmutzungen und die Küstenwachzentren in sich vereinigen. Es ist vorgesehen, daß dieses Havariekommando laufend die deutschen Gewässer überwacht und das Kommando übernimmt, wenn es gilt, die Küsten vor einem Schadensfall zu bewahren. Das Eingreifen des Havariekommandos ist allerdings nur im Bedarfsfall und nicht im Vorfeld zur Prävention möglicher Störungen im Schiffsverkehr vorgesehen.

Im Gegensatz zu der Einführung einer Bundesbehörde für die Belange der Seeschifffahrt nach dem Vorbild der amerikanischen Coast Guard, die eine Grundgesetzänderung notwendig machen würde, ist die Straffung der Organisation des Notfallmanagements nach dem dargestellten Modell ohne eine Verfassungsänderung durchführbar (UEHP, 2000). Dementsprechend leichter ist die Umsetzung. Für die Umsetzung der gesamten Liste von Empfehlungen veranschlagt die Expertenkommission rund 130 Mio. DM. Dieser Betrag ist lediglich ein grober Schätzwert und umfaßt nur die einmaligen Ausgaben, die für die Umsetzung der Empfehlungen notwendig sind. Hinzu kämen laufende Mehrkosten in ungeschätzter Höhe.

Zusätzlich zu den generell zu verändernden Organisationsstrukturen sind Verbesserungen bei den technischen Abläufen in der Ölundfallbekämpfung möglich. Grundvoraussetzung für eine effiziente Ölbekämpfung ist das Vorhandensein der dafür notwendigen Geräte (UEHP, 2000). Nicht in ausreichendem Maße vorhandenes Gerät muß kurzfristig angeschafft werden. Die Einsatzbereitschaft der ganzen vorhandenen technischen Ausstattung muß stets gewährleistet sein. Für eine Prävention von Ölaustritten ist auch das erfolgreiche Abschleppen von havarierten Schiffen notwendig, damit Strandungen verhindert werden können. Aus diesem Grund ist eine Ausrüstung der Einsatzfahrzeuge mit modernem Schleppgeschirr vorteilhaft. Nach Ansicht der Kommission sollte die notwendige Notschleppkapazität durch mehrere kleinere Schleppfahrzeuge mit einem Pfahlzug von jeweils ca. 100 t gewährleistet werden, die eine gute Manövrierfähigkeit aufweisen. Außerdem sei auf diese Weise eine Verteilung der

Schleppkapazität entlang der Küste möglich, was ein schnelleres Erreichen eines möglichen Unfallortes zur Folge hätte.

Die Empfehlung der Kommission, die bereitstehende Schleppkapazität durch kleinere Schlepper abzudecken und auf die ständige Bereitschaft eines leistungsfähigen Spezialfahrzeugs wie die *Oceanic* zu verzichten, stieß bei vielen Umweltorganisationen auf Kritik (RÖSNER, 2000). Diese Variante ist zwar vergleichsweise kostengünstig, da in diesem Falle kein spezielles teures Einsatzfahrzeug auf Abruf bereitstehen muß, das dann auch in wenigen Fällen genutzt werden kann. Andererseits hat die Havarie der *Pallas* gezeigt, daß es bei schlechten Witterungsbedingungen unter Umständen nicht ausreicht, Schleppmanöver mit kleineren und nicht spezialisierten Einsatzfahrzeugen vorzunehmen.

Neben den technischen und organisatorischen Verbesserungen bei der Ölbekämpfung ist auch eine seewärtige Verlagerung der Hauptschiffahrtsroute entlang der Ostfriesischen Inseln zu empfehlen (UEHP, 2000). Auf diese Weise verläuft der Durchgangsverkehr in größerer Entfernung von der Küste, Störungen des Durchgangsverkehrs können durch diese bessere Abgrenzung vom küstennahen Fischereiverkehr verringert und die Sicherheit des Schiffsverkehrs damit erhöht werden. Eine generelle seewärtige Verlagerung von Hauptschiffahrtsrouten und die Ausweitung von bestehenden Schutzzonen in küstennahen Gebieten lehnt die Kommission hingegen ab, da die Anfahrtswege zu einigen Häfen auf diese Weise verlängert würden, was zu wirtschaftlichen Nachteilen für die betroffenen Häfen und Reedereien führen würde, die, bezogen auf das von der Seeschifffahrt ausgehende Risiko, unangemessen groß sind.

Dieser Ansicht wird von den Umweltorganisationen widersprochen, da nur durch eine Ausweitung der besonders schutzwürdigen Meeresgebiete, die dem Wattenmeer vorgelagert sind, der Verkehr von gefährlichen Schiffen in diesen küstennahen Regionen beschränkt werden kann (RÖSNER, 2000). Derartige Beschränkungen sollen in Zukunft von den drei Anrainerstaaten des Wattenmeeres gemeinsam erarbeitet werden. Beschluß und Umsetzung derartiger Schutzmaßnahmen wie die Beschränkung des Schiffsverkehrs sind jedoch ohne die besonders ausgewiesenen Meeresgebiete kaum erfolgversprechend.

Zusätzlich zur Verbesserung der Bekämpfung von Ölverschmutzungen in Schadensfällen ist es notwendig, Konzepte zur Vorsorge vor Ölunfällen auf See zu erstellen bzw. zu verbessern

(UEHP, 2000). Für effizientes Handeln der beteiligten Organisationen im Krisenfall ist ein Training der Gefahrenabwehr unter realistischen Bedingungen von großem Wert. Eine umfangreiche Schulung verbessert die Kommunikation zwischen den Beteiligten und verringert die Wahrscheinlichkeit von grobem Fehlverhalten während der Ölbekämpfungsmaßnahmen.

Die Bekämpfung von Ölverschmutzungen auf See in Küstennähe fällt bisher in den Zuständigkeitsbereich des unmittelbar betroffenen Staates. Die Behörden dieses Staates können einen Nachbarstaat um Unterstützung bitten, wenn die Verschmutzung Hoheitsgewässer beider Staaten bedroht. Im Gegensatz dazu ist es die Aufgabe der internationalen Staatengemeinschaft, Maßnahmen durchzusetzen, damit die Sicherheit des internationalen Seeverkehrs gewährleistet werden kann. Aus diesem Grunde ist es unerlässlich, daß zwischen den Mitgliedsstaaten der Internationalen Schifffahrtsorganisation (IMO) Übereinkünfte in bezug auf Sicherheitsstandards an Bord und in Häfen erzielt werden (UEHP, 2000). Auch wenn sich auf diese Weise Schiffsunfälle nicht verhindern lassen, so tragen geschulte Mannschaften mit einer intakten Ausrüstung an Bord in jedem Fall dazu bei, das Unfallrisiko zu verringern. Die Einhaltung dieser Sicherheitsstandards könnte schon jetzt von den Häfen überprüft und gegebenenfalls durchgesetzt werden.

Ist es erst zu einem Schadensfall gekommen, so sind oftmals umfangreiche Schadensbekämpfungsmaßnahmen erforderlich, die in kurzer Zeit große Kosten verursachen. Die Haftung für bei Unglücksfällen auf See ist jedoch aufgrund eines internationalen Übereinkommens aus dem Jahre 1976 begrenzt und deckt nicht annähernd die Kosten, die bei der Bekämpfung von Umweltverschmutzungen auf See anfallen. Aus diesem Grunde ist eine Erweiterung der Haftungssummen und die Vorschrift eines Nachweises einer Haftpflichtversicherung für alle Schiffe notwendig (UEHP, 2000). Die Übereinkommen zur Regelung dieser Haftungsfragen sind zu modifizieren, so daß Mindestversicherungssummen vorgeschrieben werden können und die Versicherungspflicht nicht auf Tanker beschränkt bleibt, denn auch andere Schiffe können große Mengen an gefährlichen Stoffen mit sich führen.

Die Liste der möglichen Verbesserungen des Schutzes der deutschen Küsten vor Verschmutzungen von Öl und anderen Schadstoffen ist lang. Sicherlich können, allein aus finanziellen Gründen, nicht alle Empfehlungen der verschiedenen Gremien umgesetzt werden. Auch knapp zwei Jahre nach der Strandung des Holzfrachters *Pallas* vor Amrum ist die Umsetzung der Verbesserungsvorschläge noch nicht abgeschlossen. Es wird sich zeigen, ob das Tempo

der Umsetzung ausreichend ist, um eine weitere umfangreiche Verschmutzung der deutschen Küste durch ausgelaufenes Öl nach einer Havarie zu verhindern und die Umwelt dieser sensiblen Ökosysteme zu schützen.

5 Weitere Schiffshavarien mit Ölverschmutzungen im Bereich der Nordsee und des Ärmelkanals

Schiffsunfälle sind in einem viel befahrenen Seegebiet wie der Nordsee leider keine Seltenheit. Einer Statistik zufolge ereignete sich in den 70er Jahren weltweit jede zweite Schiffskollision, in die Schiffe von mehr als 500 BRT verwickelt waren, im Bereich der Nordsee zwischen Dover und der Elbmündung (GERLACH, 1976). Zwischenfälle im Schiffsverkehr sind hier also an der Tagesordnung, meist sind die Konsequenzen jedoch gering. Lediglich bei der Havarie der *Anne Mildred Brøvig* im Jahre 1966 wurde mit 17.000 t Rohöl eine größere Ölmenge in der Deutschen Bucht freigesetzt.

In unmittelbarer Nähe zur deutschen Nordseeküste hat sich in der Vergangenheit vor allem die Jade als schwieriges Gebiet für den Schiffsverkehr erwiesen, da die Fahrwasserrinne sehr schmal ist und den großen Schiffen wenig Platz für Dreh- und Wendemanöver bleibt. Deshalb laufen größere Schiffe dort gelegentlich auf Grund und müssen wieder freigeschleppt werden. Bei diesen Maßnahmen können manchmal kleinere Ölmengen freigesetzt werden.

Die größte Ölmenge, die in der nördlichen Nordsee nach einer Havarie freigesetzt wurde, betrug knapp 86.000 t. Als der Tanker *Braer* im Januar 1993 südlich der Shetland-Inseln auf Grund lief, verlor er die gesamte Ladung von 84.000 t (UEHP, 2000). Auch rund 2.000 t Bunker-C-Treibstoff und Schiffsdiesel liefen ins Meer. Der Unfall ereignete sich unter widrigen Witterungsbedingungen mit auflandigem Wind in Sturmstärke, so daß eine Bekämpfung der Ölverschmutzung auf See nicht möglich war. Durch den geringen Anteil von schwerlöslichen Komponenten im Rohöl und die extrem hohe Wellenenergie zum Unfallzeitpunkt dispergierte das Öl sehr schnell in der Wassersäule. Auf diese Weise breitete sich das Öl über eine große Fläche aus, Teile der Küste der Shetland-Inseln wurden mit einem Ölfilm überzogen. Allerdings blieben die Folgen für die Umwelt trotz der großen Ölmenge vergleichsweise gering, da ein Großteil des an den Küsten angespülten Öls recht schnell durch den Seegang wieder entfernt wurde. Auch durch den freigesetzten schweren Bunker-C-Treibstoff wurde keine langfristige Schädigung der Küstenregion hervorgerufen.

Datum	Schiffsname	Flaggenstaat	Art des Unglücks
20.02.1966	<i>Anne Mildred Brøvig</i>	Norwegen	Kollision westlich von Helgoland, 17.000 t Rohöl liefen aus
18.03.1967	<i>Torrey Canyon</i>	Liberia	Grundberührung vor der südenglischen Küste, 95.000 t Rohöl liefen aus
17.04.1967	<i>Diane</i>	Liberia	Kollision des Tankers vor der niederländischen Küste
12.12.1968	<i>Diane</i>	Liberia	Explosion auf dem Tanker in Amsterdam
16.09.1969	<i>Texaco Westminster</i>	Großbritannien	Strandung des Tankers vor Hoek van Holland, Öl lief aus
01.05.1970	<i>Frances Hammer</i>	Liberia	Kollision des Tankers vor der niederländischen Küste
23.10.1970	<i>Pacific Glory</i>	Liberia	Kollision des Tankers vor der Isle of Wight, 6.300 t Öl liefen aus
24.12.1971	<i>Elisabeth Knudsen</i>	Norwegen	Kollision des Tankers vor Hoek van Holland, Öl lief aus
24.06.1973	<i>Conoco Britannia</i>	Liberia	Maschinenschaden und Strandung vor der britischen Ostküste, Öl lief aus
24.07.1974	<i>Asiatic</i>	Liberia	Feuer an Bord des Tankers nahe Brest
07.08.1974	<i>Al Funtas</i>	Kuwait	Kollision mit Ölpier in Wilhelmshaven, 53 t Öl liefen aus
25.07.1975	<i>Sea Scape</i>	Schweden	Explosion im norwegischen Haugesund
29.09.1975	<i>Pacific Colcotronis</i>	Griechenland	Explosion vor der niederländischen Küste, Öl lief aus
12.11.1975	<i>Olympic Alliance</i>	Liberia	Zwei Kollisionen des Tankers bei Dover und Brest, 2.100 t Öl liefen aus
24.01.1976	<i>Olympic Bravery</i>	Liberia	Grundberührung und Auseinanderbrechen des Tankers, Öl lief aus
12.06.1976	<i>Liverpool Bridge</i>	Großbritannien	Explosion auf dem Tanker vor der niederländischen Küste
02.12.1976	<i>Energy Vitality</i>	Liberia	Grundberührung in der Jade, kein Ölverlust
Dez. 1977	<i>Nicos I Vardinoyanni</i>	Griechenland	Grundberührung in der Jade, ca. 400 t Öl liefen aus
16.03.1978	<i>Amoco Cadiz</i>	Liberia	Strandung vor der bretonischen Küste, 223.000 t Rohöl liefen aus
01.04.1978	<i>Camden</i>	Großbritannien	Tanker läuft in der Jade auf Grund, kein Ölverlust
07.05.1978	<i>Eleni V</i>	Griechenland	Kollision des Tankers im Ärmelkanal, 5.000 t Öl liefen aus
16.02.1979	<i>Esso Hawaii</i>	Liberia	Tanker läuft vor Wangerooge auf Grund, kein Ölverlust
Juni 1979	<i>Astoria</i>	Griechenland	Kollision mit der Schleusenanlage des Emdener Hafens, 2.000-4.000 t Rohöl liefen in die Schleuse
08.08.1979	<i>Andros Titan</i>	Griechenland	Kollision des Tankers in der Deutschen Bucht, kein Ölverlust
22.11.1979	<i>Hitra</i>	Norwegen	Kollision in der Deutschen Bucht, 1.600 t Öl liefen aus
07.06.1982	<i>Katina</i>	ungenannt	Kollision des Tankers mit einem Frachter vor der niederländischen Küste, mehr als 1.100 m ³ schweres Heizöl liefen aus
05.01.1993	<i>Braer</i>	Liberia	Strandung vor den Shetland-Inseln, 84.000 t Rohöl und rund 1.800 t Treibstoff liefen aus
25.11.1997	<i>Nordfarer</i>	Bahamas	Kollision im Ärmelkanal, ein kleiner Ölteppich wurde aufgefangen
19.12.1997	<i>Pos Ambition</i>	Panama	Ankerte in einer Notsituation zwischen Pipelines vor Teesport, jedoch wurden keine der Ölleitungen beschädigt
22.03.1999	<i>Nohic</i>	Frankreich	Kollision bei Milford, 10 t Gasöl liefen aus
26.06.1999	<i>Alandia Stream</i>	Bahamas	Driftet 11 Stunden lang zwischen den Orkney- und Shetland-Inseln
21.10.1999	<i>Icaro</i>	Panama	Motorschaden vor den Ostfriesischen Inseln

Tab. 28: Auswahl bedeutender Tankerhavarien in der Nordsee und dem Ärmelkanal (RSU, 1980; UEHP, 2000; GRAH, 2000).

Zusätzlich zu den in Tab. 28 aufgeführten Tankerunfällen haben sich in der Vergangenheit weitere Schiffsunfälle in der Nordsee und im Ärmelkanal ereignet, bei denen Öl in die Umwelt gelangte. Viele dieser Havarien tauchen in den Unfallstatistiken nicht auf, da sich die Statistiken in der Vergangenheit auf die Unfälle von Tankschiffen beschränkten, von denen bei einer Havarie die größte Gefahr durch auslaufendes Öl für die Umwelt ausgeht. Allerdings hat die Entwicklung der Schiffsgrößen im internationalen Schiffsverkehr dazu geführt, daß heute auch andere Schiffstypen größere Mengen an Öl mit sich führen, die im Falle eines Unfalls eine ebenso große Bedrohung für die Umwelt darstellen können. Der Gefährdung der Meere und Küsten durch Havarien von Frachtschiffen wird erst in jüngerer Vergangenheit eine erhöhte Aufmerksamkeit zuteil. Einen maßgeblichen Anteil daran hat die im vorigen Kapitel dargestellte Havarie der *Pallas*, bei der Hydrauliköl, Schmierstoffe und ein Teil des Bunker-C-Treibstoffs in die Nordsee liefen.

Auch nach der Havarie der *Pallas* ereigneten sich Zwischenfälle auf See im Bereich der Nordsee. So trieb der mit 95.000 t Rohöl beladene Tanker *Icaro*, der sich auf dem Weg nach Wilhelmshaven befand, am 21. Oktober 1999 mit einem Motorschaden in der Nordsee (RÖSNER, 1999b). Der Schlepper *Oceanic* wurde zur *Icaro* beordert, mußte jedoch nicht eingreifen, da die Maschine des Tankers rechtzeitig repariert werden konnte. Am gleichen Tag strandete der Frachter *Alvina M* in der Nähe des Süderoogsandes in geringer Entfernung zum Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer. Die Wasser- und Schifffahrtsverwaltung verhielt sich aus Rücksichtnahme auf die Reederei des Frachters sehr zurückhaltend und beorderte Einsatzfahrzeuge erst mit einer mehrstündigen Verspätung zum Havaristen. Diese Nachlässigkeit führte in diesem Fall glücklicherweise nicht zu schwerwiegenden Konsequenzen, da der Frachter nach kurzer Zeit freigeschleppt werden konnte.

Nur wenige Wochen später, am 3. Dezember 1999, fiel bei dem Frachter *Lucky Fortune* bei orkanartigen Windstärken die Maschine aus. Der Frachter trieb auf die Küste der Insel Sylt zu (RÖSNER, 1999b). In diesem Fall wurde der Bergungsschlepper *Oceanic* ohne Zeitverlust zum Havaristen beordert und konnte trotz der widrigen Witterungsverhältnisse eine Schleppverbindung zur *Lucky Fortune* aufbauen. Auf diese Weise konnte der Havarist in einer Entfernung von 12 Seemeilen von Sylt gehalten und eine Strandung des mit 1.200 t Treibstoff beladenen Frachters im Walschutzgebiet des Nationalparks Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer verhindert werden.

Dies wird nicht der letzte Zwischenfall im Schiffsverkehr gewesen sein, der sich auf der Nordsee in der Nähe von sensiblen Küstenregionen ereignet hat. Auch in Zukunft sind Gefährdungen für die Umwelt durch die Schifffahrt in Form von Maschinenschäden, Navigationsfehlern, schwerer See oder Kollisionen niemals ganz auszuschließen. Aus diesem Grund ist es wichtig, daß auf eventuell auftretende Gefahrensituationen für die Umwelt schnell und effektiv reagiert wird. In der Vergangenheit hat es im Umgang mit solchen Unglücksfällen immer wieder Defizite gegeben, die dazu beitrugen, daß es zu Schiffsunglücken mit katastrophalen Folgen für die Umwelt kommen konnte. Gerade in einem so vielbefahrenen Seegebiet wie der Nordsee und dem Ärmelkanal ist ein gut funktionierendes Notfallmanagement unerlässlich, um wirksam zu verhindern, daß sich Zwischenfälle auf See zu Katastrophen mit weitreichenden Folgen für den Menschen und die Umwelt ausweiten.

6 Möglichkeiten zur Verbesserung des Schutzes der marinen Umwelt gegenüber Ölverschmutzungen

Die Havarie der *Pallas* vor den Nordfriesischen Inseln hat in Deutschland eine heftige politische Debatte über die Effektivität des zur Zeit praktizierten Notfallmanagements bei Schiffsunglücken vor den deutschen Küsten hervorgerufen. Die Handlungsabläufe während der *Pallas*-Havarie haben gezeigt, daß die Reaktion auf Schiffsunglücke in vielen Punkten deutlich verbessert werden kann und muß. Verbesserungsmöglichkeiten bestehen u.a. bei der Organisation der Ölunfallbekämpfung, der technischen Ausstattung der Einsatzkräfte entlang der deutschen Küsten, den Sicherheitsvorkehrungen an Bord der Schiffe sowie bei den internationalen rechtlichen Rahmenbedingungen der Seeschifffahrt. Da lediglich die Organisation der Ölunfallbekämpfung und die technische Ausstattung von Einsatzkräften in die Zuständigkeit der einzelnen Staaten fallen, ist es für einen wirksamen Schutz des Meeres und der Küsten notwendig, daß möglichst viele Staaten darauf drängen, die anderen Aspekte durch internationale Übereinkommen zwischen den Seefahrtsnationen zu regeln.

6.1 Die Organisation der Ölunfallbekämpfung

Im Falle eines Schiffsunglückes ist ein schnelles und zielgerichtetes Handeln von Hilfskräften in der bedrohten Region notwendig, um eine Verschmutzung der Umwelt zu verhindern oder zumindest zu minimieren. Falsche oder zu spät eingeleitete Maßnahmen führen meistens dazu, daß das in Not geratene Schiff auf Grund läuft, zerbricht und nachfolgend Öl ins Meer gelangt.

Als die *Amoco Cadiz* vor der bretonischen Küste mit Ruderschaden manövrierunfähig im Ärmelkanal trieb, waren die für den Schutz und Überwachung der Küste zuständigen Behörden sehr schlecht über die Lage auf See informiert. Die Dramatik der Situation wurde erst erkannt, als Maßnahmen zur Verhinderung einer Strandung des Tankers nicht mehr möglich waren. Der Austausch von Informationen zwischen den Funkstationen, Radarüberwachungsstellen und Rettungsleitstellen funktionierte nicht, so daß effektive Maßnahmen zur Sicherung des Havaristen unterblieben.

Auch die damals gültigen Pläne zur Ölunfallbekämpfung erwiesen sich nach der Strandung des Tankers als unzureichend. Vor allem die fehlende Koordination zwischen den einzelnen an der Ölbekämpfung beteiligten Gremien führte in den ersten Tagen nach der Strandung der *Amoco Cadiz* zu Verzögerungen. Die Einteilung von Einsatzkräften und der Umgang mit den vielen freiwilligen Helfern war in den ersten Tagen nach der Ölverschmutzung problematisch. Erst gut zwei Wochen nach der Havarie der *Amoco Cadiz* waren die größten organisatorischen Schwierigkeiten gelöst und die Aufräumarbeiten an den Stränden der Bretagne liefen an. Von da an konnte noch ein beträchtlicher Teil des ausgelaufenen Öls von den Stränden entfernt und entsorgt werden.

Auf der Basis dieser Erfahrungen mit der *Amoco Cadiz*-Katastrophe und ihren Folgen wurden in Frankreich grundlegende Schwachstellen im Notfallmanagement beseitigt. Hauptpunkt der Neuorganisation der Küstensicherung war die Einführung eines Marinepräfekten, der direkt dem Premierminister unterstellt ist. Der Marinepräfekt hat im Unglücksfall die Vollmacht, alle Maßnahmen zur Sicherung der Küste zu ergreifen, die notwendig erscheinen. Alle Dienststellen, die regulär an der Sicherung der französischen Küste mitwirken, sind ihm unterstellt. Alle Informationen laufen nun an einer Stelle zusammen, alle Weisungen gehen von diesem einen Präfekten aus. Mit dieser Maßnahme ist also ein hierarchisches System eingeführt worden, bei dem die Entscheidungsgewalt einem Verantwortlichen übertragen ist, so daß Kompetenzstreitigkeiten zwischen den an den Ölbekämpfungsmaßnahmen beteiligten Organisationen unterbunden werden.

Bei der deutschen Ölunfallbekämpfung ist die Weisungsstruktur bis heute weit weniger hierarchisch gegliedert. Es fehlt eine Instanz, die während der Ölbekämpfung eindeutig die Verantwortung für die durchgeführten Maßnahmen übernimmt. Die Ölbekämpfung wird entsprechend des Verwaltungsabkommens von 1975 durchgeführt. Dieses sieht vor, daß eine Einsatzleitgruppe (ELG) alle Maßnahmen organisiert und überwacht. Problematisch dabei ist, daß eine Alarmierung der Einsatzkräfte in der Regel erst erfolgt, wenn eine Verschmutzung des Meeres bereits eingetreten ist (UEHP, 2000). Präventivmaßnahmen sind auf diese Weise gar nicht möglich. Es kann lediglich auf bereits eingetretene Unglücksfälle reagiert werden. Die Erfahrungen mit dieser Organisation der Ölunfallbekämpfung in den vergangenen 25 Jahren hat gezeigt, daß das Alarmierungsverfahren zwar generell funktioniert, daß die Koordination und Kommunikation zwischen den Einsatzkräften allerdings deutlich verbessert werden müßte. Bisher stellt jede Dienststelle lediglich für ihre eigenen Zwecke Informationen über

den Unglücksfall zusammen, gibt sie jedoch nicht weiter. Ohne einen Informationsaustausch kann aber kein übergeordnetes Gesamtlagebild erstellt werden, ohne das eine Koordination aller Maßnahmen tatsächlich nur schwer erreicht werden kann.

Auch eine ständige Überwachung der Seestraßen, die eine Prävention von Unglücksfällen ermöglichen würde, erfolgt noch nicht lückenlos. Die Hauptschiffahrtswege werden zumeist von Land per Radar überwacht, jedoch werden dabei Teile der Deutschen Bucht und auch der Ostsee nicht erfaßt (UEHP, 2000). Dadurch sind die Behörden maßgeblich auf Meldungen von Unglücksfällen seitens der Havaristen angewiesen. Diese versuchen jedoch aufgrund der hohen Kosten, die eine Havarie verursacht, Meldungen über Schwierigkeiten an Bord so lange wie möglich hinauszuzögern. Dies macht vorsorgliche Maßnahmen zur Vermeidung von Meeresverschmutzungen durch Schiffsunglücke so gut wie unmöglich und zwingt die Behörden im Unglücksfall zu einer schnellen Reaktion zur Schadensbegrenzung. So eine Situation macht eine gute Koordination und Organisation aller Maßnahmen äußerst schwierig. Damit die Schadensvermeidung gegenüber der Schadensbegrenzung Priorität haben kann, ist es unerlässlich, durch eine verbesserte Überwachung der Seestraßen und küstennahen Gewässer Gefahrensituationen früher zu erkennen, um einen größeren Handlungsspielraum zu haben.

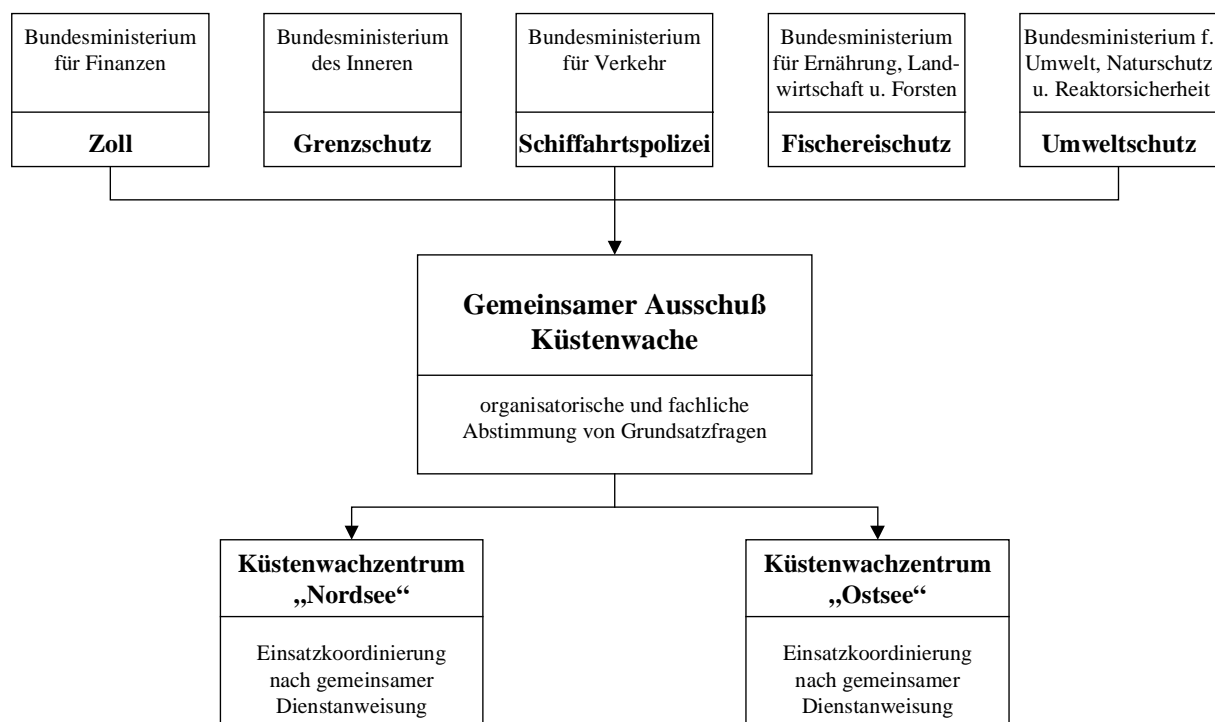


Abb. 54: Die Organisationsstruktur der derzeitigen deutschen Küstenwache (WIBEL, 1999).

Der Versuch, eine umfassende Überwachung der deutschen Küsten durch die Einführung einer Küstenwache zu gewährleisten, ist nur zum Teil erfolgreich gewesen. Die deutsche Küstenwache entstand zum 30. Juni 1994 durch den Zusammenschluß von Schiffsfahrtpolizei, Zoll, Bundesgrenzschutz und Fischereiaufsicht unter einem Dach (WIBEL, 1999). Da das Grundgesetz einen hoheitsübergreifenden Zusammenschluß der Dienststellen verbietet, konnten die Wasserschutzpolizeien der Küstenländer nicht mit in die Küstenwache integriert werden. Eine regelmäßige Zusammenarbeit zwischen den Wasserschutzpolizeien und der Küstenwache erfolgt nicht. Kostenbeschränkungen bei der Einführung der Küstenwache führten außerdem dazu, daß die deutsche Küstenwache lediglich ein Zusammenschluß verschiedener eigenständiger Dienststellen blieb (Abb. 54).

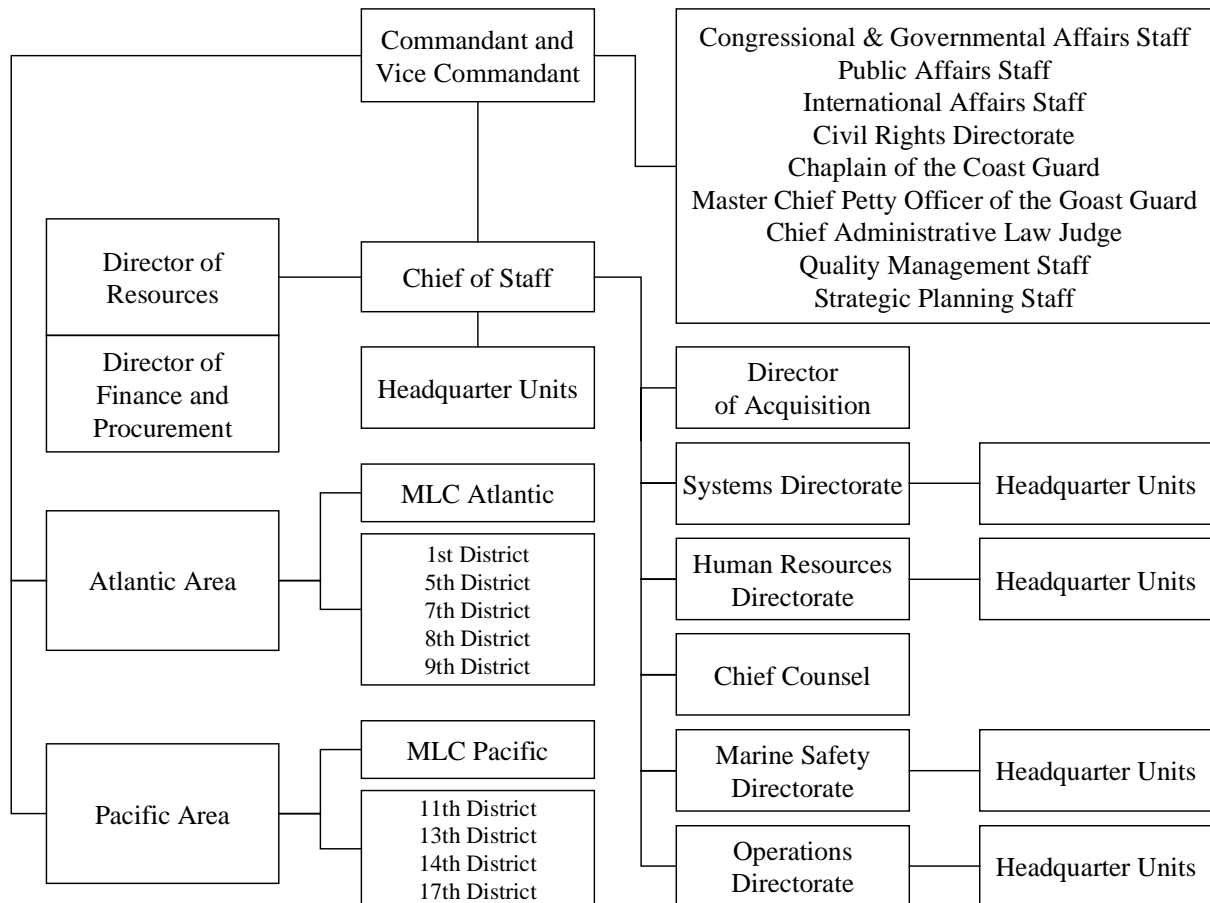


Abb. 55: Die Organisationsstruktur der amerikanischen Coast Guard (WIBEL, 1999).

Unglücksfälle von Schiffen in der Nähe der deutschen Küste haben in der jüngeren Vergangenheit gezeigt, daß die Organisationsstruktur der deutschen Küstenwache verändert werden muß, damit die Wahrscheinlichkeit von Strandungen manövrierunfähiger Schiffe wie z.B. der *Pallas* mit allen negativen Folgen für die marine Umwelt reduziert werden kann. In der politi-

schen Diskussion nach der Havarie des Holzfrachters wurde wiederholt die Einführung einer institutionalisierten Küstenwache nach dem Vorbild der amerikanischen Coast Guard propagiert.

Die amerikanische Coast Guard ist eine Bundeseinrichtung, die für alle Belange zuständig ist, die mit der Sicherheit auf See in den amerikanischen Hoheitsgewässern zu tun hat. Dazu gehören auch die Überwachung des maritimen Umweltschutzes, die Abnahme von Sicherheitsprüfungen, die Wasserwirtschaft, die Kontrolle von Navigationszeichen sowie die Durchführung von Seenotrettungsmaßnahmen (WIBEL, 1999). Die Coast Guard ist vergleichbar den militärischen Streitkräften der Vereinigten Staaten von Amerika organisiert (Abb. 55), allerdings untersteht sie nicht dem Verteidigungsministerium, sondern dem Verkehrsministerium. Aufgrund der großen flächenmäßigen Ausdehnung der amerikanischen Hoheitsgewässer beschäftigt die amerikanische Coast Guard rund 80.000 Mitarbeiter, die technische Ausstattung umfaßt rund 500 Schiffe, Boote und Luftfahrzeuge. Eine deutsche Küstenwache dieser Organisation käme mit einer weitaus geringeren Stärke aus, um einen effektiven Beitrag zur Sicherung der deutschen Küsten zu leisten.

Wie auch viele andere Politiker befürwortet der frühere Umweltminister des Landes Schleswig-Holstein STEENBLOCK (1999) die Einführung einer institutionalisierten Küstenwache. Ob in Deutschland allerdings eine Küstenwache nach dem amerikanischen Vorbild entstehen kann, ist aufgrund der verfassungsmäßigen Rahmenbedingungen in Deutschland fraglich. Einer direkten Übertragung der Kompetenzen an eine vereinheitlichte Bundesinstitution steht die im Grundgesetz verankerte föderale Ordnung entgegen. Dafür wäre eine Änderung des Grundgesetzes notwendig. Dies ist jedoch ein langwieriger Vorgang, dessen Erfolg nicht gesichert ist, da eine politische Mehrheit für eine derartige Verfassungsänderung zur Zeit nicht gegeben ist.

Aus diesem Grund ist eine drastische strukturelle Verbesserung des Notfallmanagements an den deutschen Küsten im Rahmen der derzeitigen verfassungsmäßigen Möglichkeiten anzustreben (STEENBLOCK, 1999). Dabei können schon vorhandene Organisationsstrukturen in den Niederlanden oder in Schweden als Maßstab dienen. In den Niederlanden werden im Havariefall die verschiedenen Aufsichtsbehörden auf See gemeinsam einer übergeordneten Einsatzleitung unterstellt, die dann die Organisation der vorhandenen Einsatzkräfte übernimmt. In Schweden sind alle Aufsichtsbehörden auf See in einer gemeinsamen Flotte zu-

sammengefaßt. Die Aufgaben an Land erfüllen die Dienststellen dabei weiterhin separat. Es gibt eine Zentrale dieser Organisation und vier regional begrenzte Unterkommandos. Auf diese Weise ist eine Koordination von Hilfsmaßnahmen, die von Angehörigen verschiedener Dienststellen durchgeführt werden, im Falle einer Havarie in schwedischen Gewässern gewährleistet.

Eine Verbesserung in der Überwachung und Sicherung der deutschen Küste ohne eine Grundgesetzänderung könnte also nach diesem Vorbild dadurch erreicht werden, daß unter der Aufsicht des Bundesverkehrsministeriums eine institutionalisierte Küstenwache geschaffen wird, in die die Bediensteten der Landesbehörden, die unter Landeshoheit verbleiben, eingliedert werden (NVNF, 1999). Allerdings müssen dafür die Führungsstrukturen vereinheitlicht werden und ein standardisiertes Verfahren zur Meldung und Reaktion auf Unglücksfälle auf See etabliert werden. Anstelle einer Grundgesetzänderung zur Umsetzung von Reformen ist der Abschluß von Staatsverträgen zur Regelung der Kompetenzen zwischen dem Bund und den Ländern die unkompliziertere Lösung. Das Resultat wäre eine Küstenwache, die als einheitliche Organisation fungieren kann, ohne daß die Bundesländer Teile ihrer Landeshoheit an den Bund übertragen müßten.

Eine derartige Neuregelung der Organisation der auf See tätigen Bundes- und Landesbehörden erscheint dringend notwendig, da die Einschränkungen in der Verfügungsgewalt über die Einsatzkräfte aufgrund deren unterschiedlicher Hoheitszuordnung die Arbeit vor Ort unnötigerweise erschweren. Da eine vereinheitlichte Organisationsstruktur der Dienststellen auch ohne eine Änderung des Grundgesetzes möglich ist, kann und sollte diese Reform von den beteiligten politischen Gremien zügig umgesetzt werden.

Allerdings darf nicht vergessen werden, daß eine veränderte Organisation der Einsatzkräfte auf See noch kein Garant für eine verbesserte Überwachung der deutschen Hoheitsgewässer ist. Die Umsetzung der Sicherungsmaßnahmen während der Havarie der *Pallas* hat gezeigt, daß die personelle Besetzung der Einsatzfahrzeuge für die Bewältigung der Aufgaben zu gering war. Eine Aufstockung der Einsatzkräfte auf See zumindest bei Unglücksfällen ist daher ebenso wichtig. Natürlich entstehen dadurch höhere Personalkosten, die jedoch im Vergleich weitaus geringer sein dürften als die Kosten, die entstehen, wenn infolge einer fehlgeschlagenen Schiffssicherung eine Bekämpfung von Schadstoffen im Meer notwendig wird. Die notwendige Qualifikation der Einsatzkräfte ist nur durch eine umfassende Schulung und die

Durchführung von Übungen anhand von realistischen Szenarien zu erzielen. Dieser Aspekt ist von grundlegender Bedeutung, um das Risiko von menschlichem Fehlverhalten in Gefahrensituationen auf See zu minimieren. Ohne diese Voraussetzung ist der Nutzen einer guten technischen Ausstattung zur Bekämpfung von Meeresverschmutzungen an den Küsten stark eingeschränkt.

Ein indirekt mit der Organisation der Überwachungsbehörden auf See zusammenhängender Aspekt ist die Kommunikation mit den Behörden von Nachbarstaaten im Falle von Zwischenfällen auf See. Im Falle der Havarie der *Pallas* ist der Informationsaustausch zwischen den dänischen und den deutschen Behörden nur schleppend verlaufen. Zu kritisieren ist besonders die Einstellung der dänischen Dienststellen, für die der Fall *Pallas* nach der Bergung der Mannschaft abgeschlossen war, da das führerlose Schiff in Richtung deutscher Gewässer trieb. Aber auch die verzögerte Reaktion der deutschen Behörden nach der erfolgten Meldung des Havaristen war nachlässig und verringerte die Möglichkeiten, der drohenden Gefahr für die deutsche Nordseeküste zu begegnen. Strikte territoriale Abgrenzungen von Zuständigkeitsbereichen auf See sind immer problematisch, da weder Schiffe noch marine Lebewesen oder Schadstoffe im Meer an den virtuellen Grenzlinien der Hoheitsgewässer aufgehalten werden können. Bei Unglücksfällen, die die Hoheitsgewässer mehrerer Staaten betreffen, erscheint deshalb ein staatenübergreifender Informationsaustausch und gegebenenfalls eine Zusammenarbeit von Einsatzkräften nur konsequent. Ansätze hierfür sind in den vorliegenden Abkommen zwischen Deutschland und den Niederlanden (NethGer-Plan) und Dänemark (DenGer-Plan) vorhanden. Eine Ausweitung der Kommunikation und der Kooperation zwischen den Behörden verschiedener Staaten bei Unglücksfällen und die damit verbundenen verbesserten personellen und technischen Möglichkeiten vor Ort sorgen für eine höhere Flexibilität bei der Gefahrenabwehr, wodurch das Risiko für die marine Umwelt aufgrund derartiger Zwischenfälle verringert würde, was eigentlich allen Staaten zugute käme.

6.2 Die technische Ausstattung der Einsatzkräfte

Für eine umfassende Sicherung des Schiffsverkehrs in den küstennahen Gewässern ist es zum einen notwendig, eine Flotte in ausreichender Größe zu besitzen, die Überwachungsaufgaben wahrnehmen kann, um Zwischenfälle schnell zu erkennen und daraus resultierende Gefahren

für die Meeresumwelt zu beseitigen. Um manövrierunfähige Schiffe sicher in Häfen zu bringen oder bei widrigen Witterungsbedingungen vor einer Strandung nahe der Küste zu bewahren, sind spezielle Schlepper mit hinreichender Zugkraft notwendig. Da die Strandung der *Amoco Cadiz* vor der bretonischen Küste nur erfolgte, weil es nicht gelang, den Tanker rechtzeitig in eine sichere Entfernung von der Küste zu schleppen, wurde nach der Havarie sichergestellt, daß entlang der französischen Küsten genügend Schlepper der Marine oder privater Bergungsunternehmen stationiert sind, um in Not geratene Schiffe umgehend sichern zu können. Auch in Deutschland ist nach der Havarie der *Pallas* eine intensive Diskussion um die Notschleppkapazitäten an der deutschen Küste entbrannt. Es existieren unterschiedliche Ansichten darüber, welcher Umfang und welche Verteilung von Schleppkapazitäten als ausreichend anzusehen ist. Neben Gerät zur Sicherung von Schiffen zur weitergehenden Vermeidung von Gefahren für die Küste ist auch genügend Material zur Bekämpfung von möglicherweise eintretenden Verschmutzungen vonnöten, um die Auswirkungen auf die Umwelt so gering wie möglich zu halten.

Zur Bewältigung ihrer Überwachungsaufgaben stehen den verschiedenen Behörden in Deutschland 114 Einsatzfahrzeuge für den Dienst auf See zur Verfügung. Diese Zahl schließt die Fahrzeuge der Wasserschutzpolizeien mit ein (UEHP, 2000). Die meisten dieser Einsatzfahrzeuge sind für Aufsichtsaufgaben konzipiert, d.h. sie sind vielseitig einsetzbar, benötigen bei Havarien jedoch die Unterstützung von speziell für die Bergung und Sicherung von Havaristen ausgelegten Schiffen wie den Mehrzweckschiffen des Bundes *Mellum* und *Neuwerk*. Diese Schiffe, die sowohl für Löschzwecke als auch für Ölbekämpfung und Schleppaufgaben geeignet sind, waren u.a. an den Versuchen zur Sicherung der *Pallas* beteiligt. Außerdem sind eine Reihe anderer Fahrzeuge für spezielle Einsätze vorhanden: Ausschließlich für die Rettung von Menschen auf See konstruiert sind die 22 Seenotrettungskreuzer der Deutschen Gesellschaft zur Rettung Schiffbrüchiger. Speziell für die Bekämpfung von Ölverschmutzungen auf See können in Deutschland 30 Schiffe eingesetzt werden. All diese Fahrzeuge sind Mehrzweckschiffe, die regulär bei Bundes- oder Landesbehörden, bei privaten Unternehmen oder bei der Marine eingesetzt werden und im Bedarfsfall gesondert angefordert werden müssen. Wann so ein Bedarfsfall gegeben ist, bleibt dabei immer eine Ermessensfrage und leider häufig auch eine Kostenfrage.

Nach den gescheiterten Versuchen, die brennend und führerlos treibende *Pallas* bei widrigen Witterungsbedingungen abzuschleppen und so von der deutschen Küste fernzuhalten, wurde

wiederholt die Frage aufgeworfen, ob ein früherer Einsatz des speziell für derartige Aufgaben konstruierten Bergungsschleppers *Oceanic* erfolgreich verlaufen wäre und man die Strandung des Frachters damit hätte verhindern können. Diese Frage kann nicht mit Sicherheit geklärt werden. Natürlich ist die maximale Schleppleistung der *Oceanic* mit einer Pfahlzugkraft von 179,4 t sehr viel größer als die der *Mellum* oder der *Neuwerk*, die jeweils rund 110 t Pfahlzugkraft aufweisen (UEHP, 2000). Allerdings ist der Wirkungsbereich der *Oceanic* durch den deutlich größeren Tiefgang kleiner als der der genannten Mehrzweckschlepper. Ob es der *Oceanic* gelungen wäre, eine stabile Schleppverbindung zur *Pallas* herzustellen, als diese sich noch in tieferen Gewässern befand, und den Havaristen in die Position nahe Helgoland zu schleppen, bleibt Spekulation.

Die Unabhängige Expertenkommission „Havarie Pallas“ empfiehlt in ihrem Bericht über die Havarie des Frachters sogar, die Schleppkapazitäten durch mehrere Schlepper mit einer Leistung von etwa 100 t Pfahlzugkraft abzudecken, da diese Schlepper eine höhere Manövrierfähigkeit besitzen als ein einzelner Schlepper mit größerer Leistung und sie deshalb möglicherweise geeigneter sind, um ein effektives Schleppmanöver vorzunehmen (UEHP, 2000). Außerdem ist es bei der Bereitstellung mehrerer Schlepper mittlerer Größe leichter, die Schleppkapazität entlang der Küste zu verteilen, als wenn wenige große Schlepper stationiert werden müßten. Die Wege zu möglichen Unglücksorten würde sich so verringern. Bei der Havarie der *Pallas* hat sich jedoch gezeigt, daß die beiden Schlepper mittlerer Größe weder in der Lage waren, den brennenden Frachter an eine sichere Position zu schleppen, noch den Havaristen im Sturm in sicherer Entfernung von der deutschen Nordseeküste zu halten.

Da die *Oceanic* einem privaten Unternehmen gehört und ständig von den deutschen Behörden gechartert werden muß, um in der Deutschen Bucht verfügbar zu sein, ist die Bereitstellung der Schleppkapazität in diesem Bereich der Nordsee recht kostenintensiv. Die Kosten für die Bereitstellung von Schleppkapazitäten sind natürlich deutlich geringer, wenn diese durch Mehrzweckfahrzeuge abgedeckt werden können, da auf diese Weise die Notwendigkeit entfällt, einen teuren Hochseeschlepper zu unterhalten, der nur selten genutzt wird. Für die *Oceanic* bestanden in der Vergangenheit immer Charterverträge von kurzer Laufzeit, die bei Vertragsablauf ständig verlängert werden mußten. Zum Zeitpunkt der Havarie der *Pallas* wurde von öffentlicher Seite sogar der Verzicht auf die Stationierung eines Schleppers mit großer Leistung in der Deutschen Bucht erwogen. In der Zeit nach dem Unfall der *Pallas* gelang es aber mehrfach, die Strandung eines in Seenot geratenen Schiffes durch den Einsatz der

Oceanic zu verhindern. Es läßt sich zwar nicht belegen, ob der Einsatz mehrerer Mehrzweckschlepper anstelle der *Oceanic* den gleichen Erfolg gehabt hätte, aber die Bereitstellung eines leistungsstarken Spezialschleppers, der auch bei widrigen Witterungsbedingungen erfolgreich operieren kann, ist gerade in einem Meeresgebiet mit sensiblen Küstenräumen wie der Deutschen Bucht dringend geboten. Es muß erwogen werden, ob statt der ständigen Erneuerung von kurzfristigen Charterverträgen eine dauerhafte Charter eines Bergungsschleppers von einem privaten Bergungsunternehmen für die öffentlichen Haushalte wirtschaftliche Vorteile bringt. Eine andere Möglichkeit, die jedoch mit hohen Anfangsinvestitionen verbunden ist, wäre die Anschaffung eines oder mehrerer Hochleistungsschlepper für eine neuorganisierte Küstenwache. Angesichts der finanziellen Engpässe in den öffentlichen Haushalten ist diese Alternative kurzfristig wahrscheinlich nicht umsetzbar, obwohl so der Unterhalt für den bereitliegenden Schlepper reduziert würde.

Neben der Kostenfrage muß berücksichtigt werden, daß die Besatzung eines speziellen Bergungsschleppers eine größere Erfahrung im Umgang mit zu sichernden Havaristen aufweist als die Besatzung eines Mehrzweckschiffes. Gerade in kritischen Situationen kann eine derartige Erfahrung sehr wertvoll sein, wenn es gilt, Ressourcen auf einem Havaristen zur Sicherung des Schiffes zu nutzen, die nicht offensichtlich sind (MORDHORST, 1999).

Bei den Versuchen, die *Pallas* abzuschleppen, wurde deutlich, daß neben der Leistung der Schlepper auch die Fähigkeit, eine stabile Schleppverbindung herzustellen, von grundlegender Bedeutung ist. Dieser Aspekt darf bei der Diskussion um die Schleppkapazitäten nicht vernachlässigt werden. Die ganze Leistung von Hochseeschleppern ist nutzlos, wenn es nicht gelingt, eine sichere Schleppverbindung zwischen dem Havaristen und dem Schlepper herzustellen. Weder bei der manövrierunfähigen *Amoco Cadiz* noch bei der unbemannt treibenden *Pallas* gelang es den Einsatzkräften, bei schwerer See eine stabile Schleppverbindung aufzubauen oder über einen längeren Zeitraum aufrechtzuerhalten. In diesem Bereich sind mit Sicherheit Verbesserungen angeraten. Entweder sollten Schleppverbindungen mit Schleppleinen aus möglichst reißfestem Kunststoff hergestellt werden, die der extremen Belastung durch ständige Änderung der Belastung während des Schleppmanövers bei schwerer See standhalten, oder es sollte nach Wegen gesucht werden, die Ankerschirre von Schiffen für Schleppverbindungen nutzbar zu machen (UEHP, 2000).

Die Nutzung der Ankergeschirre hat den Vorteil, auf eine Ressource zurückzugreifen, die auf allen Schiffen gleichermaßen vorhanden ist. Die Einsatzfahrzeuge müßten also kein zusätzliches Material für den Aufbau der Schleppverbindung mitführen. Allerdings ist die Qualität der Verbindung bei der Nutzung des Schiffsankers vom Zustand der Ankerkette abhängig. Zwar existieren Vorschriften, die einen ordnungsgemäßen Zustand der Ankeranlage auf allen Schiffen sicherstellen sollen, jedoch lehrt die Erfahrung, daß bei einem schlechten Allgemeinzustand eines Schiffes auch die Qualität der Ankerkette beeinträchtigt ist. Schlechte Ankerketten könnten bei schlechten Witterungsbedingungen durch Schleppversuche überlastet und somit unbrauchbar werden. Schwierig bei der Nutzung von Ankerketten als Schleppleine ist das große Eigengewicht der Ankerketten, wodurch die Manövrierfähigkeit des Schleppverbundes deutlich eingeschränkt wird.

Bei Material, das von den Einsatzkräften mitgeführt wird, ist die Qualitätssicherung wesentlich einfacher, so daß bei ordnungsgemäßer Wartung die Einsatzfähigkeit des Schleppmaterials garantiert werden könnte. Ob jedoch dadurch garantiert werden kann, daß die Schleppverbindung unter allen Umständen hält, ist aufgrund der großen Massen der Schiffe fraglich. Die Kräfte, die bei Schleppmanövern unter schwierigen Witterungsbedingungen auf das Material wirken, sind so groß, daß nicht ausgeschlossen werden kann, daß die Schleppleine oder ein Schleppgeschirr den Belastungen nicht standhält und abreißt. Dieses Problem tritt insbesondere dann auf, wenn havarierte Schiffe über keine passenden Vorrichtungen für das Anbringen einer Schleppverbindung verfügen. Dieser Problembereich betrifft jedoch die Sicherheit an Bord und fällt dementsprechend nicht in die Zuständigkeit der Behörden, die für die Sicherheit in bestimmten Seegebieten verantwortlich sind, sondern in die der Schiffseigner und -betreiber. Aufgrund der Vor- und Nachteile beider Möglichkeiten wäre es ratsam, zweigleisig zu fahren und je nach Situation und betroffenem Schiff zu entscheiden, wie eine Schleppverbindung am besten hergestellt werden kann.

Die Ausstattung der zuständigen Behörden mit technischem Gerät zur Beseitigung von Ölverschmutzungen wird im allgemeinen als ausreichend angesehen, wenn das derzeit vorhandene Material und die bereits fest eingeplanten Neuanschaffungen in naher Zukunft berücksichtigt werden (UEHP, 2000). Ein erheblicher Kostenfaktor ist, daß veraltetes Material regelmäßig durch neues ersetzt werden muß, so daß auch in diesem Bereich ständig neue Gelder durch die verantwortlichen Dienststellen bereitgestellt werden müssen. Die Einsatzfähigkeit des Materials muß jederzeit gewährleistet sein, da Unglücksfälle nicht vorhersehbar sind.

6.3 Die Sicherheitsvorkehrungen an Bord

Da die Seeschifffahrt ein internationales Gewerbe ist, betrifft dieser Aspekt der Risikominimierung nicht nur einzelne Staaten, sondern alle seefahrenden Nationen. Richtlinien, die die Sicherheitsvorkehrungen an Bord betreffen, können deshalb nur durch internationale Übereinkommen erzielt werden. Einzelne Staaten, die ein Interesse an einem möglichst hohen Sicherheitsstandard an Bord haben, haben lediglich die Möglichkeit, Vorschläge zur Sicherheit auf Schiffen bei der Internationalen Seeschifffahrtsorganisation (IMO) einzubringen und dort für ihre Umsetzung zu werben (UEHP, 2000). Deutschland ist eine solche Nation, für die der Seetransport von Waren eine große Rolle spielt. Außerdem sind die deutschen Küsten von sehr sensiblen Ökosystemen geprägt, so daß Deutschland bei der Gestaltung internationaler Sicherheitsvorschriften auf Schiffen eine Führungsposition wahrnehmen sollte, um dieser Verantwortung zum Schutze der Umwelt Rechnung zu tragen.

Für die Gewährleistung der Sicherheit an Bord ist die Einhaltung verschiedener Kriterien notwendig, die sich sowohl auf die technische Ausstattung der Schiffe und deren Wartung als auch auf die Fähigkeiten der Besatzungen, sich bei Zwischenfällen situationsgerecht zu verhalten, bezieht. Dabei erweist sich nicht das Fehlen von Sicherheitsbestimmungen als das vornehmliche Problem, sondern deren Umsetzung. Untersuchungen haben gezeigt, daß etwa 60-70% aller Schiffsunglücke auf menschliches Fehlverhalten in einer unvorhergesehenen Situation zurückzuführen sind (UEHP, 2000). Um menschliches Versagen als Unglücksursache weitgehend auszuschließen, wurde zum 1. Juli 1998 der International Safety Management Code (ISM-Code) als Teil des Internationalen Übereinkommens von 1974/1978 zum Schutz des menschlichen Lebens auf See (SOLAS) eingeführt, der ab dem 1. Juli 2002 für alle Schiffe verbindlich gültig ist. Der ISM-Code regelt das gesamte Sicherheitsmanagement an Bord. Ein wichtiger Bestandteil ist, daß für Zwischenfälle an Bord Notfallpläne erstellt werden müssen. Die Einhaltung der Regelungen des ISM-Codes ist durch regelmäßig zu erneuernde Zertifikate der Flaggenstaaten zu belegen.

Für den Betrieb an Bord gibt es jedoch bereits eine Vielzahl von Sicherheitsvorschriften. Es ist die Aufgabe der Flaggenstaaten, d.h. der Staaten, in dessen Register das Schiff eingetragen ist, die Einhaltung der Regelungen der IMO an Bord zu garantieren. Jedoch nehmen längst nicht alle Staaten ihre Kontrollfunktion, die sie aufgrund der IMO-Richtlinien haben, wahr.

Bei den sogenannten Billigflaggenstaaten sind es lediglich wirtschaftliche Gründe, die für eine Registrierung von Schiffen unter ihrer Flagge den Ausschlag geben (UEHP, 2000). Damit verbundene Aufgaben wie die Überwachung der Schiffssicherheit an Bord werden von diesen Staaten nur sporadisch wahrgenommen. Die Konsequenz ist, daß viele Schiffe, die unter einer Billigflagge registriert sind, deutliche Sicherheitsmängel aufweisen. Diese Schiffe stellen eine Gefahr für die Seefahrt dar. Dennoch kann nicht erwirkt werden, sie aus dem Verkehr zu ziehen. Es besteht lediglich die Möglichkeit, die Staaten, die ihre Kontrollfunktionen nicht entsprechend der internationalen Regelungen durchführen, mit Sanktionen zu belegen. Natürlich sollte diese Alternative insbesondere von deutscher Seite im Interesse der Verbesserung der Sicherheit auf See in Erwägung gezogen werden. Man sollte sich allerdings bewußt machen, daß dieser Weg nur langfristig zu Verbesserungen bei der Umsetzung der IMO-Richtlinien führt.

Weitaus wirkungsvoller als die Kontrollen der Flaggenstaaten sind die Kontrollen der Hafenstaaten, deren Häfen angelaufen oder deren Hoheitsgewässer von den Schiffen durchquert werden. Nach einer Richtlinie der Europäischen Union müssen alle Mitgliedsstaaten die Sicherheitsstandards von mindestens einem Viertel der Schiffe, die ihre Häfen anlaufen, kontrollieren (UEHP, 2000). Schiffe, die gravierende Mängel aufweisen, können im Hafen festgehalten werden, bis die Mängel beseitigt wurden. In der jüngeren Vergangenheit wiesen etwa 6% der kontrollierten Schiffe derartige Sicherheitsmängel auf.

Die bauliche Sicherheit von Schiffen wird durch internationale Klassifikationsgesellschaften gewährleistet. Diese legen die Sicherheitsstandards fest, die von den Schiffen eingehalten werden müssen, um eine Zulassung zu erhalten. In der Vergangenheit wurden gerade bei Tankschiffen deutliche Verbesserungen bei den Anforderungen an die Konstruktion vorgenommen. So muß der Schiffsrumpf bei Tankschiffen aus mehreren Lagen bestehen, so daß bei einer Beschädigung des äußeren Schiffsrumpfes verhindert werden kann, daß die Ladungstanks beschädigt werden. Die Tanks müssen zudem unterteilt sein, damit nur ein Teil der Ladung freigesetzt wird, wenn dennoch ein Tank beschädigt wird. Ähnliche bauliche Vorschriften gibt es auch für Passagierschiffe, Containerschiffe, Frachter etc.. Durch diese Richtlinien konnte das Risiko für die Umwelt bei Schiffsunfällen reduziert werden.

Auch andere Sicherheitsrisiken könnten in Zukunft durch vergleichbare Richtlinien eingedämmt werden. Es kommt z.B. bei Havarien immer wieder zu Schädigungen der Umwelt,

weil es nicht gelingt, den Havaristen durch eine stabile Schleppverbindung auf einer sicheren Position zu halten, so auch im Falle der *Amoco Cadiz* und der *Pallas*. Viele Schiffe weisen kein spezielles Notschleppgeschirr auf, so daß das Abschleppen unter Umständen deutlich erschwert oder unmöglich wird. Es gibt Bestrebungen der IMO, eine Regelung zu erlassen, die auf allen Tankschiffen ein Notschleppgeschirr vorschreibt, an dem in jeder Situation eine stabile Schleppverbindung hergestellt werden kann (UEHP, 2000). Es erscheint sinnvoll, diese Regelung nicht nur auf Tankschiffe zu beschränken, sondern für alle Schiffsarten verbindlich einzuführen, da nicht nur Tankschiffe nach Unglücksfällen eine Gefahr für die Umwelt darstellen. Die Installation eines solchen Notschleppgeschirrs ist auf jedem Schiff nur einmal notwendig, d.h. diese Maßnahme ruft keine auf Dauer erhöhten Kosten für den Unterhalt des Schiffes hervor. Nicht nur vor diesem Hintergrund ist eine Vorschrift von Notschleppgeschirren nützlich, denn bei Zwischenfällen an Bord, bei denen die Manövrierfähigkeit des Schiffes beeinträchtigt wird, ist ein Abschleppen des Havaristen in den meisten Fällen unerlässlich.

Im Gegensatz zu den Anforderungen an die bauliche Sicherheit der Schiffe besteht bei den Richtlinien zur Sicherheitsausbildung von Seeleuten größerer Handlungsbedarf. Hier müssen Verbesserungen schnell auf den Weg gebracht werden. Die weltweiten Ausbildungsstandards in bezug auf die Sicherheit an Bord sind nämlich sehr gering. Sie sind so konzipiert, daß Seeleute sowohl in Industrienationen als auch in den Entwicklungsländern die Seefahrtsausbildung bestehen können (UEHP, 2000). Fehlende Kompetenz beim Umgang mit Krisensituationen an Bord besteht jedoch nicht nur bei den einfachen Seeleuten. Auch bei den Führungspersonen sind Defizite beim Umgang mit Notfällen an der Tagesordnung. Untersuchungen des Germanischen Lloyd und des Instituts für Sicherheitstechnik/Verkehrssicherheit haben ergeben, daß nicht einmal jeder zweite Kapitän oder Offizier ein gesichertes Grundwissen über die Bewältigung von Notfällen vorweisen kann.

Um diesen Schwachpunkt zu beseitigen, ist es dringend notwendig, die international gültigen Standards für die Sicherheitsausbildung von Seeleuten deutlich anzuheben. Die Einigung aller Seefahrtsnationen auf einen einheitlichen niedrigen Ausbildungsstandard birgt das konkrete Risiko in sich, daß die Auswirkungen der Krisensituation durch das Fehlverhalten der Schiffsbesatzung drastisch verschlimmert werden. Mit einer verbesserten Basisausbildung sollte auch eine regelmäßige Fortbildung einhergehen, da sich die Anforderungen an die Schiffsbesatzungen durch Veränderungen in der technischen Ausstattung der Schiffe mit der Zeit ebenfalls ändern. Die Umsetzung dieser Maßnahme ist schwierig, da eine Erhöhung der

Ausbildungsanforderungen gerade in den Entwicklungsländern nur schwer umgesetzt werden kann. Da jedoch gerade die Industrienationen ein Interesse an einer Verbesserung der Ausbildungssituation der Seeleute haben, sollten diese die Entwicklungsländer bei deren Bemühungen in dieser Sache unterstützen. Langfristige Verbesserungen im Notfallmanagement an Bord können nur dann erzielt werden, wenn die Mannschaften genügend auf den Umgang mit unvorhergesehenen Krisensituationen vorbereitet sind.

6.4 Die rechtlichen und versicherungstechnischen Rahmenbedingungen der Seeschifffahrt

Eine Verbesserung der Schiffssicherheit kann nicht nur durch Maßnahmen erfolgen, die die Ausstattung der Schiffe und die Handlungsabläufe direkt an Bord betreffen. Die Gestaltung der juristischen und versicherungstechnischen Rahmenbedingungen, unter denen der internationale Schiffsverkehr stattfindet, kann ebenfalls dazu beitragen, daß in Notsituationen noch schneller und effektiver gehandelt werden kann. Das internationale Seerecht ist so geregelt, daß internationale Regelungen des Schiffsverkehrs von den einzelnen Staaten in nationales Recht übertragen werden müssen, damit die nationalen Behörden die Legitimation erhalten, die Regelungen auch durchzusetzen. Generell ist die internationale Seeschifffahrt durch internationale Richtlinien genügend geregelt; allerdings ist es notwendig, daß die dadurch gegebenen Eingriffsmöglichkeiten der Kontrollbehörden auf See diese auch konsequent anwenden. Diese Umsetzung ist auch in Deutschland noch ausbaufähig (UEHP, 2000).

Ein Beispiel hierfür, das direkt in Zusammenhang mit dem Umgang mit Notsituationen auf See steht, ist das Internationale Bergungsübereinkommen von 1989. Im Gegensatz zum Lloyd's Open Form, das die Entlohnung eines Schiffes, das einen Havaristen birgt, nur im Erfolgsfall vorsieht, soll dem Berger nach diesem Übereinkommen auch eine Vergütung zukommen, wenn der Bergungsversuch fehlschlägt. Der Reeder des Havaristen soll sich dabei jedoch gerade nicht seiner Haftung durch die Aufgabe des Schiffes entziehen können (UEHP, 2000). Mit diesem Übereinkommen soll erreicht werden, daß Bergungsversuche früher erfolgen, wodurch die Gefahr für die Umwelt, die von dem Havaristen ausgeht, in einigen Fällen reduziert würde. Deutschland hat dieses Übereinkommen jedoch noch nicht in nationales Recht umgesetzt.

Die Handlungsfreiheit von Einsatzkräften in Notfällen kann auch durch eine Beschränkung möglicher Regressionsansprüche gegen die Verantwortlichen erhöht werden. Die Entscheidungen, die von der Einsatzleitung in Krisensituationen gefällt werden, sind oftmals mit einem großen Risiko verbunden. Falsche Entscheidungen ziehen nicht selten große wirtschaftliche und ökologische Schäden nach sich. Zur Zeit besteht die Gefahr, daß seitens der Schiffs-eigner Regressansprüche gegen den Bund oder die Küstenländer geltend gemacht werden können, wenn darlegt werden kann, daß durch die Maßnahmen der Einsatzkräfte Schäden entstanden sind, die vermeidbar gewesen wären (UEHP, 2000). Dadurch ist die Bereitschaft der Einsatzleitung, bei der Schadensbekämpfung riskante Maßnahmen zu ergreifen, stark eingeschränkt. Abhilfe schaffen würde eine Veränderung der Regelung dahingehend, daß Regressansprüche gegen führende Einsatzkräfte nur noch bei vorsätzlichem oder grob fahrlässigem Fehlverhalten geltend gemacht werden können.

Regelungen, die es ermöglichen, daß in Notfallsituationen auf See Rettungsmaßnahmen ohne große Verzögerungen eingeleitet werden können, sind äußerst sinnvoll, wie die Havarien der *Amoco Cadiz* und der *Pallas* zeigen. Bei der Havarie der *Amoco Cadiz* wäre der Schaden geringer ausgefallen, wenn klar geregelt gewesen wäre, daß einem zu Hilfe kommenden Bergungsschiff eine Vergütung für die Bemühungen zusteht und daß es sich grundsätzlich nicht lohnt, die Hilfe durch Schlepper aufgrund wirtschaftlicher Überlegungen zu verzögern. Bei der Havarie der *Pallas* war es die Reederei, die der Aufforderung, ein Bergungskonzept für den Frachter vorzulegen, nicht zügig genug nachkam. Derartige Verzögerungen tragen häufig dazu bei, daß sich der Umfang der Schäden, die durch solche Unglücksfälle hervorgerufen werden, unnötigerweise vergrößert. Im Sinne des marinen Umweltschutzes ist ein frühzeitiges Eingreifen von Hilfskräften bei Unglücksfällen auf See zwingend erforderlich, taktische Verzögerungen aus wirtschaftlichen Überlegungen sind in solchen Situationen äußerst schädlich. Insofern sollten diese Regelungen, die den Hilfskräften bei der Schadensbekämpfung auf See einen größeren Handlungsspielraum ermöglichen, auch in deutschen Gewässern schnellstmöglich Anwendung finden.

In der Vergangenheit hat sich gezeigt, daß die Kosten für die Schadensbekämpfung nach Unglücksfällen auf See meist deutlich über den Versicherungssummen liegen, die den Haftpflichtversicherungen der Schiffe zugrunde liegen. Dann bleiben die betroffenen Regionen auf den hohen Kosten für die Schadensbekämpfung sitzen, während sich Reedereien ihrer Verantwortung durch die Aufgabe des Havaristen entziehen können. Dieses Ungleichgewicht

kann nur durch internationale Veränderungen in bezug auf die Haftung im Schiffsverkehr verändert werden. Nationale Alleingänge einzelner Seefahrtsnationen erscheinen aufgrund des internationalen Wettbewerbs im Seehandel allerdings nicht angebracht (UEHP, 2000).

Verbesserungen des Haftungsrechts sind durch verschiedene Maßnahmen zu erzielen. Zum einen ist eine Erweiterung der Haftung des Schiffseigentümers bei Unglücksfällen auf See dringend erforderlich, da bestehende Haftungsobergrenzen meist sehr viel geringer sind als die Schäden, die durch die Havarie entstehen. Bereits im Jahre 1996 wurden die in einem 1976 verabschiedeten Übereinkommen über Haftungsobergrenzen festgelegten Haftungssummen erhöht. Dieses Übereinkommen ist jedoch in Deutschland bisher nicht ratifiziert worden (UEHP, 2000). Eine Umsetzung dieses Übereinkommens in nationales Recht wäre ein erster Schritt, der jedoch bei weitem nicht ausreichend erscheint. Eine Anpassung der Deckungssummen an die tatsächlichen Kosten, die im Schadensfall anfallen können, ist zusätzlich dringend geboten. Für besonders gefährdete Seefahrtsgebiete wie der Nordsee könnten Mindestdeckungssummen von Haftpflichtversicherungen nach dem Vorbild von amerikanischen Regelungen vorgeschrieben werden (UEHP, 2000). Derartige Regelungen sind auf EU-Ebene zu beschließen und umzusetzen, da eine Anpassung nur auf internationaler Ebene praktikabel ist. In diesem Zusammenhang wäre die Vorschrift eines Versicherungsnachweises sinnvoll, damit im Falle einer Havarie zügig auf die Haftpflichtversicherung zur Finanzierung der Schadensbekämpfung zugegriffen werden kann.

Eine Veränderung der rechtlichen Rahmenbedingungen und eine Ausweitung der Haftung der Schiffseigner in Schadensfällen tragen zwar nicht direkt zu einer Erhöhung der Sicherheit auf See bei, mit ihrer Hilfe ist es aber möglich, gezielter auf Unglücksfälle zu reagieren, wenn diese einmal eingetreten sind. Veränderte Bergungsmodalitäten und eine Haftungsbeschränkung für Einsatzkräfte begünstigen in jedem Fall die Bergung von havarierten Schiffen. Die Haftungserweiterungen für die Schiffseigner bewirken, daß die Risiken, die mit dem Schiffsbetrieb einhergehen, von den tatsächlich dafür Verantwortlichen getragen werden, damit Regionen, die von Schiffsunglücken betroffen sind, neben den ökologischen Auswirkungen nicht noch zusätzlich die finanzielle Last für die Schadensbeseitigung zu tragen haben.

7 Zusammenfassende Betrachtung

Die Havarien von Schiffen, bei denen Öl aus der Ladung oder den Treibstofftanks ins Meer gelangen, wirken sich immer massiv auf die marine Umwelt aus. Neben den toxischen Effekten auf die Flora und Fauna der betroffenen Region hat die Umweltverschmutzung auch direkte negative ökonomische Konsequenzen. Verschmutzte Küstenabschnitte müssen kostenintensiv gereinigt werden, Wirtschaftszweige wie der Fremdenverkehr oder die Fischerei werden mittelfristig beeinträchtigt. Die ökologischen Langzeitfolgen von Ölverschmutzungen sind nur schwer abschätzbar, da entsprechende wissenschaftliche Untersuchungen fehlen.

Es hat sich gezeigt, daß die Folgen von Havarien oft schwerwiegender sind als notwendig. Grund dafür ist oftmals fehlerhaftes Verhalten an Bord in Krisensituationen. Aber auch im Umgang mit dem Unglücksfall seitens der Überwachungseinheiten der betroffenen Hoheitsgewässer kommt es zu Fehlern, die eine Verschlimmerung der Unfallfolgen bewirken. Die Havarien des Tankers *Amoco Cadiz* und des Holzfrachters *Pallas* zeigen, daß es vielerlei Möglichkeiten für Verbesserungen im Umgang mit Schiffsunglücken gibt. Gerade in der Zeit nach einem Unglücksfall werden Vorschläge für Verbesserungen der Sicherheit in der Seeschifffahrt intensiv in der Politik diskutiert.

Wirksame Verbesserungen sind nur erreichbar, wenn von allen Beteiligten Anstrengungen zur Reduzierung der Sicherheitsschwächen unternommen werden. Für die Schadensbekämpfung bedeutet dies eine Straffung der Organisation, damit Kompetenzen und Verantwortung bei der Gefahrenabwehr eindeutig geklärt sind. Außerdem ist eine effektive Bekämpfung der Unfallfolgen nur dann möglich, wenn genügend technisches Gerät in der gegebenen Situation einsatzbereit ist. Für die Sicherung von Havaristen sind ausreichende Schleppkapazitäten notwendig, damit Strandungen mit möglicher Schadstofffreisetzung vermieden werden können. Das Material für die Ölbekämpfung muß schnell vor Ort verfügbar sein, wenn Öl aus dem Havaristen ausläuft, damit eine Kontamination auf eine möglichst kleine Fläche begrenzt werden kann.

Der beste Schutz der Umwelt vor den Folgen von Havarien ist und bleibt allerdings die Prävention. Sicherheitsvorkehrungen an Bord spielen dabei eine herausragende Rolle. Dabei kommt es nicht nur auf einen guten Zustand der technischen Ausrüstung auf den Schiffen an,

sondern auch und gerade auf eine hinreichende Qualifikation der Mannschaften im Umgang mit der Ausrüstung, insbesondere in Notsituationen. Durch eine gute Ausbildung der Seeleute kann die Wahrscheinlichkeit von menschlichem Fehlverhalten an Bord unter Streß reduziert und damit der Verlauf von Unglücksfällen auf See maßgeblich beeinflußt werden. Außerdem kann durch eine entsprechende Gestaltung der rechtlichen Rahmenbedingungen der Seeschifffahrt für Anreize zu aktivem und verantwortungsbewußtem Handeln zum Schutz der marinen Umwelt bei Schiffsunglücken gesorgt werden.

Natürlich würde selbst eine konsequente Umsetzung aller Verbesserungsmöglichkeiten nicht ausschließen, daß es zu Havarien kommt, in deren Folge die Umwelt durch Öl oder andere Schadstoffe bedroht wird. Ziel aller Bestrebungen sollte es jedoch sein, die Wahrscheinlichkeit von derartigen Unglücksfällen so stark wie möglich zu reduzieren, damit die marine Umwelt in Zukunft möglichst von der tödlichen Gefahr, die von ausgelaufenem Öl havarierter Schiffe ausgeht, verschont bleibt.

8 Literatur

- AHLHORN, F., W. BREVES, T. GÖTZE, B. KOCH & T. MÖHRING (1996): *Fiktiver Frachterunfall vor Wangerooge*, Oldenburg, Projektbericht Marine Umweltwissenschaften der Universität Oldenburg WS 1995/1996, 93 S.
- AMBJÖRN, C. (1981): An operational oil drift model for the Baltic, *Proceedings of the Symposium on the Mechanics of Oil Slicks*, Paris, 7.-9. September 1981, S. 167-178.
- ATLAS, R.M. (1982): Microbial Degradation within Sediment Impacted by the Amoco Cadiz Oil Spill, in: GUNDLACH, E.R. & M. MARCHAND (Hrsg.), *Ecological Study of the Amoco Cadiz Oil Spill*, Report of the NOAA-CNEXO Joint Scientific Commission, Washington, D.C., U.S. Department of Commerce, S. 1-26.
- BECKER, G.A. (1981): Beiträge zur Hydrographie und Wärmebilanz der Nordsee, *Deutsche Hydrographische Zeitschrift*, Bd. 34, H. 5, S. 167-262.
- BECKER, G.A. (1990): Die Nordsee als physikalisches System, in: LOZÁN, J.L., W. LENZ, E. RACHOR, B. WATERMANN & H. von WESTERNHAGEN (Hrsg.), *Warnsignale aus der Nordsee: wissenschaftliche Fakten*, Berlin, Verlag Paul Parey, S. 11-28.
- BERNEM, K.H. van, H.L. KRASEMANN, A. MÜLLER, S. PATZIG, R. RIETHMÜLLER, M. GROTHJAHN, J. KNÜPLING, G. RAMM, L. NEUGEBOHRN, S. SUCHROW & G. SACH (1994): *Thematische Kartierung und Sensitivitätsraster im deutschen Wattenmeer*, Geesthacht, GKSS-Forschungszentrum, UBA-Forschungsbericht 94-077, 149 S.
- BERNEM, K.H. van & T. LÜBBE (1997): *Öl im Meer, Katastrophen und langfristige Belastungen*, Darmstadt, Wissenschaftliche Buchgesellschaft, 177 S.
- BLUM, C. (1998): Die Kosten der Pallas, *Wattenmeer International*, Bd. 16, H. 4, S. 9.
- BOUCHER, G. (1981): Effets à long terme des hydrocarbures de l'Amoco Cadiz sur la structure des communautés de Nématodes libres des sables fins sublittoraux, in: CONAN, G., L. LAUBIER, M. MARCHAND & L. D'OZOUVILLE (Hrsg.), *Amoco Cadiz – Conséquences d'une pollution accidentelle par les hydrocarbures*, *Actes du Colloque International Centre Océanologique de Bretagne Brest*, 19.-22. November 1979, Paris, Centre National pour l'Exploitation des Océans, S. 539-550.
- BRÜGMANN, L. (1993): *Meeresverunreinigung: Ursachen, Zustand, Trends und Effekte*, Berlin, Akademie Verlag, 294 S.
- BUCHWALD, K. (1989): *Nordsee, Ein Lebensraum ohne Zukunft?*, Verlag Die Werkstatt, 552 S.
- CABIOCH, L., J.C. DAUVIN, F. GENTIL, C. RETIÈRE & V. RIVAIN (1981): Perturbations induites dans la composition et le fonctionnement des peuplements benthiques sublittoraux, sous l'effet des hydrocarbures de l'Amoco Cadiz, in: CONAN, G., L. LAUBIER, M. MARCHAND & L. D'OZOUVILLE (Hrsg.), *Amoco*

- Cadiz – Conséquences d'une pollution accidentelle par les hydrocarbures, *Actes du Colloque International Centre Océanologique de Bretagne Brest*, 19.-22. November 1979, Paris, Centre National pour l'Exploitation des Océans, S. 513-526.
- CALDER, J.A. & P.D. BOEHM (1979): Year study of weathering processes acting on the Amoco Cadiz oil spill, in: *Amoco Cadiz: fates and effects of the oil spill*, Centre Océanologique de Bretagne, Brest.
- CALDER, J.A. & P.D. BOEHM (1981): The Chemistry of Amoco Cadiz Oil in the Aber Wrac'h, in: CONAN, G., L. LAUBIER, M. MARCHAND & L. D'OZOUVILLE (Hrsg.), *Amoco Cadiz – Conséquences d'une pollution accidentelle par les hydrocarbures, Actes du Colloque International Centre Océanologique de Bretagne Brest*, 19.-22. November 1979, Paris, Centre National pour l'Exploitation des Océans, S. 149-158.
- CHASSÉ, C. (1978a): Esquisse d'un Bilan Ecologique provisoire de l'impact de la maree noire de l'Amoco Cadiz sur le littoral, in: CONAN, G., L. D'OZOUVILLE & M. MARCHAND (Hrsg.), *Amoco Cadiz, Preliminary Observations of the Oil Spill Impact on the Marine Environment; One Day Session*, Brest, June 7, 1978, Centre National l'Exploitation des Océans Actes de Colloques, Bd. 6, S. 115-134.
- CHASSÉ, C. (1978b): The ecological impact on and near shores by the Amoco Cadiz oil spill, *Marine Pollution Bulletin*, Bd. 9, H. 11, S. 298-301.
- CLARK, R.B. (1992): *Kranke Meere? Verschmutzung und ihre Folgen*, Heidelberg, Spektrum Akademischer Verlag, 266 S.
- CLAUSEN, L. (1999), *Schwachstellenanalyse aus Anlass der Havarie der Pallas*, Kiel, Katastrophenforschungsstelle der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, 81 S., 5 Anlagen.
- COEFFE, Y. & J.C. LEYMARIE (1983): *Computation of spread and drift of oil slicks in the Dover Straits – Sandettie Site*, Paris, Ministère de la mer, Service des Phares et Balises.
- CONAN G. & M. FRIHA (1981): Effets des pollutions par les hydrocarbures du pétrolier Amoco Cadiz sur la croissance des soles et des plies dans l'estuaire de l'Aber Benoît, in: CONAN, G., L. LAUBIER, M. MARCHAND & L. D'OZOUVILLE (Hrsg.), *Amoco Cadiz – Conséquences d'une pollution accidentelle par les hydrocarbures, Actes du Colloque International Centre Océanologique de Bretagne Brest*, 19.-22. November 1979, Paris, Centre National pour l'Exploitation des Océans, S. 749-774.
- D'OZOUVILLE, L., E.R. GUNDLACH & M.O. HAYES (1978): Effect of Coastal Processes on the Distribution and Persistence of Oil spilled by the Amoco Cadiz, in: CONAN, G., L. D'OZOUVILLE & M. MARCHAND (Hrsg.), *Amoco Cadiz, Preliminary Observations of the Oil Spill Impact on the Marine Environment; One Day Session*, Brest, June 7, 1978, Centre National l'Exploitation des Océans Actes de Colloques, Bd. 6, S. 69-96.

- DAUVIN, J.C. & F. GENTIL (1990): Conditions of peracarid populations of subtidal communities in northern Brittany ten years after the Amoco Cadiz oil spill, *Marine Pollution Bulletin*, Bd. 21, S. 123-130.
- DESAUNAY, Y. (1981): Evolution des stocks des poissons plats dans la zone contaminée par l'Amoco Cadiz, in: CONAN, G., L. LAUBIER, M. MARCHAND & L. D'OZOUVILLE (Hrsg.), Amoco Cadiz – Conséquences d'une pollution accidentelle par les hydrocarbures, *Actes du Colloque International Centre Océanologique de Bretagne Brest*, 19.-22. November 1979, Paris, Centre National pour l'Exploitation des Océans, S. 727-736.
- DICK, S. & K.C. SOETJE (1990): Ein operationelles Ölausbreitungsmodell für die Deutsche Bucht, *Deutsche Hydrographische Zeitschrift*, Ergänzungsheft A, Nr. 16, 43 S.
- DICKSON, R.R., J. MEINCKE, S.A. MALMBERG & J.A. LEE (1988): The Great Salinity Anomaly in the Northern North Atlantic 1968-1982, *Progress in Oceanography*, Bd. 20, S. 103-151.
- DIETRICH, G. (1953): Die Elemente des jährlichen Ganges der Oberflächentemperatur in der Nord- und Ostsee und in den angrenzenden Gewässern, *Deutsche Hydrographische Zeitschrift*, Bd. 6, S. 49-64.
- DIETRICH, G., K. KALLE, W. KRAUSS & G. SIEDLER (1975): *Allgemeine Meereskunde*, Berlin, Verlag Gebrüder Borntraeger, 3. Aufl. 1992, 593 S.
- DIPPNER, J. (1984): Ein Strömungs- und Öldriftmodell für die Deutsche Bucht, *Veröffentlichungen des Instituts für Meeresforschung in Bremerhaven*, Supplement 8, Bremen, Kommissionsverlag Franz Leuwer, 188 S.
- DOERFFER, J.W. (1992): *Oil spill response in the marine environment*, Oxford, Pergamon Press, 391 S.
- DÖRJES, J. (1970): Das Watt als Lebensraum, in: REINECK, H.E. (Hrsg.), *Das Watt, Ablagerungs- und Lebensraum*, Frankfurt am Main, Verlag von Waldemar Kramer, S. 107-144.
- EHLERS, J. & H. KUNZ (1993): Morphology of the Wadden Sea, Natural Processes and Human Interference, in: HILLEN, R. & H.J. VERHAGEN (Hrsg.), *Coastlines of the Southern North Sea*, New York, American Society of Civil Engineers, S. 65-84.
- FAIRHALL, D. & P. JORDAN (1980): *Black Tide Rising – The Wreck of the Amoco Cadiz*, London, Verlag André Deutsch Limited, 248 S.
- FLEET, D.M., S. GAUS, E. HARTWIG, P. POTEL, B. REINEKING & M. SCHULZE DIECKHOFF (1999): Pallas-Havarie und Seevogelsterben dominieren Spülsaumkontrollen im Winter 1998/99, *Seevögel*, Bd. 20, H. 3, S. 79-84.
- FORSCHUNGSGEMEINSCHAFT URLAUB UND REISEN (F.U.R.) (2000): *Die Reiseanalyse 2000 – Erste Ergebnisse*, Hamburg, Forschungsgemeinschaft Urlaub und Reisen e.V., 4 S.

- FREEDMAN, B. (1989): Oil pollution, in: FREEDMAN, B. (Hrsg.), *Environmental Ecology*, San Diego, CA, Academic Press, S. 135-158.
- GALT, J.A. (1978): Investigations of Physical Processes, in: HESS, W.N. (Hrsg.), *The AMOCO CADIZ Oil Spill – A Preliminary Scientific Report*, NOAA/EPA Special Report, Boulder, CO, NOAA, S. 21-84.
- GERLACH, S.A. (1976): *Meeresverschmutzung – Diagnose und Therapie*, Berlin, Springer Verlag, 145 S.
- GERLACH, S.A. et al. (1979): *Meereskundliche Untersuchung von Ölunfällen, Aktionsprogramm der Meeresforschung in der Bundesrepublik Deutschland für den Fall eines größeren Ölunfalls im deutschen Meeres- und Küstengebiet*, Bremerhaven, Institut für Meeresforschung.
- GESAMP (1993): *Impacts of oil and related chemicals and wastes on the marine environment*, Reports and Studies Nr. 50, London, IMO, 180 S.
- GIERLOFF-EMDEN, H.G. (1980): *Geographie des Meeres*, Berlin, de Gruyter Verlag, 2 Bände, 1310 S.
- GILFILLAN, E.S., N.P. MAHER, C.M. KREJSA, M.E. LANPHEAR, C.D. BALL, J.B. MELTZER & D.S. PAGE (1995): Use of Remote Sensing to Document Changes in Marsh Vegetation Following the Amoco Cadiz Oil Spill (Brittany, France, 1978), *Marine Pollution Bulletin*, Bd. 30, S. 780-787.
- GOKSØYR, A. & L. FÖRLIN (1992): The cytochrome P-450 system in fish, aquatic toxicology and environmental monitoring, *Aquatic Toxicology*, Bd. 22, S. 287-312.
- GRAH, G. (2000): Großbritannien: Tankerunfälle nehmen zu, *Wattenmeer International*, Bd. 18, H. 1, S. 21.
- GRASSL, H. & M. STENGEL (1985): *Für chemisch-biologische Prozesse in deutschen Küstengewässern wichtige Wetterlagen*, Abschlußbericht UBA-FB 80-066 zum UBA-Projekt Wasser 10204215, Teilvorhaben 6, S. 1-64.
- GRAY, J.S. (1989): Effects of environmental stress on species rich assemblages, *Biological Journal Linn. Soc.*, Bd. 37, S. 19-32.
- GRIZEL, H., P. MICHEL, A. ABARNOU & B. GUEGAN (1981): Incidences de l'Amoco Cadiz sur les exploitations ostréicoles, in: CONAN, G., L. LAUBIER, M. MARCHAND & L. D'OZOUVILLE (Hrsg.), *Amoco Cadiz – Conséquences d'une pollution accidentelle par les hydrocarbures*, *Actes du Colloque International Centre Océanologique de Bretagne Brest*, 19.-22. November 1979, Paris, Centre National pour l'Exploitation des Océans, S. 715-726.
- GUILCHER, A. (1958): *Coastal and submarine morphology*, London, Methuen & Co., 274 S.

- GUNDLACH, E.R. & M.O. HAYES (1978): Investigations of beach processes, in: W.N. HESS (Hrsg.): *The Amoco Cadiz oil spill*, Washington, DC, NOAA/EPA Special Report, S. 85-196.
- GUNDLACH, E.R., P.D. BOEHM, M. MARCHAND, R.M. ATLAS, D.M. WARD & D.A. WOLFE (1983): The fate of the Amoco Cadiz oil, *Science*, Bd. 221, S. 122-128.
- GUNKEL, W. (1988): Ölverunreinigung der Meere und Abbau der Kohlenwasserstoffe durch Mikroorganismen, in: SCHWEISFURTH, R. (Hrsg.), *Angewandte Mikrobiologie der Kohlenwasserstoffe in Industrie und Umwelt*, Esslingen, Expert Verlag, S. 18-36.
- GUNKEL, W., G. GASSMAN, C.H. OPPENHEIMER & L. DUNDAS (1980): Preliminary results of baseline studies of hydrocarbons and bacteria in the North Sea: 1975, 1976 and 1977, in: *Resistencia a los Antibioticos y Microbiologia marina*, VI. Congreso Nacional Microbiologia, 6.-9.7., Santiago de Compostela, S. 223-247.
- GÜNTHER, K. (1998): Pallas-Bilanz für die Vögel: Folgeschwerste Ölpest im Wattenmeer, *Wattenmeer International*, Bd. 16, H. 4, S. 6-7.
- HANN, R.W., L. RICE, M.C. TRUJILLO & H.N. YOUNG (1978): Oil Spill Cleanup Activities, in: HESS, W.N. (Hrsg.), *The AMOCO CADIZ Oil Spill – A Preliminary Scientific Report*, NOAA/EPA Special Report, Boulder, CO, NOAA, S. 229-276.
- HESS, W.N. (Hrsg.) (1978): *The AMOCO CADIZ Oil Spill – A Preliminary Scientific Report*, NOAA/EPA Special Report, Boulder, CO, NOAA, 354 S.
- HOLME, N.A. (1978): Notes on the Condition in September 1978 of some Intertidal Sands Polluted by Amoco Cadiz Oil, *Marine Pollution Bulletin*, Bd. 9, S. 302.
- HOLMES, W.N. & J. CRONSHAW (1977): Biological effects of petroleum on marine birds, in: MALINS, D.C., *Effects of petroleum on arctic and subarctic environments*, Bd. 2, London, Academic Press London, 500 S.
- HOPE-JONES, P., J.Y. MONNAT, C.J. CADBURY & T.J. STOWE (1978): Birds oiled during the Amoco Cadiz incident – an interim report, *Marine Pollution Bulletin*, Bd. 9, H. 11, S. 307-310.
- HOUTHUYS, R., G. DE MOOR & J. SOMMÉ (1993): The Shaping of the French-Belgian North Sea Coast Throughout Recent Geology and History, in: HILLEN, R. & H.J. VERHAGEN (Hrsg.), *Coastlines of the Southern North Sea*, New York, American Society of Civil Engineers, S. 27-40.
- HYLAND, J.L. (1978): Onshore survey of Macrobenthos, in: HESS, W.N. (Hrsg.), *The AMOCO CADIZ Oil Spill – A Preliminary Scientific Report*, NOAA/EPA Special Report, Boulder, CO, NOAA, S. 216-228.
- INSTITUTE OF OFFSHORE ENGINEERING (IOE) (1984): *Computer modelling of slick behavior*, Final Report, Report to the Commission of the European Communities, IOE/84/263, 80 S.

- INSTITUTE OF SHIPPING ECONOMICS AND LOGISTICS (ISL) (1984): *Shipping Statistics Yearbook 1984*, Bremen, Institute of Shipping Economics and Logistics, 446 S.
- INSTITUTE OF SHIPPING ECONOMICS AND LOGISTICS (ISL) (1988): *Shipping Statistics Yearbook 1988*, Bremen, Institute of Shipping Economics and Logistics, 482 S.
- INSTITUTE OF SHIPPING ECONOMICS AND LOGISTICS (ISL) (1993): *Shipping Statistics Yearbook 1993*, Bremen, Institute of Shipping Economics and Logistics, 482 S.
- INSTITUTE OF SHIPPING ECONOMICS AND LOGISTICS (ISL) (1998): *Shipping Statistics Yearbook 1998*, Bremen, Institute of Shipping Economics and Logistics, 482 S.
- INTERNATIONAL COUNCIL FOR THE EXPLORATION OF THE SEA (ICES) (1983): *Flushing times of the North Sea*, Cooperate Research Report 123, International Council for the Exploration of the Sea, Kopenhagen, 159 S.
- INTERNATIONAL TANKER OWNERS POLLUTION FEDERATION (ITOPF) (1980): *Measures to combat oil pollution: the improvement of oil spill response within the EEC*, Report of a study carried out on behalf of the Commission of the European Communities, London, Graham & Trotman, 294 S.
- JAKOBSEN, P.R. & H. TOXVIG MADSEN (1993): Morphology of the Danish North Sea Coast, in: HILLEN, R. & H.J. VERHAGEN (Hrsg.), *Coastlines of the Southern North Sea*, New York, American Society of Civil Engineers, S. 41-51.
- KUIPER, J. & W.J.H. van den BRINK (Hrsg.) (1987): *Fate and effects of oil in marine ecosystems*, Dordrecht, Martinus Nijhoff Publ., 338 S:
- KUIPER, J. (1990): Effekte der Ölverschmutzung, in: LOZÁN, J.L., W. LENZ, E. RACHOR, B. WATERMANN & H. von WESTERNHAGEN (Hrsg.), *Warnsignale aus der Nordsee: wissenschaftliche Fakten*, Berlin, Verlag Paul Parey, S.85-87.
- LANDESVERMESSUNGSAMT SCHLESWIG-HOLSTEIN (L.VERM.A. S.-H.) (Hrsg.) (1979): *Topographischer Atlas Schleswig-Holstein und Hamburg*, Neumünster, Karl Wachholtz Verlag, 235 S.
- LAWLER, G.C., J.P. HOLMES, D.M. ADAMKIEWICZ, M.L. SHIELDS, J.Y. MONNAT & J.L. LASETER (1981): Characterization of petroleum hydrocarbons in tissues of birds killed by the Amoco Cadiz oil spill, in: CONAN, G., L. LAUBIER, M. MARCHAND & L. D'OZOUVILLE (Hrsg.), *Amoco Cadiz – Conséquences d'une pollution accidentelle par les hydrocarbures*, *Actes du Colloque International Centre Océanologique de Bretagne Brest*, 19.-22. November 1979, Paris, Centre National pour l'Exploitation des Océans, S. 573-584.
- LEE, A.J. & J.W. RAMSTER (1979): *Atlas of the seas around the British Isles*, Lowestoft, Ministry of Agriculture, Fisheries and Food, Directorate of Fisheries Research.

- MAIER-REIMER, E. (1977): Residual circulation in the North Sea due to the M2-tide and mean annual wind stress, *Deutsche Hydrographische Zeitschrift*, Bd. 30, H. 3, S. 69-80.
- MAIER-REIMER, E. (1979): Some effects of the Atlantic circulation and of river discharges on the residual circulation of the North Sea, *Deutsche Hydrographische Zeitschrift*, Bd. 32, H. 3, S. 126-130.
- MARCHAND, M., G. BODENNEC, J.C. CAPRAIS & P. PIGNET (1982): The Amoco Cadiz Oil Spill, Distribution and Evolution of Oil Pollution in Marine Sediments, in: GUNDLACH, E.R. & M. MARCHAND (Hrsg.), *Ecological Study of the Amoco Cadiz Oil Spill*, Report of the NOAA-CNEXO Joint Scientific Commission, Washington, D.C., U.S. Department of Commerce, S. 143-158.
- MAURIN, C. (1981): Impact sur les ressources exploitables – note de synthèse, in: CONAN, G., L. LAUBIER, M. MARCHAND & L. D'OZOUVILLE (Hrsg.), Amoco Cadiz – Conséquences d'une pollution accidentelle par les hydrocarbures, *Actes du Colloque International Centre Océanologique de Bretagne Brest*, 19.-22. November 1979, Paris, Centre National pour l'Exploitation des Océans, S. 667-686.
- McAULIFFE, C.D. (1977): Evaporation and solution of C₂ to C₁₀ hydrocarbons from crude oils on the sea surface, in: WOLFE, D.A., J.W. ANDERSON et al. (Hrsg.), *Fate and effects of petroleum hydrocarbons in marine ecosystems and organisms*, Proceedings of a Symposium November 10-12, 1976, Oxford, Pergamon Press, S. 363-372.
- MINISTERE DES TRAVAUX PUBLICS ET DES TRANSPORTS (MTPT) (1958): Karte im Maßstab 1:100.000, Kartenblatt *Plabennec*, Institut Géographique National de France.
- MINISTERIUM FÜR UMWELT, NATUR UND FORSTEN DES LANDES SCHLESWIG-HOLSTEIN (MUNF) & Nordseebäderverband (NBV) (Hrsg.) (1999): *Sicherungsmaßnahmen am Wrack der Pallas*, Kiel, Ministerium für Umwelt, Natur und Forsten, 2 S.
- MINISTERIUM FÜR UMWELT, NATUR UND FORSTEN DES LANDES SCHLESWIG-HOLSTEIN (MUNF) (1999): Pressemitteilungen des Schleswig-Holsteinischen Umweltministeriums vom 27. und 30. August 1999.
- MIOSSEC, L. (1981): Effets de la pollution de l'Amoco Cadiz sur la morphologie et sur la reproduction des plies (*Pleuronectes platessa*) dans l'Aber Wrac'h et l'Aber Benoît, in: CONAN, G., L. LAUBIER, M. MARCHAND & L. D'OZOUVILLE (Hrsg.), Amoco Cadiz – Conséquences d'une pollution accidentelle par les hydrocarbures, *Actes du Colloque International Centre Océanologique de Bretagne Brest*, 19.-22. November 1979, Paris, Centre National pour l'Exploitation des Océans, S. 737-748.
- MONNAT, J.Y. (1978): Effet du Petrole de l'Amoco Cadiz sur les oiseaux de mer bilan provisoire, in: CONAN, G., L. D'OZOUVILLE & M. MARCHAND (Hrsg.), *Amoco Cadiz, Preliminary Observations of the Oil Spill Impact on the Marine Environment*; One Day Session, Brest, June 7, 1978, Centre National l'Exploitation des Océans Actes de Colloques, Bd. 6, S. 135-142.

- MORDHORST, J. (1999): *Havarie: Dramatische Schiffsunfälle*, Hamburg, Koehlers Verlagsgesellschaft, 159 S.
- NATIONAL RESEARCH COUNCIL (NRC) (1985): *Oil in the Sea, Inputs, fates and effects*, Washington, DC, National Academy Press, 601 S.
- NATIONAL RESEARCH COUNCIL (NRC) (1989): *Using oil spill dispersants in the sea*, Washington, DC, National Academy Press, 335 S.
- NATURSCHUTZBUND DEUTSCHLAND (NABU) (2000): Pressemitteilung vom 12. Januar 2000.
- NAUTISCHER VEREIN NORDFRIESLAND (NVNF) (1999): Pressemitteilung vom Februar 1999.
- NEUGEBOHRN, L. (1987): Pflanzenbestände im marin-terrestrischen Übergangsbereich (Einteilung der Arten und Gesellschaften des Deichvorlandes in Sensitivitätsklassen) in: NIEDERSÄCHSISCHES WWA STADE (Hrsg.), *Sensitivitätskartierung Wurster Watt*, Stand 1987.
- NEWIG, J. (1979): Küstenformen, in: GRUBE, F. & G. RICHTER (Hrsg.), *Die deutsche Küste*, Frankfurt/Main, Umschau Verlag, S. 90-120.
- NEWMAN, P.J. & A.R. AGG (Hrsg.) (1988): *Environmental protection of the North Sea*, Oxford, Heinemann Professional Publications, 886 S.
- ÖLUNFALLAUSSCHUSS SEE/KÜSTE (ÖSK) (1989): *Ölunfallbekämpfung im See- und Küstengebiet*, Bremen.
- PETERS, V. (2000), Bürgermeister der Gemeinde Norddorf auf Amrum, Telefonat vom 13. Juli 2000.
- PETHICK, J. & D. LEGGETT (1993): The Morphology of the Anglian Coast, in: HILLEN, R. & H.J. VERHAGEN (Hrsg.), *Coastlines of the Southern North Sea*, New York, American Society of Civil Engineers, S. 52-64.
- RAHN, J.U., R. SCHOTTER, H. MÜLLER, K. DALCHOW, J. THOMAS & D. von WINTERFELDT (1979): *Ermittlung von Schwachstellen – Maßnahmen zur Vermeidung von Umweltschäden bei industriellen Aktivitäten im Meer*, Abschlußbericht BMFT MFU 0334, Friedrichshafen, Dornier System GmbH.
- RAPSCH, H.J. (1993): *Ölunfallbekämpfung auf Nord- und Ostsee*, Bielefeld, Erich Schmidt Verlag, 244 S.
- RAT DER SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN (RSU) (1980): *Umweltprobleme der Nordsee*, Sondergutachten 1980, Stuttgart, Verlag W. Kohlhammer GmbH, 503 S.

- RECKERMANN, M., K. POREMBA & F. COLIJN (1999): Untersuchungen zur Auswirkung der Pallas-Havarie auf die Bakterio- und Phytoplanktongemeinschaft des Wattenmeeres, Büsum, *Berichte des Forschungs- und Technologiezentrums Westküste der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel*, Bd. 20, 32 S.
- REINCKE, H. (1990): *Ökonomische Auswirkungen einer Ölkatastrophe infolge von Tankerunfällen*, Geesthacht, GKSS-Workshop, 5.-6. November 1990.
- REINCKE, T. (1999): Die meteorologischen, navigatorischen und seemännischen Umstände bei der Havarie des Motorschiffes „Pallas“ im Oktober 1998, in: CLAUSEN, L., *Schwachstellenanalyse aus Anlass der Havarie der Pallas*, Kiel, Katastrophenforschungsstelle der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, Anhang 2, 26 S.
- REINECK, H.E. (1978): *Das Watt – Ablagerungs- und Lebensraum*, Frankfurt/Main, Verlag W. Kramer, 185 S.
- RIEMSDIJK VAN ELDIK, J., R.J. OGILVIE & W.W. MASSIE (1986): *MS4-Marine spill simulation software set, Process description*, Delft, European Economic Community, Department of Civil Engineering, 74 S.
- RÖSNER, H.U. (1999a): Ein Jahr nach der Pallas: Entscheidende Konsequenzen fehlen, *Wattenmeer International*, Bd. 17, H. 4, S. 18.
- RÖSNER, H.U. (1999b): Icaro, Alvina M. Highland Faith, Lucky Fortune, *Wattenmeer International*, Bd. 17, H. 4, S. 20-21.
- RÖSNER, H.U. (2000): Grobecker-Bericht: Schritt nach vorn mit Schwächen, *Wattenmeer International*, Bd. 18, H. 1, S. 20-21.
- SAMAIN, J.F., J. MOAL, J.R. LE COZ, J.Y. DANIEL & A. COUM (1981): Impact de l'Amoco Cadiz sur l'écophysologie du zooplancton: une nouvelle possibilité de surveillance écologique, in: CONAN, G., L. LAUBIER, M. MARCHAND & L. D'OZOUVILLE (Hrsg.), *Amoco Cadiz – Conséquences d'une pollution accidentelle par les hydrocarbures, Actes du Colloque International Centre Océanologique de Bretagne Brest*, 19.-22. November 1979, Paris, Centre National pour l'Exploitation des Océans, S. 481-498.
- SCHMIDT, H. (1980): *Die meteorologischen Bedingungen auf der Nordsee und an ihren Küsten*, Interner Bericht, Seewetteramt Hamburg.
- SCHNEIDER, U. (1999): Die Folgen der Ölpest für den Verein Jordsand, *Seevögel*, Bd. 20, H. 1, S. 29.
- SEEAMT KIEL (1999): *Untersuchung über den Seeunfall des Motorschiffes „Pallas“*, Kiel, Wasser- und Schifffahrtsdirektion Nord, 84 S.
- SENECA, E.D. & S.W. BROOME (1982): Restoration of Marsh Vegetation Impacted by the Amoco Cadiz Oil Spill and Subsequent Cleanup Operations at Ile Grande, France, in: GUNDLACH, E.R. & M. MARCHAND (Hrsg.), *Ecological Study of the Amoco*

- Cadiz Oil Spill*, Report of the NOAA-CNEXO Joint Scientific Commission, Washington, D.C., U.S. Department of Commerce, S. 363-420.
- STATISTISCHES LANDESAMT SCHLESWIG-HOLSTEIN (STAT. LA S.-H.) (1994-2000): *Gäste und Übernachtungen im Fremdenverkehr in Schleswig-Holstein*, Kiel, Statistisches Landesamt, monatliche Zählungen, je 4 S.
- STEENBLOCK, R. (1999): Klares Votum für eine schlagkräftige Küstenwache, *Wattenmeer International*, Bd. 17, H. 4, S. 19-20.
- TISSOT, B.P. & D.H. WELTE (1978): *Petroleum Formation and Occurrence, A new approach to oil and gas exploration*, Berlin, Springer Verlag, 699 S.
- TOPINKA, J.A. & L.R. TUCKER (1981): Long-term oil contamination of fucoid macroalgae following the Amoco Cadiz oil spill, in: CONAN, G., L. LAUBIER, M. MARCHAND & L. D'OZOUVILLE (Hrsg.), *Amoco Cadiz – Conséquences d'une pollution accidentelle par les hydrocarbures, Actes du Colloque International Centre Océanologique de Bretagne Brest*, 19.-22. November 1979, Paris, Centre National pour l'Exploitation des Océans, S. 393-404.
- UNABHÄNGIGE EXPERTENKOMMISSION „HAVARIE PALLAS“ (UEHP) (2000): *Bericht, dem Bundesminister für Verkehr, Bau- und Wohnungswesen vorgelegt am 16. Februar 2000 in Berlin*, Berlin, Bundesministerium für Verkehr, Bau- und Wohnungswesen, 106 S., 16 Anlagen.
- VANDERMEULEN, J.H., D.E. BUCKLEY, E.M. LEVY, B.F.N. LONG, P. MacLAREN & P.G. WELLS (1978): Immediate impact of Amoco Cadiz environmental oiling; oil behaviour and burial and biological aspects, in: CONAN, G., L. D'OZOUVILLE & M. MARCHAND (Hrsg.), *Amoco Cadiz, Preliminary Observations of the Oil Spill Impact on the Marine Environment; One Day Session*, Brest, June 7, 1978, Centre National l'Exploitation des Océans Actes de Colloques, Bd. 6, S. 159-174.
- VEENSTRA, H. (1976): Struktur und Dynamik des Gezeitenraumes, in: ABRAHAMSE, J., W. JOENJE & N. VAN LEEUWEN-SEELT (Hrsg.), *Wattenmeer*, Neumünster, Wachholtz Verlag, S. 19-46.
- WIBEL, C.S. (1999): Internationale und nationale Sicherheitskonzepte zum Schutz vor Meeresverschmutzungen, in: CLAUSEN, L., *Schwachstellenanalyse aus Anlass der Havarie der Pallas*, Kiel, Katastrophenforschungsstelle der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, Anhang 1, 27 S.
- WOLFE, D.A. (1978): The Amoco Cadiz oil spill; a summary of observations made by USA scientists March 23 - May 10, 1978, *Marine Pollution Bulletin*, Bd. 9, S. 288-292.
- WOLFE, D.A., M.J. HAMEEDI, J. MICHEL, J.A. GALT, G. WATABAYASCHI, J.R. PAYNE, J. BRADDOCK, J. SHORT, C. O'CLAIRE, S. RICH, S. HANNA & D. SALE (1994): The fate of the oil spilled from the Exxon Valdez, *Environmental Science & Technology*, Bd. 28, S. 561-568.

WWF-PROJEKTTEAM PALLAS (1998): Zentrale Küstenwache des Bundes einrichten, *Wattenmeer International*, Bd. 16, H. 4, S. 13.

WWF-PROJEKTTEAM PALLAS (1999): Schlußfolgerungen aus dem Fall „Pallas“ aus Sicht des WWF, *Wattenmeer International*, Bd. 17, H. 1-2, S. 26-27.