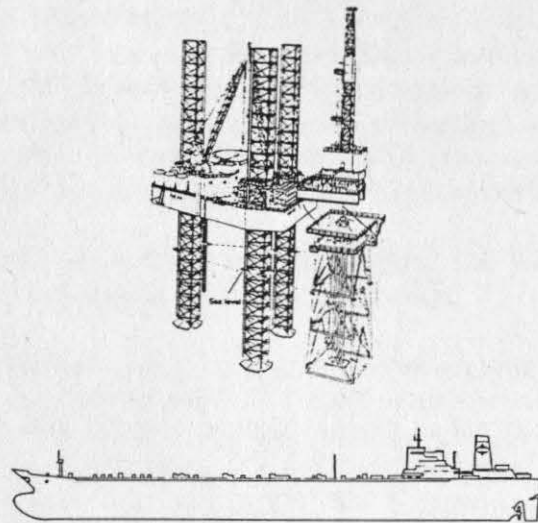


F. Meff

Öleinträge ins Meer über die offshore Ölindustrie und die Tankschiffahrt

Eine Kurzstudie über Eintragsgrößen, Abbauprozesse
und Schadenswirkung von Kohlenwasserstoffen unter
ökologisch-ökonomischen Gesichtspunkten



Dr. K.-H. Runte

Forschungs- und Technologiezentrum
Westküste der Universität Kiel

Im Auftrag des Instituts für Meereskunde
an der Universität Kiel und dem Institut für
Energieanwendung und Rationelle Energiewirtschaft
an der Universität Stuttgart

Kiel

September 1993

Vorwort

Die vorliegende Arbeit ist das Ergebnis einer 3-monatigen Studie über Einträge und Wirkungen von Kohlenwasserstoffen, die durch Aktivitäten der offshore Erdölproduktion und durch die Tankschiffahrt in die marine Umwelt gelangen.

Sie umfaßt zunächst einen Überblick über Art und Umfang von Einträgen aus weltweiten und regionalen offshore Aktivitäten. Als exemplarische Fallstudie werden ergänzend aktuelle Informationen über Art und Umfang von Entsorgungen in die Nordsee durch die norwegische Ölplattform OSEBERG C gegeben. Globale und regionale Eintragsgrößen aus dem Transport von Rohöl und seiner Raffinate durch Tanker werden anschließend erörtert. Zum Verständnis der Auswirkungen auf die Lebewelt erschien eine Betrachtung der Ausbreitung von Öl im Meer sowie dessen Veränderung unter dem Einfluß physikalisch-biologischer Abbauprozesse als notwendig. Abschließend werden potentielle Auswirkungen eines küstennahen Ölunfalls auf den betroffenen Wirtschaftsraum diskutiert und auf Probleme hingewiesen, die sich aus der Entsorgung ausgedienter Ölförderplattformen ergeben können.

Für die Vergabe der Arbeit möchte ich Herrn Prof. Dr. Kortum vom Institut für Meereskunde an der Universität Kiel herzlich danken.

Hinsichtlich der Zusammenstellung der Informationen war ich auf vielerlei Hilfen angewiesen. Die Ölindustrie zeigte sich hierzu leider wenig kooperativ. Für ihre unterstützenden Beiträge möchte ich mich bedanken bei Frau Valvatne und Herrn Syvertsen von der State Pollution Control Authority in Oslo/Norwegen, Herrn Kortum und Herrn Gerlach vom Institut für Meereskunde in Kiel, Herrn Brenk vom Umweltbundesamt in Berlin, Herrn Gunkel von der Biologischen Anstalt Helgoland in Hamburg, Herrn Albrecht, Herrn Theobald und Herrn Dahlmann vom Bundesamt für Seeschiffahrt und Hydrographie in Hamburg, Herrn Schöneich vom Niedersächsischen Landesamt für Bodenforschung in Hannover, Herrn Ackermann von der Bundesanstalt für Gewässerkunde in Koblenz und Herrn Lübbe von der Forschungsanstalt für Seeschiffahrt in Hamburg.

Nicht zuletzt bedanke ich mich auch bei Frau Claudia Schmidt vom Amt für Strom- und Hafenbau in Hamburg für Literaturhinweise sowie bei Frau Dorette Kaufholt und Frau Gundula Fischer von der Arbeitsgruppe Küstengeologie an der Universität Kiel für die Hilfen bei der Literaturgestaltung und der Durchsicht der Manuskripte.

Kiel, im September 1993

Karl-Heinz Runte

Inhaltsverzeichnis

1. Einführung		1
2. Zusammensetzung von Rohöl		2
2.1	Chemische Hauptkomponenten	2
2.2	Physikalische Eigenschaften	3
3. Quellen von Kohlenwasserstoffen		4
3.1	Biosynthese	4
3.2	Aerosole	4
3.3	Abwässer und Baggergut	5
3.4	Offshore Aktivitäten und Tankertransport	5
4. Öleintrag über Offshore Plattformen		6
4.1	Eintragswege	6
4.2	Globale Einträge	6
4.2.1	Produktionswässer	6
4.2.2	Decksdrainagen und Bohrschlämme	7
4.2.3	Ölunfälle	8
4.2.4	Zusammenfassung	9
4.3	Offshore Ölförderung in der Nordsee	8
4.3.1	Produktion in den Nordseesektoren	8
4.3.2	Ölförderung 1985-1992	9
4.4	Öleinträge	10
4.4.1	Überblick Eintragsquellen	10
4.4.2	Produktionswässer	10
4.4.3	Bohrschlämme und cuttings	11
4.4.4	Ölunfälle	12
4.4.5	Abfackeln von Begleitgasen	12
4.4.6	Gesamtbelastung	12
4.4.7	Zusammenfassung	13
5. Ölplattform OSEBERG C		14
5.1	Art der Bohrungen	14
5.2	Behandlung von Rückständen	14
5.3	Bohrschlämme und cuttings	14

5.4	Produktionswässer	15
5.5	Ölunfälle	15
5.6	Chemikalien	15
5.7	Gase	15
5.8	Umweltüberwachung	15
6.	Öleinträge durch die Tankschifffahrt	17
6.1	Eintragswege	17
6.2	Betriebliche Entsorgungen	18
6.2.1	Ballast- und Waschwasser	18
6.2.2	Raffinat-Frachten	18
6.3	Schiffswartungen	19
6.4	Terminals	19
6.5	Bilgen von Schiffsmotoren	19
6.6	Treibstoff-Ölschlämme	19
6.7	Tankerunfälle	19
6.8	Neuere Eintragserhebungen	20
6.9	Abgase	21
6.10	Zusammenfassung	22
6.11	Tankschifffahrt in der Nordsee	22
6.11.1	Allgemeine Übersicht über Öleinträge	22
6.11.2	Einträge durch Tanker	23
7.	Ölausbreitung und Abbaumechanismen	24
7.1	Ausbreitung	24
7.2	Verdampfung flüchtiger Komponenten	25
7.3	Dispersion und Lösung	25
7.4	Photochemische Oxidation (Photolyse)	26
7.5	Emulgierung (mousse-Bildung)	26
7.6	Mechanismen des biogenen Ölabbau	27
7.6.1	Überblick	27
7.6.2	Mikrobieller Abbau	27
7.6.3	Weitere Abbauewege	30
7.7	Sedimentation	31
7.7.1	Adsorption an Schwebstoffen	31
7.7.2	Biodeposition	31
7.7.2	Bildung von Teerballen	31
7.8	Auswirkungen nach Küstentyp	32
7.9	Zusammenfassung	34

8. Auswirkungen von KW auf Organismen		35
8.1	Rahmenbedingungen	35
8.2	Toxizitätsgrenzen	35
8.3	Wirkungen auf Biota	35
8.3.1	Phytoplankton	35
8.3.2	Zooplankton	36
8.3.3	Benthos	36
8.3.4	Fische	37
8.3.4.1	Adulte Formen	37
8.3.4.2	Larven und Eier	38
8.3.5	Vögel	39
8.3.6	Meeresäuger	40
9. Risiken von Tankerunfällen		42
9.1	Erwartungswerte	42
9.2	Szenario - Ölunfall Cuxhaven	44
9.3	Ölunfall AMOCO CADIZ - Bretagne	45
9.4	Ölunfall EXXON-VALDEZ	45
10. Risiken in Betrieb Entsorgung von Plattformen		46
10.1	Unfälle	46
10.2	Entsorgung	47
11. Pfadgliederungen		48
11.1	Eintragspfad	48
11.2	Wirkungspfad	49
12. Literatur		50

1. Einführung

Die erdgeschichtliche Entstehung von Erdöl beruht auf einer Zersetzung tierischer und pflanzlicher Lebewesen hauptsächlich marinen Ursprungs. Nach Ablagerung der abgestorbenen, meist planktonischen Organismen entstand unter Aufzehrung von gelöstem Sauerstoff ein Faulschlamm-Milieu, in dem das organische Material von Bakterien unter anaeroben (O_2 -freien) Bedingungen abgebaut wurde. Unter Beteiligung thermischer und katalytischer Prozesse reiften aus den reduzierten Abbauprodukten in geologischen Zeiträumen eine Vielzahl von Kohlenwasserstoffverbindungen unterschiedlicher Struktur heran. Im Zuge diagenetischer (gesteinsbildender) Vorgänge migrierten sie in gasförmiger und gelöster Phase aus ihrem Muttergestein in poröse, durchlässige Speicherschichten (Abb. 1). Unter günstigen Bedingungen konnte es hier zu starken Anreicherungen in Form von Erdöl- und/oder Erdgaslagerstätten (Kohlenwasserstoff-Fallen) kommen. Neben Kohle und Erdgas gehört Erdöl also zur Gruppe der fossilen Brennstoffe.

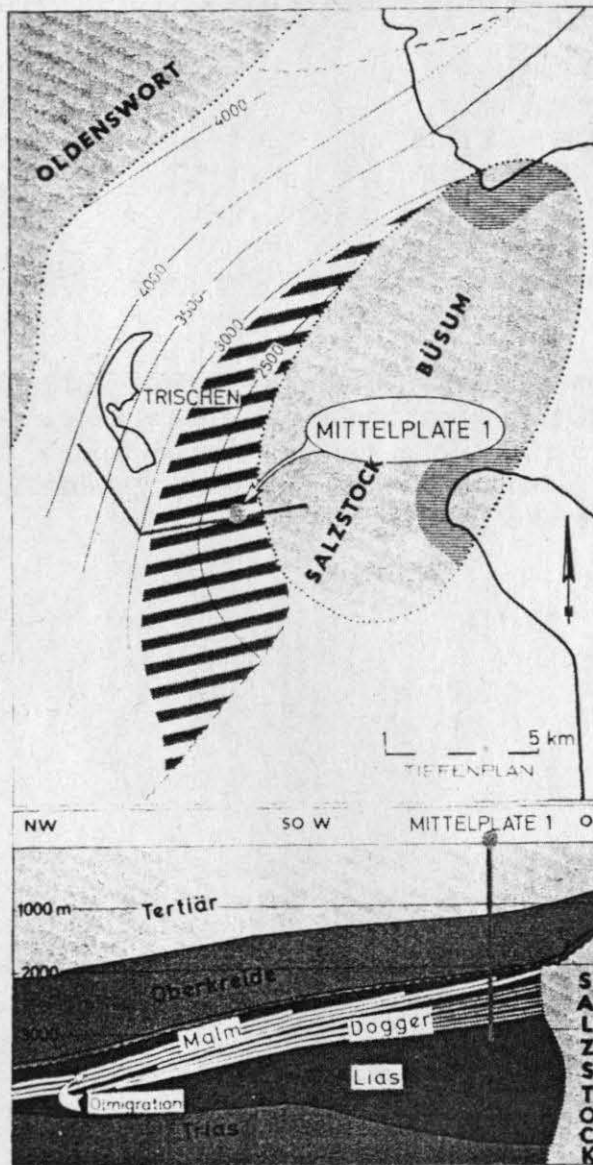


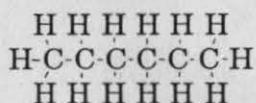
Abb. 1 Geologisches Profil der Schichtformationen unter der deutschen Ölplattform "Mittelplate" vor der Meldorfer Bucht, Nordsee (RÜHL 1992). Aus dem Erdölmuttergestein, hier sind es tonige Schichten der Liasformation (Unterer Jura), migriert das Erdöl in die sandigen Speichergesteine der Doggerformation (Mittlerer Jura) (siehe hierzu Kap. 4.3.1).

2. Zusammensetzung von Rohöl

2.1 Chemische Hauptkomponenten

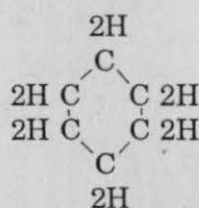
in Abhängigkeit von den Bildungsbedingungen enthalten Rohöle eine Vielzahl von Inhaltsstoffen, die sich in ihren physikalisch-chemischen Eigenschaften auch innerhalb der Öl-Lagerstätte erheblich unterscheiden können (HUNT 1979, TISSOT & WELTE 1978). Sie können zu 50 % bis 98 % aus Kohlenwasserstoffen bestehen (CLARK & BROWN 1977), deren wichtigste Verbindungen sich chemisch in 3 Hauptgruppen gliedern lassen.

Alkane (Paraffine) gehören zu den aliphatischen Kohlenwasserstoffen. Sie bauen sich aus geraden (n) und verzweigten (i) C-Ketten auf und sind H-gesättigt. Unter normalen Temperaturbedingungen sind Ketten mit weniger als 5 C-Atomen gasförmig, mit 5 bis 16 eher flüssig und mit mehr als 17 C-Atomen höher viskos oder fest. Höhermolekulare Einheiten zwischen C22 und C35 werden Ölwachse genannt (FOH 1984).



n-Hexan

Cycloalkane (Naphtene) gehören zu den alicyclischen Verbindungen mit ringförmig angeordneten Ketten zu 5 C-Atomen (Cyclopentan) und 6 (Cyclohexan) C-Atomen. Sie kommen gesättigt wie ungesättigt vor. Die Ringe können zwischen 3 und 20 C-Atome enthalten, wobei in Rohölen gesättigte Formen dominieren (ALBAIGES 1980). Ihr Anteil umfaßt etwa 30 % bis 60 %.



Cyclohexan

Aromate bauen sich aus einem oder mehreren Benzolringen (polycyclisch, polynuklear) mit jeweils 6 C-Atomen auf. Benzol, Toluol (Benzolkern mit einem Methylzweig) oder Xylol (Benzolkern mit zwei Methylzweigen) sind monocyclische, flüchtige Aromate, Naphthaline sind bicyclisch, Anthracene oder Phenanthrene tricyclisch, Pyrene polycyclisch (siehe auch Abb. 2.1). Rohöle beinhalten etwa 2-4 % Aromate.

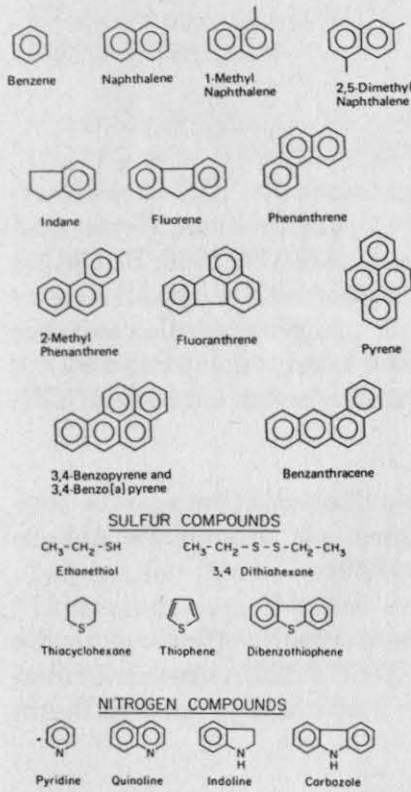


Abb. 2.1 Öl-Inhaltsstoffe

Rohöle enthalten ferner N-S-O-Komponenten wie Stickstoff in Pyridin C_5H_5N , Schwefel in organosulfur-Verbindungen wie in Thiophen C_4H_4S (JEWELL 1980) und Sauerstoff, wie in Phenol C_6H_5OH . Sie können sich mit weiteren Kohlenwasserstoffen als Asphaltene und Harze zu verzweigten, hochmolekularen Verbänden zusammenschließen, welche die physikalischen Eigenschaften des Rohöls, insbesondere die Viskosität, stark beeinflussen. Neben anderen Spurenmetallen sind in Rohölen besonders Nickel und Vanadium enthalten. Sie sind meist in metallorganischen Komplexen, wie in Porphyrin, einem Derivat des Chlorophylls eingegliedert (YEN 1975).

2.2. Physikalische Eigenschaften

Die physikalischen Eigenschaften von Rohöl werden häufig durch Viskosität, spezifisches Gewicht, Schmelzpunkt (etwa -43° bis $+43^\circ C$), Siedepunktintervalle (bei fraktioneller Destillation) und Flammpunkt beschrieben. Qualitativ hochwertiges Rohöl beinhaltet einen hohen Anteil an niedrigsiedenden, leichten Komponenten (Tab. 2.1).

Category	Country	Type	Loading terminal	Specific Gravity	Viscosity cSt at 38°C	Pour point		Pour point for residue	
						C	(F)	200°C+	
								(C)	(392°F+)
1 High wax content	Gabon	Gamba	Sette Caza	0.872	28.5	30	(86)		
	Libya	Es sider	Ras Lanuf	0.841	5.7	9	(48)		
	Libya	Libyan high pour	Marra el Alariga	0.846	12.7	21	(70)		
	Libya	Sarir	Bonny	0.847	11.9	24	(75)		
	Nigeria	Nigerian light	Ras Shukhair	0.844	3.59	21	(70)		
	Egypt	El Morgan	Argyll (sbm) ¹	0.847	13.0	13	(55)		
	UK	Argyll	Auk (sbm)	0.833	3.2	9	(48)	36 ²	(97)
	UK	Auk	Nigg Bay	0.837	5.7	12	(54)	35 ²	(95)
	UK	Beatrice	Sullom Voe	0.835	8.15	27	(81)	42 ²	(106)
	UK	Dunlin		0.850	5.3	3	(37)	30 ²	(86)
2 Moderate wax content	Qatar	Umm Said	Halul Island	0.814	2.55	-18	(0)	5/10	(40/50)
	Qatar	Qatar mar.	—	0.839	4.1	-12	(10)	5	(40)
	USSR	Mukanovo	—	0.835	4.18	0	(32)	13	(55)
	USSR	Romashkinakaja	Movonosisk	0.859	6.9	-4	(25)	5/7	(40/45)
	Algeria	Zarzaïtine	La Skirra	0.816	4.56	-15	(5)	5	(40)
	Libya	Brega	Marsa el Brega	0.824	3.6	-18	(0)	7	(45)
	Libya	Zueitina	Zueitina	0.808	2.9	-12	(10)	10	(50)
	Iran	Iranian light	Kharg Island	0.854	6.6	-4	(25)	10	(50)
	Iran	Iranian heavy	Kharg Island	0.869	10.2	-7	(19)	7	(45)
	Iraq	Northern Iraq	Tripolis/Banias	0.845	4.61	-15	(5)	10	(50)
	Abu Dhabi	Abu Dhabi	Djebel Dhanna	0.830	3.42	-18	(0)	5/7	(40/50)
	Abu Dhabi	Abu Dhabi-Zakum	Das Island	0.825	2.9	-15	(5)	7	(45)
	Abu Dhabi	Abu Dhabi-Umm Shaït.	Das Island	0.840	3.6	-15	(5)	5/10	(40/50)
	Norway	Ekofisk	Teesport	0.808	2.4	-12	(10)	30 ²	(86)
	UK	Andrew	—	0.827	3.3	-12	(10)	33 ²	(91)
	UK	Brent	Spar/Sullom Voe	0.833	4.6	-6	(21)	36 ²	(97)
	UK	Magnus	Sullom Voe	0.828	3.1	-3	(27)	30 ²	(86)
UK	Forties	Hound Point	0.842	4.43	-13	(9)	33 ²	(91)	
3 Low wax content	Algeria	Hassi Messaoud	Bougie	0.802	1.95	<-30	(<-22)	<5	(<40)
	Algeria	Arzew	Arzew	0.809	2.4	<-30	(<-22)	<5	(<40)
	Nigeria	Nigerian medium	Bonny	0.907	14.1	<-30	(<-22)	<5	(<40)
	Nigeria	Nigerian export	Forcados	0.872	5.8	<-30	(<-22)	<5	(<40)
	Kuwait	Kuwait	Mina al Aghmari	0.869	10.6	-17	(1)	<5	(<40)
	Saudi Arabia	Arabian light	Ras Tanura/Sidon	0.851	5.45	<-30	(<-22)	<5	(<40)
	Saudi Arabia	Arabian medium	Ras Tanura/Sidon	0.874	9.7	-15	(5)	<5	(<40)
	Saudi Arabia	Arabian heavy	Ras Tanura/Sidon	0.887	19.1	<-30	(<-22)	<5	(<40)
	Neutral Zone	Katji	Ras el Katji	0.888	18.1	<-30	(<-22)	<5	(<40)
	Iraq	Southern Iraq	Fao/Hohr al Amaya	0.847	5.76	-13	(9)	<5	(<40)
Oman	Oman	Mina al Fahal	0.861	8.7	-27	(-17)	<5	(<40)	
Venezuela	Tia Juana medium	Puerto Miranda	0.900	16.8	<-30	(<-22)	<5	(<40)	
4 Very low wax highly viscous	Venezuela	Bacchaquero	Puerto Miranda	0.978	1280	-15/-7	(5/19)	—	—
	Venezuela	Tia Juana Pos.	Puerto Miranda	0.980	2983	-3	(27)	—	—

Tab. 2.1 Physikalische Eigenschaften von Rohölen (aus CONCAWE 1981).

3. Quellen von Kohlenwasserstoffen

3.1 Biosynthese

Kohlenwasserstoffe (in den nachfolgenden Ausführungen auch als "KW" bezeichnet) werden im marinen Milieu von vielen Organismen, wie von Mikrobiota, Phyto- und Zooplankton, benthischen Algen oder Fischen produziert (DAVIES 1968, BLUMER et al. 1969, 1971). Schätzungen für die jährliche, biosynthetische KW-Produktion im Meer liegen in Größenordnungen von 1 bis 10 Mio t. Sie gründen sich auf der Annahme einer jährlichen Primärproduktion von 2×10^{11} t, bei welcher rund 50 mg an KW-Inhaltstoffen für ein kg Plankton (Naßgewicht) angesetzt wird (GUNKEL 1988).

Auch in reduzierten Sedimenten werden Alkane, Cycloalkane, in geringerem Umfang auch aromatische und pentacyclische Stoffgruppen als mikrobielle Abbauprodukte gebildet (AIZENSHTAT 1973, HITES et al. 1980).

Der Eintrag an Terpenen (mit C_5H_8 -Isoprenbausteinen) aus Nadelhölzern in die Atmosphäre liegt in Größenordnungen von 200 Mio t (WENT 1960). Auch hier sind bedeutende KW-Einträge durch das Abregnen gelöster Stoffe in den marinen Raum zu erwarten.

3.2 Aerosole

Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK), wie Fluoranthren, Pyren, Phenanthren oder Benzanthracen (vgl. Abb. 2.1) können auch als Verbrennungsrückstand fossiler Energieträger (LEE et al. 1977) aus Stadt- und Industriezentren über weite Gebiete als Aerosol verteilt werden und sind in nahezu allen marinen Sedimenten zu finden (LAFLAMME & HITES 1978, BROWN & WEISS 1978, WINDSOR & HITES 1979).

Solche Aerosole unterscheiden sich chemisch von Aromaten aus Rohölen durch ihre geringere Alkylierung (Anlagerung von OH-Hydroxylgruppen), weil jene bei viel höheren Temperaturen (unvollständige Verbrennung) gebildet wurden, als sie während der Erdölreifung im Muttergestein erreicht worden sind. Die Analytik von KW erfolgt über die

Infrarot-Spektroskopie

Ultraviolett-Fluoreszenz-Spektroskopie UVIF
(BOEHM & FIEST 1980a und 1981b, LAW 1981)

Thin Layer Chromatography TLC
(VARANASI & GMUR 1981b, GRUGER et al. 1981)

High Pressure Liquid Chromatography HPLC
(COLIN et al. 1981, WAKEHAM et al. 1981)

Gaschromatographie GC
(JENNINGS 1980)

Gaschromatographie/Massenspektroskopie GC/MS
(HITES et al. 1980, OVERTON & LASETER 1980)

3.3 Abwässer und Baggergut

KW aus Erdgas, Kohle, Erdöl (Rohöl) oder Öl-Raffinaten können auch indirekt durch Verklappung von kontaminiertem Baggergut, kommunalen und städtischen Klärschlämmen, sowie über Flugasche und Industrieabwässer ins Meer gelangen.

3.4 Offshore Aktivitäten und Tankertransport

Neben der Sport- und Handelsschifffahrt im weitesten Sinne hängen wichtige Eintragsquellen überdies mit Operationen zusammen, die im Zusammenhang mit der offshore Erdölexploration sowie mit dem Seetransport von Öl durch die Tankerschifffahrt stehen. Auch Ölunfälle (im folgenden auch als "spills" bezeichnet) sind hier mit einbezogen.

4. Öleintrag über offshore Plattformen

4.1 Eintragswege

Im Jahr 1991 betrug die Weltförderung von Rohöl 3,149 Mrd t, von denen nach Angaben der Vereinten Nationen etwa 20 %, also rund 630 Mio t, auf offshore Aktivitäten entfielen. Die Produktion konzentriert sich hier im wesentlichen auf den Persischen Golf, den Golf von Mexico, das westliche Afrika, die Nordsee, Californien, Venezuela, Malaysia und Indonesien. Sie betrug 1979 weltweit 658 Mio t (BURNET 1980), wobei Saudi Arabien, Großbritannien, die USA und Venezuela einen Anteil von über 50% erreichten. Die KW-Einträge ins Meer von den Bohr- und Produktionsplattformen erfolgen hauptsächlich über

- Produktionswässer (production water)
- Bohrschlämme (water/oil based muds, cuttings)
- Ölunfälle (accidental spills)
- Abfackeln von Begleitgasen (flaring)

4.2 Globale Einträge

4.2.1 Produktionswässer

Aus einer Lagerstätte wird in der Regel neben Rohöl auch Wasser mitgefördert. Dieses kann genetisch zur geologischen Gesteinsformation gehören oder auf Durchbrüchen von Wässern beruhen, die zur Aufrechterhaltung des Förderdruckes in die Lagerstätte injiziert werden. Trotz solcher Anwendungen verbleiben in der Regel noch 2/3 des vorhandenen Öls in der Lagerstätte (BRÜGMANN 1993). Auf der Ölplattform wird es durch Abscheideverfahren vom Rohöl getrennt und als Produktionswasser ins Meer entsorgt (Abb.4.1).

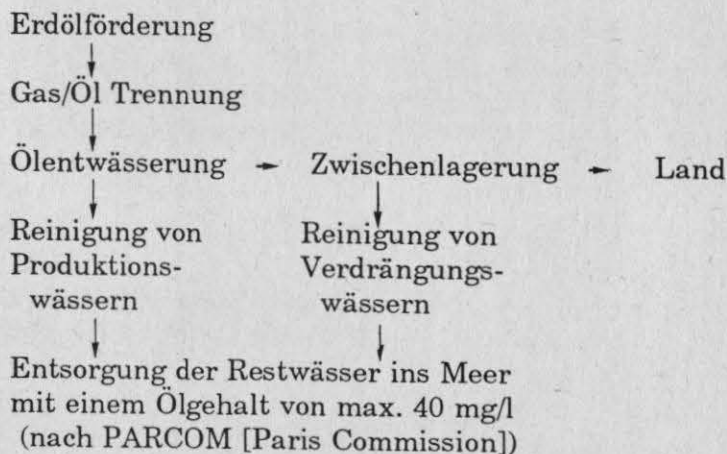


Abb. 4.1 Abtrennung und Behandlung von Produktionswässern auf Ölplattformen nach KANOWSKI (1992).

Produktionswässer sind eine komplexe Mischung von Ölen, Wasser und (sofern sie als Injektionslösung vorbehandelt wurden) chemischen Zusätzen wie Bioziden (zur Eliminierung ölabbauender Bakterien), korrosions- und emulsionshemmenden Substanzen (LAW & HUDSON 1986) oder Dispersionsmitteln. Durch Zugabe von Tensiden zur "enhanced oil recovery" (EOR) kann die Grenzspannung zwischen Öl und Speichergestein so herabgesetzt werden, daß es unter Vereinigung von Öltröpfen zu einer gesteigerten Mobilisierung des Öls kommt (BRÜGMANN 1993). MIDDLEDITCH (1981) beschreibt für Produktionswässer aus dem Buccaneer Field (Golf von Mexico) neben aliphatischen KW auch hohe Gehalte an Benzol, Xylol, Toluol und niedrigere Gehalte an polycyclischen Aromaten, wie Naphtalin oder Benzpyren.

Das Verhältnis von gefördertem Rohöl zu Produktionswasser hängt vom Typ der Lagerstätte ab und wird mit zunehmender Entleerung ungünstiger. Im Golf von Mexico werden mit jedem Barrel Öl rund 0.8 Barrel Wasser mitproduziert, das über eine Vorreinigungsstufe ins Meer gelangt. Nach US-behördlichen Richtlinien darf der Restölanteil im entsorgten Wasser einen täglichen Maximalwert von 72 mg/l und einen monatlichen Durchschnitt von 48 mg/l nicht überschreiten (NRC 1985).

Für die britischen Produktionsanlagen gab das landeseigene Umweltministerium 1976 einen Durchschnittswert von 10 % Produktionswasser an der Ölförderung an. Für andere Länder (mit Ausnahme Saudi Arabiens - seine Quellen fördern ausschließlich Rohöl) wurde vom NRC (1985) ein Anteil von 30% angenommen.

In die globale Bewertung der durchschnittlichen Ölgehalte in Produktionswässern auf der Grundlage von US-Studien an eigenen Plattformen wurden vom National Research Council folgende Punkte miteinbezogen :

1. der technische Standard von Produktionsanlagen anderer Staaten hinsichtlich verfügbarer Einrichtungen zur Ölabscheidung
2. erhöhte Ölgehalte durch nicht vorhersehbare Zusatzbelastungen bei besonderen Bohrtechniken
3. eine statistische Erhebung verfügbarer Daten von US-Plattformen

NRC (1985) ermittelt hieraus einen weltweiten Schätzwert von durchschnittlich 70 mg/l Ölgehalt in Produktionswässern. Dieser Wert wurde durch Erhebungen in Großbritannien (50- 70 mg/l) und in anderen Ländern bestätigt. Darauf basierend liegen die jährlich aus offshore Produktionsanlagen über Produktionswässer weltweit ins Meer eingebrachten Ölmengen zwischen 7.500 t und 11.500 t mit einer besten Schätzung von 9.500 t (Stand 1985).

4.2.2 Decksdrainagen und Bohrschlämme

Bei den Erhebungen des NRC (1985) wurden den weltweiten Öleinträgen von Plattformen durch Decksdrainagen, kleinere Quellen (SCHREINER 1980) und Bohrschlämme keine größere Bedeutung zuerkannt, weil die Werte sich innerhalb des

Vertrauensbereichs der Schätzungen für den Eintrag aus Produktionswässern bewegten.

4.2.3 Ölunfälle

Schätzungen über den durchschnittlichen Eintrag von Öl durch Unfälle auf Plattformen sind sehr unsicher. Einzelne große spills, ähnlich dem BRAVO-blow out 1977 (Ekofiskfeld, Nordsee : 30.000 t) oder dem IXTOC I-blow out 1979 (Campeche Bay, Golf von Mexico : 450.000 t) besitzen eine geringe Eintrittswahrscheinlichkeit.

Nach Angaben des US Geological Service lag zwischen 1971 und 1978 die durchschnittliche spill-Höhe bei Unfällen mit weniger als 50 Barrel Öl bei 0.00024 % der Rohölförderung, für Alaska bei 0.0001% (WONDZELL 1981). NRC (1985) gibt weltweit einen Schätzwert von 0.00042 % bis 0.00060 % an. Auf der Grundlage einer Förderrate von 658 Mio t (für 1979) wird für kleinere spills < 50 Barrel ein jährlicher Öleintrag von 2.700 t bis 3.800 t mit einer besten Schätzung bei 3.000 t berechnet.

Die spill-Größe für Unfälle mit mehr als 50 Barrel Öl wird für den o.a. Zeitraum mit 0.0002 % der Ölproduktion angesetzt. NRC (1985) schätzt die weltweite spill-Höhe für Unfälle mit > 50 Barrel auf den dreifachen Wert, also rund 0.00060 % der Rohölförderung. Daraus ergibt sich ein jährlicher Öleintrag von 25.000 t bis 50.000 t (beste Schätzung 40.000 t).

4.2.4 Zusammenfassung

Auf der Basis von Einschätzungen, die sich im wesentlichen auf Hochrechnungen von Einträgen aus US-Plattformen beziehen, rechnet NRC (1985) mit Ölmengen in Größenordnungen von 40.000 bis 70.000 t, die jährlich über Entsorgungen von offshore Produktionsanlagen in die Weltmeere gelangen. Die Schätzwerte setzen sich zusammen aus Erhebungen über den Öleintrag durch

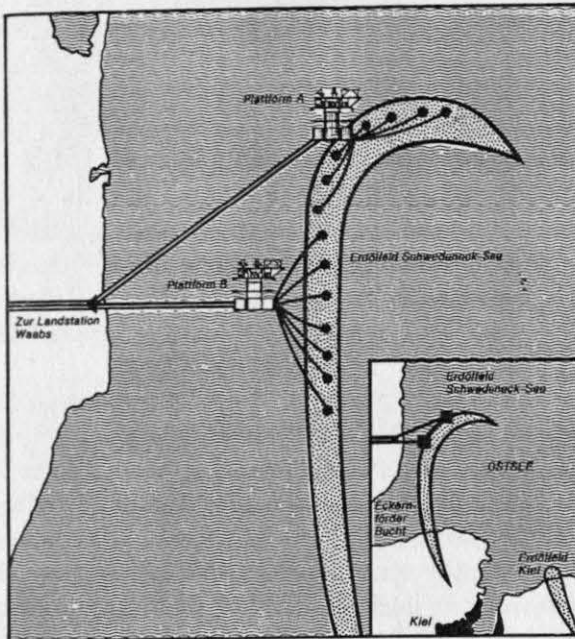
Produktionswässer	<u>7.500 t - 11.500 t</u> (beste Schätzung 9.500 t)
kleine spills	<u>3.000 t - 4.000 t</u>
größere spills	<u>25.000 t - 50.000 t</u> (beste Schätzung 40.000 t)

4.3 Offshore Ölförderung in der Nordsee

4.3.1 Produktion in den Nordseesektoren

In der Nordsee konzentriert sich die offshore Ölproduktion auf das Ost Shetland Basin, während Erdgas eher in der südlichen Nordsee gewonnen wird. Hierbei (Stand 1990, Gas in Klammern) verfügt Großbritannien über 79 (40) Installationen, die Niederlande über 63 (55), Norwegen über 22 (4), Dänemark über 20 (7) und Deutschland über eine Plattform (KANOWSKI 1992).

Die deutschen offshore Aktivitäten in Nord- und Ostsee beschränken sich auf zwei kleinere Ölfelder. Das Schwedeneck Feld (Abb. 4.2) in der Kieler Bucht (Ostsee) fördert seit 1984 über zwei unbemannte Betonplattformen etwa 8.000 Barrel/Tag.



Das Mittelplate Feld vor der Meldorfer Bucht in der Nordsee (vgl. Abb. 1) ist seit 1987 in Förderung und produzierte 1989 rund 4.300 bpd. Bis 1993 wird ein Anstieg auf 22.000 bpd erwartet. Die Ölreserven werden auf rund 150 Mio t geschätzt. Aufgrund der besonderen Lage innerhalb der Schutzzone I im Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer sind die Aktivitäten mit hohen Umweltschutzaufgaben verbunden. Verglichen mit den anderen Anliegerstaaten der Nord- und Ostsee spielt die Ölproduktion in Deutschland eine geringe Rolle.

Abb. 4.2 Förderungsboreungen in die Dogger- β -Lagerstätte im Ölfeld Schwedeneck (RÜHL 1992).

Dänemark produzierte 1989 aus 5 Ölfeldern 5,5 Mio t Öl und 2,27 Mrd cm^3 Gas. Die Ölreserven werden von MACKAY (1992) mit 1.100 Mio Barrel angegeben.

Während die Ölproduktion in den Niederlanden mit 40.000 bpd (barrel per day) als gering einzustufen ist (900 Mio Barrel Reserven), gehört das Land zu den größten Erdgasproduzenten der Erde. Die Reserven werden auf 1900 Mrd m^3 geschätzt und liegen zu über 80% im Groningen Feld (MACKAY 1992).

Die Ölproduktion in Norwegen erreichte 1992 eine Höhe von 106.3 Mio t, wobei im Jahr 1988 insgesamt 17 Ölfelder in Produktion standen. Die Ölreserven werden auf 14.400 Mio Barrel geschätzt und umfassen wahrscheinlich mehr als 50% der Gesamtvorkommen in der Nordsee.

Die Ölförderung aus britischen Ölfeldern lag 1992 bei 90.3 Mio t Rohöl. Die Reserven werden auf weitere 11.700 Mio Barrel geschätzt.

4.3.2 Ölförderung 1985-1992

Aus den Jahrbüchern staatlicher Stellen über die offshore Ölförderungen in der Nordsee werden für das Jahr 1992 vom Niedersächsischen Landesamt für Bodenforschung folgende Mengen angegeben (in Mio t, einschließlich Kondensat)

Jahr	Dänemark	Großbritannien	Niederlande	Norwegen
1985	2.9	127.1	2.5	38.4
1986	3.6	126.5	3.4	42.3
1987	4.6	122.8	3.2	49.4
1988	4.7	113.7	2.7	56.9
1989	5.5	91.1	2.3	76.0
1990	6.0	89.9	2.4	83.3
1991	7.1	87.6	2.2	95.1
1992	7.8	90.3	1.7	106.3

Quelle : Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung Hannover 1993

4.4 Öleinträge

4.4.1 Überblick Eintragsquellen

Die Schätzungen über den jährlichen Öleintrag in die Nordsee sind zum Teil hohen Schwankungen unterworfen, da sie auf breitgestreuten Grunddaten und Annahmen beruhen (Tab. 4.1.). Eine wichtige Unbekannte sind illegale Entsorgungen im Schiffsverkehr oder Tankerunfälle, die eine zwar geringe Eintrittswahrscheinlichkeit aufweisen, aber gegebenenfalls einen erheblichen Anstieg der Eintragswerte bewirken (vgl. Kap. 9).

Natürliche Einsickerungen	1.000 t
Atmosphäre	7.000 t - 15.000 t
Flüsse	16.000 t - 46.000 t
Kläranlagen	3.000 t - 15.000 t
Ölterminals	1.000 t
Industrieeinleitungen	5.000 t - 15.000 t
<u>offshore Öl- und Gasproduktion</u>	<u>29.000 t</u>
Klärschlämme	1.000 t - 10.000 t
Industrielle Verklappungen	1.000 t - 2.000 t
Baggergut	2.000 t - 10.000 t
operational discharge Schiffe	1.000 t - 2.000 t
<u>Summe</u>	<u>71.000 t - 150.000 t</u>

Tab. 4.1 Geschätzter jährlicher Gesamteintrag an Ölkomponenten in die Nordsee (MCINTYRE & TURNBULL 1992).

4.4.2 Produktionswässer

Bei den offshore Aktivitäten in der Nordsee wurden 1992 insgesamt 92.6 Mrd m³ Erdgas und 206.1 Mio t Erdöl produziert. Akzeptiert und überträgt man die früheren britischen Angaben über den Anteil von Produktionswässern an der Rohölförderung (durchschnittlich 10 %) und deren Ölgehalt von 50 bis 70 mg/l als beste

Schätzung auch für andere Nordsee-Plattformen, so würde sich in einem Rechenexempel für 1992 ein Öleintrag von 1.000 bis 1.500 t ergeben. Bei einem Produktionswasseranteil von 20 % ergäben sich Größenordnungen von 2.000 bis 3.000 t. Nach SCHOLTEN et al. (1989) liegen die Schätzungen für das Jahr 1986 bei rund 3.000 t, DAVIES & KINGSTON (1992) gehen von einem jährlichen Eintrag von 3.500 t aus.

4.4.3 Bohrschlämme und cuttings

Während vom National Research Council die weltweiten Einleitungen von "drilling fluids" nicht weiter erhoben worden sind, gehen in der Nordsee die gravierendsten stofflichen Belastungen durch offshore Plattformen von der Entsorgung solcher Bohrschlämme aus (ZEVENBOOM et al. 1992, DAVIES & KINGSTON 1992).

Bohrschlämme auf Ölbasis (oil based muds - OBM) werden verwendet, um operationelle Probleme, wie starke Spülungsverluste durch Kavernenbildung in Salzformationen, Festfahren der Bohrung durch Aufquellen von Tongesteinen, zu umgehen, wie sie bei Schlämmen auf Wasserbasis (water based muds - WBM) auftreten können. Sie werden bei Bohrungen in der Regel nur beim Anfahren kritischer Gesteinsformationen eingesetzt.

Je nach Anwendung und Zielvorgabe enthalten Bohrschlämme Chemikalien (im weitesten Sinne), wie Schwerspat (Baryt BaSO_4), Benthonit, Detergentien, organische Polymere, Schwermetalle sowie Schmiermittel auf Wasser- oder Ölbasis (UNEP 1985). Bei Nordseebohrungen betragen die Anteile von Baryt rund 60 %, von Basisöl rund 30 % an den zugesetzten Chemikalien. Während vor 1985 noch hochtoxisches Dieselöl (60% Aromate) als Grundlage für Basisöle von OBMs verwendet wurde, enthalten die heutigen Ölkomponenten weniger als 5 % aromatische Verbindungen.

Unter "cuttings" versteht man Gesteinsbruchstücke und Gesteinsmehle, die durch den Spülbetrieb aus den durchbohrten Formationen an die Oberfläche gelangen. 1985 sind etwa 260.000 t ölkontaminierte cuttings (Bohrgut + OBM), in die Nordsee entsorgt worden, wobei es nach Meinung von ZEVENBOOM et al. (1992) Anzeichen dafür gibt, daß die Mengen bisher erheblich unterschätzt wurden. DAVIES & KINGSTON (1992) nehmen an, daß mit jeder Bohrung durchschnittlich 1.000 bis 1.500 t cuttings, ferner 150 bis 250 t Basisöl und rund 10 t an chemischen Zusatzstoffen in die Nordsee eingebracht werden.

Seit einigen Jahren werden Verfahren entwickelt, den Ölanteil in cuttings über Hydrozyklonabtrennung, Waschen, Wärmebehandlung zu reduzieren. POLEY & WILKINSON (1989) sind der Ansicht, daß diese selbst nach effektiven Vorreinigungen auf den Plattformen noch immer 10 % bis 15 % an adhäsiv gebundenem Basisöl enthalten. Die bioverfügbare Freisetzung des Basisöls wird differenzierter gesehen: Aufgrund der starken Adhäsionskräfte seiner Feinstpartikel entläßt der Schlamm nach GRAHL-NIELSEN et al. (1980) während der Verklappung aus dem Fallrohr nur etwa 20 % seines Ölgehalts ins Meerwasser. POLEY & WILKINSON (1989) schließen daraus, daß hierdurch etwa eine Größenordnung weniger Öl in die Mee-

resumwelt gelangt, als im Schlamm insgesamt enthalten ist - das restliche Basisöl lagert sich, an die cuttings gebunden, am Meeresboden ab.

Bei kontrovers diskutierten Erhebungen über die Öleinträge von Plattformen in die Nordsee geben SCHOLTEN et al. (1989) für das Jahr 1986 einen besten Schätzwert von 19.000 t allein durch OBM-cuttings an. Für 1988 schätzen DAVIES & KINGSTON (1992) einen Eintrag von 22.000 t Öl und etwa 100.000 t Chemikalien, die rund 4.900 t potentiell toxische Substanzen enthielten.

4.4.4 Ölunfälle

In der Nordsee bilden Ölunfälle von Plattformen nach ZEVENBOOM et al. (1992) eine nur geringe Eintragsgröße. Anhand von Erhebungen in Großbritannien 1975 bis 1979 gibt die Royal Commission on Environmental Pollution (1981) für den Öleintrag durch spills einen Schätzwert von 0.00068% der Rohölförderung an (bezieht man sich theoretisch auf die Jahres-Rohölförderung in der Nordsee von 1992, so würde sich als hypothetische Größe ein Eintrag von 1.400 t Öl in die Nordsee ergeben).

4.4.5 Abfackeln von Begleitgasen

Über die Einträge von KW ins Meer durch das Abfackeln von Begleitgasen können keine Angaben gemacht werden. Auch wenn der diffusive Gas/Wasser Austausch vernachlässigt wird, dürfte sich eine Erhebung der Einträge über Aerosole als sehr schwierig gestalten, weil ihre Entstehung u.a. auch von der Verbrennungstemperatur abhängt.

Die Unterscheidung von offshore Aerosolen und solchen, die etwa durch Stadt- oder Industrieemissionen vom Festland her eingetragen werden, ist mit einem hohem Meßaufwand verbunden. Nach dänischen Beobachtungen (ANON. 1991) kann aber durch unvollständige Verbrennung ein sichtbarer Ölfilm auf der Wasseroberfläche entstehen, was einer Ölkonzentration von rund 40 mg/l entsprechen würde. Im Vergleich zu den zuvor behandelten KW-Einträgen sind die über Aerosole eingetragenen Mengen wahrscheinlich gering. Dennoch sollte festgehalten werden, daß unvollständig verbrannte Rußpartikel und adsorbierte Aromate bei einer Aufnahme durch marine Organismen karzinogene Auswirkungen haben können (vgl. Kap. 8).

4.4.6 Gesamtbelastung

Während READ & BLACKMAN (1980) den Beitrag der offshore Industrie noch mit weniger als 2 % und BEDBOROUGH et al. (1987) mit 14 bis 21 % an der Nordsee-Ölbelastung angaben, geht die Dutch State Supervision of Mines davon aus, daß jährlich durch spills, Produktionswässer und cuttings rund 30.000 t Öl, das sind rund 20 bis 30 % der gesamten Ölbelastung, über offshore Plattformen in die Nordsee gelangen (SCHOLTEN et al. 1989). Nach aktuelleren Quellen (DAVIES & KINGSTON 1992, ANON. 1991, ANON. 1992) lagen die Gesamtbelastungen in den

Jahren 1989 und 1990 bei rund 20.000 t pro Jahr, wobei der Anteil an Öleinträgen durch OBM-cuttings rund 70 % bis 80 % erreichte (Abb. 4.3 und Abb. 4.4).

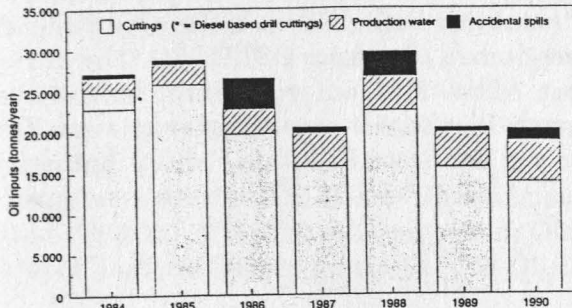


Abb. 4.3 Gesamtmenge an Öl in t/Jahr, die aus offshore Aktivitäten über cuttings, Produktionswässer oder Ölunfälle zwischen 1984 und 1990 in die Nordsee gelangten (ANON. 1991, 1992).

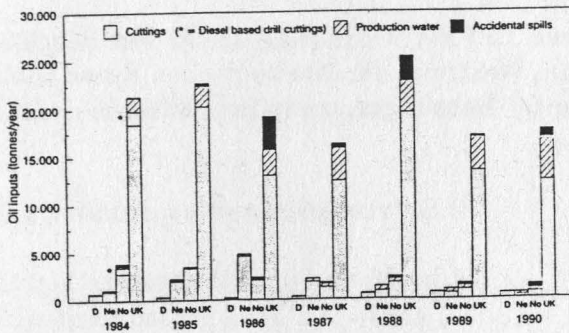


Abb. 4.4 Gesamtmenge an Öl in t/Jahr, die über cuttings, Produktionswässer und Ölunfälle zwischen 1984 und 1990 in die Nordsee gelangten, Dänemark D, Niederlande Ne, Norwegen No, Großbritannien UK (ANON. 1991, 1992, in Abwandlung bei DAVIES & KINGSTON 1992).

Nach einem Peak im Jahre 1985 (Abb. 4.4) nahmen die Entsorgungen in Großbritannien 1986 und 1987 aufgrund verringerter Bohraktivitäten wieder ab, stiegen aber 1988 im britischen Sektor wieder an, weil durch die Verwendung niedrigaromatischer Zusatzstoffe weniger strenge behördliche Auflagen zur Reinigung von cuttings bestanden. Noch recht wenig bekannt ist über Entsorgungen und Auswirkung von Bohrradditiven, die von BEDBOROUGH et al. (1987) für den britischen Nordseesektor aufgeführt sind.

4.4.7 Zusammenfassung

In der Nordsee gilt die Entsorgung von Bohrschlämmen als wichtigste Größe für den Öleintrag. Von 1984 bis 1990 schwanken die Werte zwischen 14.000 und 26.000 t. In derselben Zeit bewegen sich die Eintragsgrößen aus Produktionswässern von 2.000 t bis 5.000 t. Der jährliche Gesamteintrag für Öl-KW in die Nordsee durch offshore Operationen liegt damit etwa zwischen 20.000 t und 29.000 t. Accidental spills sind eine diskontinuierliche Größe mit geringer Wahrscheinlichkeit und für den Nordseebereich statistisch nur schwer zu erheben. Bei Übernahme eines Schätzwerts der Royal Commission on Environmental Pollution (GB) von 0.00068 % der Ölförderung würde die hypothetische spill-Höhe für 1992 rund 1.400 t betragen. Die Aerosoleinträge durch "flaring" von Begleitgasen erscheinen im Vergleich zu den erörterten Quellen als gering, verdienen aber wegen ihrer potentiellen Toxizität Beachtung.

5. Ölplattform OSEBERG C

Als exemplarische Fallstudie einer in Produktion befindlichen Anlage werden Art und Umfang von Entsorgungen der norwegischen Plattform OSEBERG C beschrieben, weil die wenigen deutschen offshore Aktivitäten aufgrund ihrer besonderen Umweltauflagen (Küstennähe, Nationalpark) hierfür wenig geeignet erschienen. Die Informationen wurden freundlicherweise von der State Pollution Control Authority in Norwegen zur Verfügung gestellt.

5.1 Art der Bohrungen

Das offshore Ölfeld OSEBERG liegt etwa 120 km westnordwestlich von Bergen / Norwegen im Bereich der Viking Bank am Westrand der Norwegischen Rinne (Abb. 5.1). Auf der Plattform wurden insgesamt 6 Bohrungen niedergebracht :

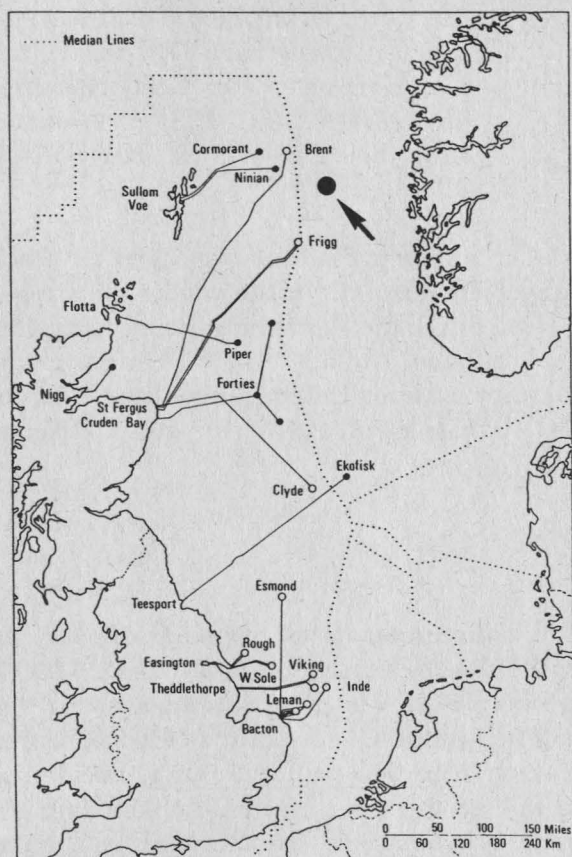


Abb. 5.1 Position der norwegischen Plattform OSEBERG C / Nordsee (Pfeil)

- 2 Bohrungen zur Ölproduktion
- 1 horizontale Pilotbohrung
- 1 Bohrung für Gasinjektionen
- 2 Bohrungen für Wasserinjektionen

5.2 Behandlung von Rückständen

In den unteren Abschnitten von 3 Bohrungen wurden Bohrflüssigkeiten auf Ölbasis, in einer Bohrung auf Ätherbasis verwendet. Das Bohrgut wurde in einem Separator getrennt und gefördertes Gas in die Lagerstätte zurückinjiziert. Alle Produktionswässer wurden in Hydrozyklonen behandelt und ölhaltige Abflußwässer abzentrifugiert. Es sind ebenfalls Maßnahmen getroffen worden, das Abfackeln von Begleitgasen zu reduzieren.

5.3 Bohrschlämme und cuttings

Im Jahr 1992 sind insgesamt 16.300 m^3 Bohrflüssigkeit auf Wasserbasis (WBM) und

27 m³ auf Ätherbasis in die Nordsee entsorgt worden. 897 t an erbohrtem Gesteinsgut sowie 1.327 m³ mit OBM kontaminierte Flüssigkeiten wurden zwecks weiterer Verarbeitung an die Küste transportiert. Der Gesamtverbrauch an niedrigtoxischen Basisölen betrug 510 t.

5.4 Produktionswässer

Insgesamt wurden 126.481 m³ Produktionswässer mit einem Ölgehalt von 3.791 t und 3.956 m³ Abflußwässer mit einem Ölanteil von 0,177 t in die See eingebracht. Dabei liegt die Höchstgrenze für den Ölgehalt entsorgter Wässer bei 40 mg/l.

5.5 Ölunfälle

Durch einen Unfall gelangten 1,458 t Öl in die Nordsee.

5.6 Chemikalien

Der Gesamtverbrauch an Chemikalien für Bohrung, Produktion, Injektion und Pipelines betrug 10.372 t, wovon 3.606,2 t ins Meer entsorgt wurden. Eine Gesamtdarstellung der verwendeten Stoffe zeigt Tab. 5.1.

Handelsnavn	Komponent	Innhold i produkt (%)	Tonn brukt	Tonn sluppet ut (produkt)
Aquamul M	Pers. alkyleter	30	2,392	0,229
Safemul MOD	Ikke pers. HC	30	16,600	1,015
Safetone P	Pers. bitumenprod.	30	5,900	
Propac	bezahlkoniumklorid	10	14,760	12,983
Anco free pipe	Ikke pers. HC	30	1,600	
PHPA	Pers. polyakrylamid	100	41,989	29,267
Aquamul B	Pers. alkyleter	100	171,810	24,483
Aquamul C	Pers. alkyleter	100	1,056	0,159
Aquamul P	Pers. alkyleter	80	2,376	0,350
Aquamul S	Pers. alkyleter	70	1,552	0,226
Safemul OW	Ikke pers. HC	80	4,000	
Safemul PE	Ikke pers. HC	30	18,400	
Safetone SE	Ikke pers. HC	30	11,200	
SI-440	Org. fosforforb.	1-2	1,880	1,880
Honeycoate	Pb, ZN, Cu	20-50	1,188	0,684
API-modified			0,297	0,171
TOTAL			297,000	71,447

Tab. 5.1 Aufstellung von Chemikalien, die bei Bohrungem auf OSEBERG C verwendet wurden.

5.7 Gase

Ferner wurden 161.648 t CO₂, 487 t NO_x, 50 t VOC (flüchtige KW) und 92 t Methan in die Atmosphäre abgegeben.

5.8 Umweltüberwachung

In Norwegen werden Ölfirmer durch die Pollution Control Act von 1981 angewiesen, im Bereich von offshore Plattformen alle notwendigen Umweltinformationen zu liefern, Analysen von Auswirkungen durchzuführen und in den sensitiven Bereichen um die Plattformen die Entwicklung zu überwachen. Nach Angaben der State Pollution Control Authority

zeigen die Ergebnisse für 1992, daß in Abhängigkeit von den Restströmen im Umfeld von OSEBERG C in einem Plattformabstand zwischen 250 m bis 2.000 m Verschmutzungshinweise zur weichen Bodenfauna vorliegen (Abb. 5.2). Die Effekte waren nicht weitreichend, schlossen aber eine geringere Artendiversität und einen schwachen Anstieg in der Anzahl opportunistischer Arten mit ein.

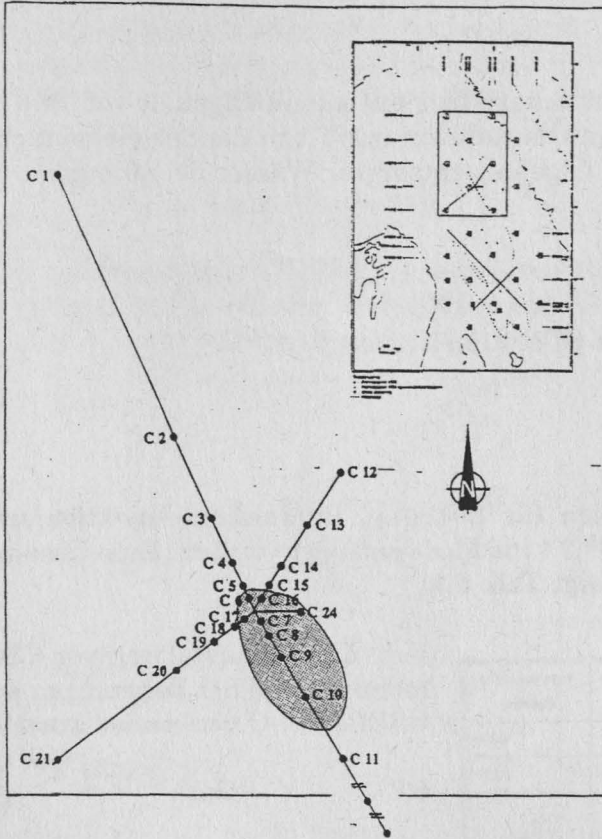


Abb. 5.2 Verteilung der Überwachungsstationen um die Ölplattform OSEBERG C in Abhängigkeit von der Hauptstromrichtung. Der elliptische Flächenausschnitt kennzeichnet das nach den vorliegenden Ergebnissen durch die Bohr- und Produktionsaktivitäten beeinflusste Gebiet.

6.2 Betriebliche Entsorgungen

6.2.1 Ballast- und Waschwasser

Bei Leerfahrten von Tankern kommt es nach der Aufnahme von Ballastwasser in die Frachträumen zu Entmischungen, bei denen sich an der Wasseroberfläche eine Ölschicht absondert. Unterhalb dieses Bereichs folgt ein diffuses Öl-Wasser-Gemisch (Interface) mit 100 - 2.000 mg/l Öl, das vom eigentlichen Ballastwasser mit einem Ölgehalt von 15 bis 50 mg/l unterschieden wird. Beim Ablassen des Ballastwassers ins Meer wird ein stärkerer Ölaustritt dadurch verhindert, daß der Wasserausstrom bei Erreichen der Interface-Schicht gestoppt wird. Bei unruhiger See oder weniger umsichtigem Entleeren wird der Ballastwasser-Abfluß zuweilen erst nach Erreichen der Mischungszone unterbunden. Verfügt der Tanker noch nicht über ein "Load-on-Top-System" (siehe Kap. 6.8) kann in ungünstigen Fällen das gesamte Öl-Wasser-Gemisch ins Meer abfließen.

Nach gesetzlichen Bestimmungen von OILPOL 1954/69 darf die mit der Entsorgung von Ballastwässern ausfließende Ölmenge 60 l/min nicht überschreiten und nicht mehr als 1/15.000 der gesamten Frachtlast betragen. Das NRC (1985) hält es für wahrscheinlich, daß nur rund die Hälfte aller Rohöltanker auf großer Fahrt das 1/15.000 Kriterium einhält. Bei einer weltweiten Transportmenge von 1,319 Mrd t Öl (für das Jahr 1991 bewegt sich der Welttransport bei 1,175 Mrd t) würde sich der Eintrag auf 37.000 t belaufen. Aufgrund von Erhebungen von Transportdaten (IMCO 1981) ist damit zu rechnen, daß rund 5 % aller Tankschiffe sich ihres gesamten Ballasts mit 1/250 der Frachtkapazität an Öl entledigen, weitere 30 % nahezu 1/7.000 ablassen und 15 % etwa 1/1.000 ihrer Ölfracht beim Ablassen von Ballastwasser entsorgen.

Als Summenwert schätzt NRC (1985) den gesamten Ölablaß von Tankern auf großer Fahrt auf rund 470.000 t pro Jahr. Tanker auf kleiner Fahrt entlassen bis zu 0.2 % ihrer Ölladung über das Ballastwasser ins Meer, woraus sich Belastungen von nahezu 200.000 t ergeben.

6.2.2 Raffinat-Frachten

Bei Produktionsölen wurden nach NRC (1985) jährlich 269 Mio t durch Tanker transportiert (eine aktuellere Transportzahl lag im Jahr 1991 bei 350 Mio t). Der "operational discharge" von Tankschiffen, die persistente Öle, wie Leuchtöle oder Brennstofföle befördern, wird ähnlich hoch eingeschätzt wie bei Tankern auf kleiner Fahrt. Die Hälfte der Flotte dürfte durch Vertragsklauseln gebunden sein, den kontaminierten Ballast in Hafeneinrichtungen zu entsorgen. Die andere Hälfte wird persistente Ölprodukte in einer Größenordnung von rund 1/2.000 ihrer gesamten Frachtkapazität über das Ballastwasser ins Meer entsorgen. Beim Löschen der Ladung spielt auch die stärkere Haftung der höher viskosen Öle an den Tankwänden eine Rolle, die einen höheren Reinigungsaufwand erfordert. NRC (1985) schätzt den Öleintrag aus diesen Quellen auf rund 17.000 t pro Jahr [würde man denselben Erhebungsweg mit der aktuelleren Transportzahl des Jahres 1991 von 350 Mio t verfolgen, so ergäben sich rund 22.000 t].

Rund 50 % der Tankschiffe, die nicht persistente Öle, wie Benzin oder Kerosin befördern, verfügen über Einrichtungen, stärkere Kontaminationen des Wassers zu vermeiden. Bei anderen Schiffen vollzieht sich die Entsorgung niedrig viskoser Öle mit etwa 1/5.000 ihrer Frachtkapazität. Auf der Grundlage solcher Einschätzungen wird von NRC (1985) ein Eintrag von 20.000 t Öl pro Jahr angegeben [aus der Transporthöhe des Jahres 1991 ergäben sich rechnerisch 26.000 t].

6.3 Schiffswartungen

Nach Schätzungen des NRC (1985) gehen rund 50 % aller Tanker alle 2 Jahre zur Überholung in Trockendocks, wobei die Tanks zuvor gespült und entleert werden. Trotz verbesserter Entsorgungsmöglichkeiten in Häfen gelangen über diese Quelle rund 34.000 t Öl jährlich ins Meer.

6.4 Terminals

Die Ölverluste an Terminals beim Laden und Entladen von Ölen, Ölprodukten oder Treibstoffen erfolgen durch Tanküberläufe, Abtrennung der Füllschläuche, durch Schlauchfehler, durch Pipelinebrüche oder durch Lagertankbrüche. Die hierdurch verursachten Eintragsgrößen belaufen sich auf rund 20.000 t pro Jahr.

6.5 Bilgen von Schiffsmotoren

Der durchschnittliche Auswurf an Maschinenbilgen von Tankern wird jährlich mit rund 10,2 t angegeben. Obwohl die meisten Schiffe die Bilge in Schmutztanks zurückhalten wird angenommen, daß noch immer 10 % der Schiffe die öligen Reste ins Meer entsorgen. Der Eintrag von 7.100 Tankschiffen (im Jahr 1992 aktuell : 5.962 Tankschiffe) wird auf etwa 7.000 t pro Jahr [aktuell also rund 6.000 t] geschätzt (als Vergleich liegt der Bilgeneintrag von Nichttankschiffen bei 79.000 t).

6.6 Treibstoff-Ölschlämme

Der Schlammgehalt in schwerem Heizöl beträgt rund 0.3 % und wird vor der Verbrennung in den Schiffsmotoren aus den Treibstoffleitungen herausgefiltert. Obwohl die meisten Tanker die Rückstände in Hafeneinrichtungen entsorgen, wird davon ausgegangen, daß rund 20 % der Schiffe den Schlamm ins Meer einlassen. Bei einem jährlichen Treibstoffverbrauch von rund 44 Mio t errechnet sich ein Ölschlammeintrag von rund 13.000 t.

6.7 Tankerunfälle

Accidental spills von Tankern mit mehr als 10.000 gallons werden wöchentlich durch den Oil Spill Intelligence Report (OSIR) erhoben (1 gallon entspricht 3.79 l - bei einem spezifischen Gewicht von rund 0.83 g/cm³ für Öle mit mittlerem Wachs-

gehalt, z.B. vom Ekofisk-Typ, entsprechen 10.000 gallons etwa 31,5 t Rohöl).

Zwischen 1978 und 1992 ereigneten sich nach Angaben des OSIR (1993) folgende accidental spills mit mehr als 10 Mio gallons Öl (31.500 t) (Tab. 6.1):

16. 3.1978	216.311 t - Amoco Cadiz - Bretagne
31.12.1978	45.990 t - Andros Patria - Golf von Biscaya
19. 7.1979	153.720 t - Aegean Captain / Atlantik Express
15.11.1979	91.003 t - Independentza - Istanbul, Türkei
1.11.1979	33.705 t - Burmah Agate - Calveston Bay, Texas
23. 2.1980	115.290 t - Irene Serenade - Pilos, Griechenland
29.12.1980	34.524 t - Juan A. Lavalleja- Algerien
6. 8.1983	247.275 t - Castillo de Bellver - Südafrika
7. 1.1983	49.770 t - Assimi - Ras al Had, Golf von Oman
9.12.1983	44.100 t - Pericles GC - Persischer Golf
6.12.1985	67.253 t - Nova - Persischer Golf
22. 4.1988	33.390 t - Athenian Venture - vor Neufundland
24. 3.1989	34.020 t - Exxon Valdez - Alaska
19.12.1989	63.000 t - Khark 5 - westlich von Marokko
28. 5.1991	47.250 t - ABT Summer - westlich von Angola
17. 4.1992	50.400 t - Katina P.- Maputo Bay vor Mozambique
3.12.1992	68.985 t - Aegean Sea La Coruna, Spanien
Jan. 1993	85.000 t - Braer - Shetlands (nicht im OSIR aufgeführt)

Tab. 6.1 Spillmengen bei Tankerunfällen zwischen 1978 und 1993. Quelle: Oil Spill Intelligence Report 1993.

Nach Daten der International Tanker Owners Pollution Federation Ltd. (ITOPF 1981) und des French Institute of Petroleum (BERTRAND 1979) sind von 1975 bis 1980 im Schnitt 390.000 t (396.000 t) Öl durch Tankerunfälle ins Meer gelangt.

6.8 Neuere Eintragserhebung

AMBROSA (1991) zitiert einem Bericht der International Maritime Organization (IMO), in dem ein Rückgang der Öleinträge von 1981 mit rund 1.4 Mill t zu 1989 mit rund 580.000 t herausgestellt wird. Der Rückgang wird damit begründet, daß sich mehr Schiffe an die "International Convention for Preventing of Pollution from ships" (MARPOL 73/78) halten. Auch berichtet das Marine Pollution Bulletin vom April 1992 (News: Number of spills falls), daß die Anzahl der Ölundfälle mit mehr als 5000 Barrel nach Angaben von ITOPF in den 70iger Jahren von 252 spills bis Ende der 80iger Jahre auf 91 spills gefallen ist (Tab. 6.2).

Eintragsquelle	1985	1989	
Tankeroperationen	700.000 t	158.000 t	
Schiffswartung	30.000 t	4.000 t	
marine Terminals	20.000 t	30.000 t	
Bilge + Brennstofföle	300.000 t	252.000 t	-> davon allein 250.000 t durch die Nichttankschiffahrt (!)
Ölunfälle	420.000 t	121.000 t	
Schiffsschrottreste	-	2.600 t	
Summe	1.470.000 t	568.000 t	

Tab. 6.2 Schätzungen von Öleinträgen ins Meer nach einem Bericht der International Maritime Organization (zitiert in AMBROSA 1991).

Ein wichtiger Grund für diese Entwicklung liegt offenbar darin, daß immer mehr Schiffe über ein "Load-on-Top-Sytem" verfügen. Es ermöglicht eine effektivere Trennung von Ballastwässern und Restölen (Abb. 6.2).

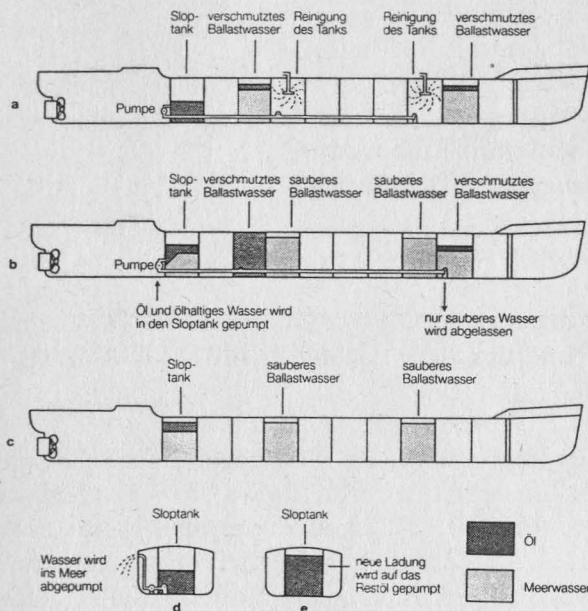


Abb. 6.2 Load-on-Top-System (LOT) in der Tankschiffahrt

a: Entleerte Öltanks werden mit einem Wasserstrahl gereinigt und das ölkontaminierte Wasser in einen Slop-tank geleitet.

b: das Öl schwimmt auf ölkontaminiertem Ballastwasser auf und wird in den Slop-tank geleitet. Das Wasser wird ins Meer entsorgt.

c: im Slop-tank schwimmt das Öl an die Oberfläche des Ballasttanks auf. d: das Wasser wird ins Meer entsorgt und die neue Ölladung über das verbliebene Restöl gepumpt (CLARK 1992).

6.9 Abgase

Eine weniger beachtete, aber bemerkenswerte Eintragsgröße ist die Luftverschmutzung, die durch die Schifffahrt verursacht wird (- hierzu waren keine Quellen verfügbar, die sich ausschließlich auf die Tankschiffahrt beziehen).

Norwegische Schätzungen unter Beteiligung mehrerer staatlicher Institute (z.B. State Pollution Control Authority) unterteilen die atmosphärischen Einträge in 3 Kategorien :

- CO₂ + CFC und Halone
- SO₂ + NO_x
- NO_x + Kohlenwasserstoffe

Es wird dabei angenommen, daß die internationale Handelsschifffahrt mit rund 7 % am weltweiten Ausstoß von NO_x, mit 4 % von SO₂ und mit rund 10 % an Halonen beteiligt ist. Die jährliche Emission von CFC liegt zwischen 3.000 und 6.000 t, die von HCFC bei 10.000 bis 20.000 t (IJLSTRA 1990).

6.10 Zusammenfassung

Für die Schätzungen über die Höhe der Öleinträge durch den Tankerverkehr werden neben den Erhebungen des NRC (1985) die Angaben der International Maritime Organization von 1989 herangezogen (Tab. 6.3.).

NRC 1985	IMO 1989	Art des Öleintrags
670.000 t	158.000	betriebl. Entsorgung Rohöl
37.000 t	*	betriebl. Entsorgung Raffinate
34.000 t	4.000	Schiffswartungen
7.000 t	1.800	Bilgenentsorgung
13.000 t	*	Brennstoffschlamm-Entsorgung
20.000 t	30.000	Verschüttungen an Terminals
390.000 t	121.000	Ölunfälle
*	2.600	Verschrottungsrückstände

Tab. 6.3 Zusammenfassende Darstellung der Öleinträge durch die Tankschifffahrt nach Erhebungen des NRC 1985 und der IMO (zitiert in AMBROSA 1991) (* heißt keine Angabe).

Die Öleinträge durch die Tankschifffahrt liegen im Jahr 1989 gegenüber Schätzungen von 1985 deutlich niedriger. Die Betrachtung zeigt, daß sich vor allem die betrieblich Entsorgung von Ölen wegen MARPOL 73/78 stark verbessert hat, während der Rückgang der Tankerunfälle auch eine Zufallsgegebenheit darstellen kann. Erhebungen der atmosphärischen Einträge aus Schiffsabgasen und Aerosolen sollten ebenfalls Beachtung finden. Dies gilt umsomehr, als mit einer Verschlechterung der Brennstofföl-Qualität ein Anstieg von Verbrennungsrückständen (Ruß-Entwicklung) zu erwarten ist, die ein karzinogenes Potential für die Umwelt in sich bergen (vgl. Kap. 8).

6.11 Tankschifffahrt in der Nordsee

6.11.1 Allgemeine Übersicht über Öleinträge

Einschätzungen, wie sie vom National Research Council oder der International Maritime Organization global erfolgten, sind für die Nordsee schwieriger anzustellen, weil mehrere Anlieger beteiligt sind und eine Vielzahl von Annahmen

existieren. Eine Annäherung der Paris Commission von 1982 über Einträge der Tankschiffahrt liegt bei 22.000 - 34.000 t/Jahr. MCINTYRE (1988) stellt eine "worst case" Tabelle für die gesamte Schifffahrt auf, betont aber auch die Unsicherheit der Schätzungen (Tab. 6.4).

Schifffahrt	100.000 t *
Flüsse	80.000 t
offshore Aktivitäten	29.000 t
Atmosphäre	20.000 t
Verklappungen	14.000 t
Raffinerien	6.000 t
Industrieeinfluß	9.000 t
Terminaloperationen	800 t
natürliche Quellen	800 t
Summe	259.600 t

Tab. 6.4 Geschätzter jährlicher Öleintrag in die Nordsee auf der Grundlage von Angaben in MCINTYRE (1988). [* MCINTYRE & TURNBALL (1992) geben für Tankschiffe als betriebliche Einleitungen 1.000 t - 2.000 t und für unerlaubte Einleitungen oder Unfälle keine Schätzungen an (siehe hierzu Tab. 4.1.)]

6.11.2 Einträge durch Tanker

BEDBOROUGH et al. (1987) schätzen, daß die Öleinträge durch Schiffsunfälle in die Nordsee gerade 2 % bis 12 % von dem betragen, was durch Landeinträge, Atmosphäre, Schiffsverkehr oder Offshore Aktivitäten in die Nordsee eingeht. Nach KUIPER (1990), der sich auf britische (Institut of Engineering 1985) und niederländische Quellen (Public Works Dept. Ministry of Transport and Public works 1987) bezieht, gelangen allein durch Tanker jährlich zwischen 5.000 t und 10.000 t (brit.) bzw. zwischen 10.000 und 20.000 t Öl (niederl.) in die Nordsee.

1980, IOE 1984, RIEMSDIJK et al. 1986, JOHANSEN 1986, DICK & SOETJE 1988, DICK & SOETJE 1990, VENKATESH 1990, ELLIOT et al. 1992).

7.2 Verdampfung flüchtiger Komponenten

Im Zuge der Vergrößerung der Öloberfläche in den ersten Stunden des spills kommt es zu einer starken Verdampfung von leichtflüchtigen Öl-Bestandteilen. Nach Ansicht von GERLACH (1981) ist die Entzündungsgefahr nur in der ersten halben Stunde kritisch, weil die Gehalte an leichtbrennbaren Gasen in der schwimmenden Ölschicht hiernach deutlich abgenommen haben. Der Umfang der Verdampfung ist abhängig von dem Dampfdruck des Öls (im besonderen also der Ölsorte), der Wasser- und Lufttemperatur, der Wellenenergie sowie der Windgeschwindigkeit und kann bis 60 % der gesamten spill-Menge umfassen (JORDAN & PAYNE 1980, GUNKEL 1988).

Während sich KW-Bestandteile bis n-C₈ (8 C-Atome, kettenförmig, vgl. Kap. 2.) bereits im Verlauf weniger Stunden verflüchtigen, sind nach rund 10 Tagen nahezu alle Komponenten verdampft, deren Siedetemperatur unter 250°C liegt. Die Verdampfungsrate schwererer Bestandteile ist vergleichsweise gering und liegt nach FOH (1984) bei 10 % der Rohölmenge. Aus Abb. 7.2. wird ersichtlich, daß beim BRAVO-blowout (1977) nach 24 Stunden rund 25 % des Öls verdampft waren. Der Verdampfungsprozess wirkt sich auf die Eigenschaften des driftenden Ölteppichs aus (MACKAY et al. 1980b), weil sich Dichte, Viskosität und Chemismus verändern.

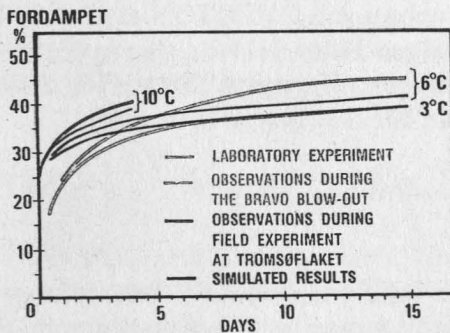


Abb. 7.2. Verdampfungskurven für Ekofisk-Rohöl relativ zur Zeit (FOH 1984).

7.3 Dispersion und Lösung

Bei seiner Ausbreitung mischt sich das Öl auch in die unterlagernden Wassermassen ein. Durch Turbulenzen, Wirbel, besonders durch brechende Wellen werden Teile der Ölschicht in einen Schwarm von kleineren und größeren Tropfen zerlegt und als emulgierte Bestandteile in den Wasserkörper eingearbeitet (MACKAY et al. 1980a, FOH 1984) (Abb. 7.3.). Größere 'droplets' vereinigen sich durch Eigenauftrieb wieder mit dem schwimmenden Ölteppich, kleinere verbleiben feinverteilt im Wasser (ARAVAMUDAN et al. 1981) und können durch Verstrudelungen in größere Tiefen gelangen.

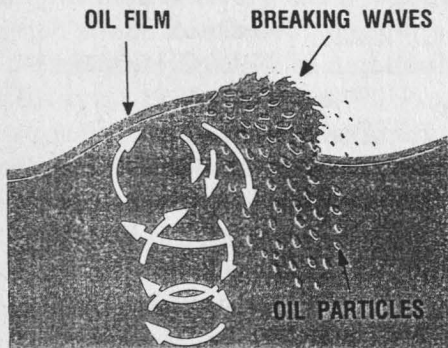


Abb. 7.3. Bildung von Öltropfen bei der Zerschlagung der Ölfläche durch brechende Wellen (FOH 1984).

Das Öl an der Wasseroberfläche driftet unter Windeinfluß schneller als die im Wasser emulgierten Öltröpfchen. Während diese nach Einwirbelung in den Wasserkörper durch Auftrieb wieder zur Oberfläche streben, schwimmt das Oberflächenöl in Driftrichtung voraus und scheint einen dünnen Ölfilm (entstanden durch auftauchende Öltröpfchen) hinter sich herzuziehen (FOH 1984).

Die Lösung von KW in Wasser erfolgt an der Öl-Wasser-Grenzschicht. Meist sind es niedrigmolekulare Komponenten in der Alkan- und Cycloalkanreihe oder Aromate, wie Benzol, Toluol oder Xylol. Sie werden mit fortschreitender Verdampfung des Öls häufig wieder aus der Wasserphase entfernt (MACKAY & SHIU 1975, COHEN et al. 1980), sofern sie nicht mikrobiell abgebaut werden.

7.4 Photochemische Oxidation (Photolyse)

Von der Wasseroberfläche verdampfende Ölbestandteile, in geringerem Umfang auf dem Wasser driftendes Öl und im Wasserkörper gelöste Öl-Komponenten werden unter Lichteinwirkung in Stunden und Tagen photochemisch oxidiert (ZIKA 1980, MILL et al. 1980). Laborstudien des FOH (1984) ergaben, daß der Oxidationsprozeß durch erhöhte UV-Strahlung zwar gefördert, aber auch durch normales Tageslicht eingeleitet wird, wobei die Temperatur nur eine untergeordnete Rolle spielt. Bei Ölunfällen in nordischen Breiten, etwa in Norwegen oder Alaska, hat dies zur Folge, daß sich die Photooxidation zur Mittsommerzeit stärker vollzieht als im Winter. Die entstehenden oxidisch/hydroxidischen Verbindungen sind in der Regel wasserlöslicher als ihre Ausgangskomponenten, können aber auch toxischer sein und fördern die Emulgierung (Kap. 7.5). Bei Laborversuchen von OVERTON et al. (1980) wandelte sich dem Licht ausgesetztes Öl in krustiges Material um, das später zu Teerflocken zerfiel. Er bestätigte damit Beobachtungen, die von ATWOOD & FERGUSON (1982) bei IXTOC I - blow out im Golf von Mexico gemacht wurden.

7.5 Emulgierung (mousse-Bildung)

Als Folge einer erhöhten Viskosität des Öls durch Oxidations- und Verdampfungsprozesse findet eine zunehmende Aufnahme von Wasser in den schwimmenden Ölkörper statt. Unter Anstieg des spezifischen Gewichts entsteht eine Emulsion von dunkelbrauner Färbung (auch Auswirkung von Pyrolyse), die mit einer Volumenvergrößerung und einer Zunahme der Viskosität einhergeht. Sie wird seit dem Unglück des Tankers TORREY CANYON 1967 chocolate mousse. Nordseeöl kann bereits innerhalb von 7 Stunden bis zu 80 % Wasser aufnehmen (GERLACH 1981).

In Laborversuchen stellte PAYNE (1984) die Abhängigkeit der mousse-Bildung von der chemischen Zusammensetzung des Rohöls heraus. Schwere Öle mit hohen Anteilen an Asphaltinen und Wachsen bilden stabilere Emulsionen als Leichtöle (TWARDUS 1980, BRIDIE et al. 1980). Ihre größte Stabilität wird bei Wassergehalten von 20-80 % erreicht (NRC 1985). Nach BOCARD & GATELLIER (1981) wirken photochemisch oder mikrobiell entstandene Oxidationsprodukte, wie auch niedrige Temperaturen (Abnahme der Viskosität) als mousse-stabilisierend. Bedeutend für Ölunfälle in den arktischen Breiten sind Laborergebnisse von TWARDUS

(1980) und DICKENS et al. (1981), nach denen sich in Öl-Wasser-Emulsionen, die wiederholt Frost-Auftau-Zyklen ausgesetzt wurden, eine zunehmende Trennung von Öl- und Wasserkomponenten einstellte.

7.6 Mechanismen des biogenen Ölabbau

7.6.1 Überblick

Der wichtigste Mechanismus zum Abbau von Ölkomponenten im Meer ist die mikrobielle Zersetzung von KW. Unter günstigen Bedingungen werden niedrigmolekulare KW, wie Alkane, Alkene und einfache Aromate schnell abgebaut, wohingegen hochmolekulare, häufig polyzyklische Aromate, wie Teerverbindungen und Harze wenig angreifbar sind. Der wichtigste Abbaupfad verläuft über die Umsetzung von KW durch spezielle Bakterien.

Über Abbaumechanismen von Grünpflanzen und Phytoplankton ist bislang nur wenig bekannt.

Die Aufnahme von Ölpartikeln und Abscheidung von Kotpillen durch das Zooplankton fördern die Sedimentation.

Wühlendes Benthos spielen für die Bioturbation des Öls ins Sediment, wie auch für die Zersetzung partikelgebundener Komponenten eine große Rolle (GARDNER et al. 1979).

Durch enzymatische Abbaureaktionen im Gewebe tragen auch Säugetiere, Fische und Vögel indirekt zur Ölzerlegung bei.

7.6.2 Mikrobieller Abbau

Nach FOH (1984) ist bekannt, daß Bakterien, Hefen und Pilze KW spalten können. Hierzu muß ausreichend Sauerstoff verfügbar sein, eine Voraussetzung, die im Meerwasser und in wasserdurchlässigen Sedimenten in der Regel erfüllt ist. Nach ZOBELL (1969) und GUNKEL (1988) verbraucht der Abbau von einem kg Mineralöl den gelösten Sauerstoff (unter Normalbedingungen) von 320 bis 400 m³ Meerwasser.

Ölabbauende Bakterien sind in allen Meeresgebieten nachgewiesen worden (GUNKEL et al. 1980, JONSTON 1984, FOH 1984, GUNKEL 1988) und zeigen in Gebieten mit hoher Ölbelastung ein starkes Wachstum. Der Anstieg wird häufig als Verhältnis ölabbauender Bakterien (Oil Degrading Bacteria ODB) zu nicht ölabbauenden Bakterien (Viable Heterotrophe Bacteria VHB) angegeben (LIZARRAGA-PARTIDA et al. 1991) (Abb. 7.4). Nach ATLAS (1981) liegt der ODB-Anteil in nicht kontaminierten Gebieten in der Größenordnung von 0.1 %, in spill-Gebieten bis 100 % der Gesamtpopulation. Im KW-kontaminiertem Milieu sind solche Bakterien, z.B. *Pseudomonas* (TOTH & TOMASOVICOVA 1989), von der Selektion bevorteilt, weil sie über das genetische Potential verfügen, KW als Energiequellen zu nutzen.

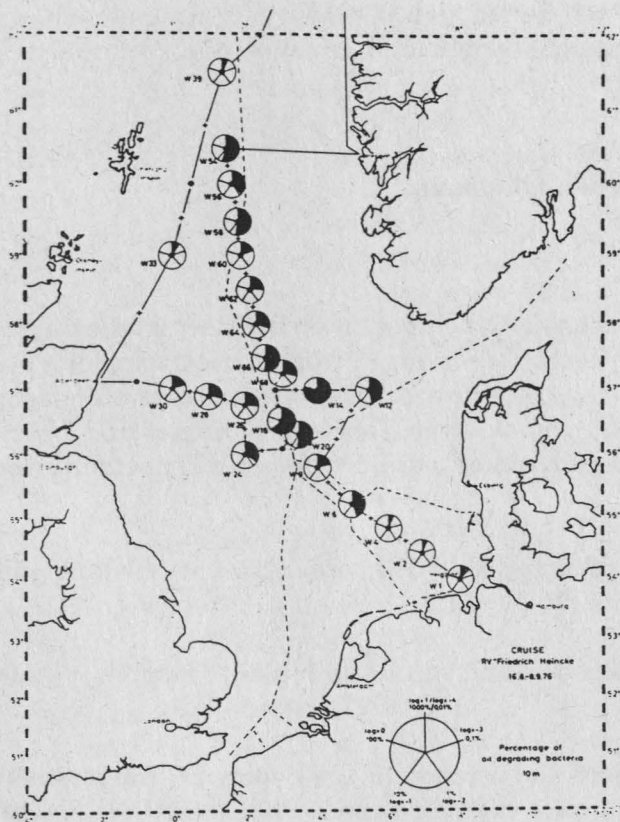


Abb. 7.4 Verhältnis ölabbauender Bakterien zur restlichen Bakterienpopulation an Meßpunkten in der Nordsee (GUNKEL et al. 1980). In Gebieten mit Erdölförderung (wie im Ekofisk-Ölfeld bei W18) ist ihr Anteil deutlich erhöht.

Die Abbauleistung der Bakterien wird von den herrschenden Umweltbedingungen gesteuert (GUNKEL & MINAS 1985). Die höchsten Konzentrationen mit bis zu 800 Mio Bakterien pro ml Meerwasser wurden von GUNKEL et al. (1980) in wasserhaltigen Ölpartikeln gemessen, die nach dem BRAVO-blow out 1977 in der Nordsee trieben. Limitierende Faktoren für das Wachstum sind die Verfügbarkeiten von N, P (ATLAS & BARTHA 1972b, in Laborversuchen nachgewiesen) und O₂, obwohl sich auch in geringerem Umfang eine anaerobe Zersetzung über die Reduktion von Nitrat und Sulfat voll

zieht (DELAUNE et al. 1980). Öl enthält nur wenig Stickstoff und gebundenen Phosphor, so daß die Nährsalze dem Wasser entnommen werden müssen. Hierbei kann es zur Konkurrenz mit Mikroalgen kommen, die für ihr eigenes Wachstum P, N, teilweise Si, CO₂ und Licht benötigen.

Nach dem Ölnfall der EXXON VALDEZ begannen Feldstudien innerhalb des "Alaskan Bioremediation Project" um zu erforschen, ob der natürliche Ölabbau durch die Zugabe ölverträglicher und wasserlöslicher Nährstoffe beschleunigt werden kann (VENOSA et al. 1990, 1991, ROGERS et al. 1990). Die Ergebnisse zeigten, daß N- und P- Zusätze dazu beitragen, die Nährstofflimitierung für die Bakterien zu überwinden und den mikrobiellen Abbau positiv zu stimulieren (PRITCHARD 1991). Dabei wurden Aktivitätserhöhungen um das 2- bis 3-fache des Hintergrundwerts gemessen. CLARK et al. (1991) konnten keine widrigen ökologischen Auswirkungen bei einer kontrollierten Zugabe von Nährstoffen feststellen.

Untersuchungen von FOH (1984) ergaben, daß beim Öleintritt das Wachstum zunächst kleiner ODB-Population ansteigt (LIZARRAGA-PARTIDA et al. 1991) bis P und N erschöpft sind und Wachstum sowie Abbauleistung reduziert werden. Gleichzeitig kommt es zu einem Populationsanstieg von Mikroorganismen, die Bakterien konsumieren. Freiwerdender P und N werden für den eigenen Zellaufbau verwendet, zum Teil auch wieder als Nährsalz in das Wasser abgegeben. Um das Wachstum ölabbauender Bakterien zu stimulieren, wurde bei Ölnfällen auch eine Impfung des Wasser mit Nährsalzen in Betracht gezogen. HÖPNER et al. 1985 konnten in Feld/Laborstudien an Wattsedimenten nachweisen, daß eine Zufuhr von

Nährstoffen erst durch die Aufhebung einer O₂-Limitierung zu einer starken Vergrößerung der mikrobiellen Abbauleistung führte.

Wasserlösliche Öl-Komponenten werden bakteriell schneller abgebaut als nicht gelöste, weil aus Gründen der Sauerstoffversorgung nur die Oberfläche eines Ölkörpers eine Besiedlung zuläßt (Abb. 7.5).

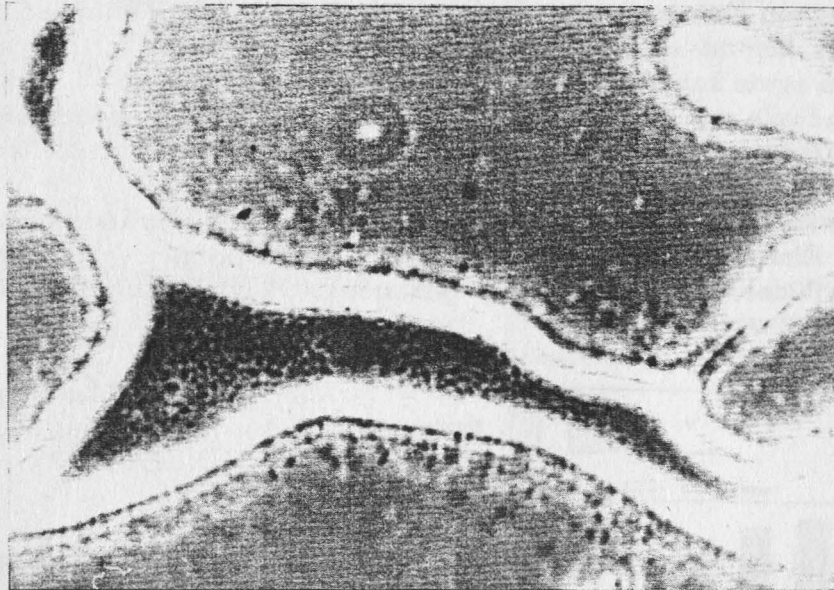


Abb. 7.5. Mikroskopische Aufnahme einer Bakterienbesiedlung (dunkel) an einer Öl-Wasser-Grenzfläche (heller-scheinend) (aus GUNKEL 1988).

Bei hohen Bakteriendichten werden öldispersierende (oberflächenaktive) Substanzen gebildet (LANG & WAGNER 1985), die die Oberfläche weiter vergrößern und den Abbau vorantreiben (GUNKEL & MINAS 1985). Auch nach TAGGER et al. (1983) kann durch Zugabe von Dispersionsmitteln unter Vergrößerung der Öl-Oberfläche der bakterielle Ölabbau gesteigert werden. Nachdem in den 60er Jahren die Toxizität bestimmter Dispersatoren erkannt war, wurden seit Anfang der 70er Jahre biochemisch gewonnene Dispersionsmittel mit wenig und nichttoxischen Trägermedien entwickelt (WUNDERLICH 1985).

Bei experimentellen Verölungen von Wattflächen erhöhte sich die Geschwindigkeit und Tiefe des Eindringens in den Boden bei Anwendung eines Gemisches von Öl und Dispersionsmittel (VAN BERNEM 1984). Aus Respirationsanalysen konnte ferner geschlossen werden, daß in Gegenwart mikrobieller Tenside die Abbauvorgänge beschleunigt wurden (VAN BERNEM 1985).

Etwa 20 % aller bekannten Mikroorganismen können KW bis zu einem bestimmten Grad zerlegen (TOTH & TOMASOVICOVA 1989). In Bezug auf Veränderungen im KW-Chemismus vollzieht sich nach NRC (1985) die Zersetzung von n-Alkanen zwischen C₁₀ und C₂₂ am schnellsten, während bei Isoalkanen die Biooxidation durch Methylzweige behindert oder verhindert werden kann.

Obwohl einfache Aromate die Fähigkeiten besitzen, Zellmembrane von Organismen anzugreifen und daher auch für Bakterien als toxisch einzustufen sind, ist ein Abbau in geringen Konzentrationen möglich. Je stärker sich Aromate kondensieren (z.B. Benzpyrene, Benzanthracen), desto schlechter werden sie zersetzt. Sie sind potentiell karzinogen oder können durch mikrobielle und photochemische Umsetzungen in karzinogene Metabolite umgewandelt werden. Solche Stoffgruppen werden nach Laborversuchen von LEE & RYAN (1976), LEE (1977a) und WU & WONG (1981) in reinen Kulturen nur sehr langsam abgebaut. Im Laufe der mikrobiellen Degradation kommt es dadurch zu einer relativen Anreicherung von komplex verzweigten sowie kondensierten aromatischen KW (ATLAS 1982). Asphalt- und Harzbestandteile mit polaren und heterocyclischen NSO-Komponenten (Stickstoff, Schwefel, Sauerstoff) in Rohölen sind hoch resistent gegen mikrobiellen Abbau.

In einer Massenbilanzierung zeigt Abb. 7.6 die zeitlichen Veränderungen eines Ölspills unter Einbeziehung der den Abbaumechanismen, gegliedert nach Atmosphäre, Wasseroberfläche, Wassersäule und Sediment (GUNKEL 1988, verändert nach MACKAY 1982).

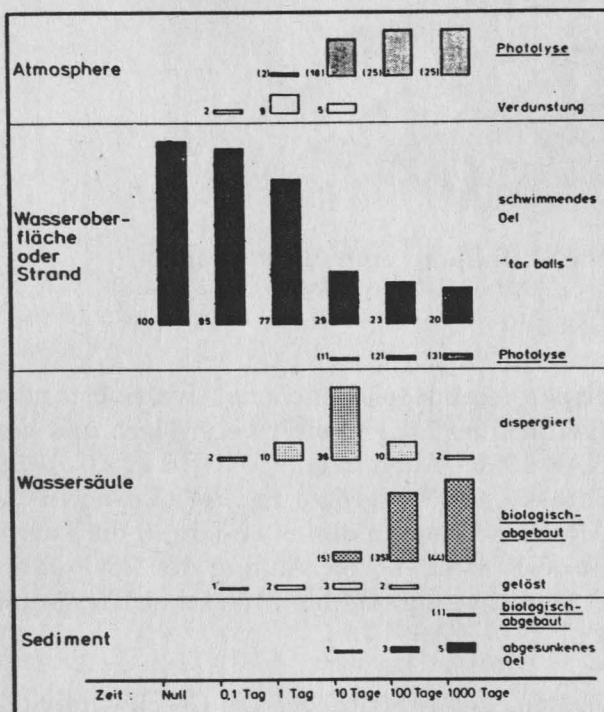


Abb. 7.6 Massenbilanzierung von Abbauvorgängen nach einem Ölspill (GUNKEL 1988).

7.6.3 Weitere Abbauwege

Neben Bakterien können auch einzellige Algen (BOUTRY et al. 1977) KW aufnehmen und Metabolithe bilden. Auch Blaugrünalgen, Grünalgen, Braunalgen und Kieselalgen besitzen nach BURNS & TEAL (1973) die Fähigkeit, einfache Aromate zu spalten.

Auch Vertreter der Makrofauna spalten Ölkomponenten enzymatisch Minuten und Stunden nach der Aufnahme. Muscheln nehmen KW gelöst, partikulär gebunden oder als feinverteilte Öltropfen auf. Diese können sich im Gewebe anreichern,

wobei eine höhere Filtrationsleistung und ein höherer Fettgehalt der Muschel die Aufnahme verstärkt (STEGEMAN & TEAL 1973, CLARK & FINLEY 1974).

Zum Abbau von partikulär oder gelöst aufgenommenen Ölkomponenten (unterhalb toxischer Konzentrationen) verfügen Fische, Vögel und einige Invertebraten, wie Anneliden, Arthropoden, Molluscn (außer Muscheln) oder Polychäten (LEE 1981) über ein enzymatisches System (Mixed-Function-Oxidase (MFO) / Cytochrome P450) (KNIGHT et al. 1981, PEAKALL & HALLET 1981). Abiotische und biotische Fakto-

ren, wie Alter, Geschlecht, Reife, Kondition, Wassertiefe und besonders die Temperatur beeinflussen das Abbausystem (LANGE et al. 1992). Die Stoffe werden in der Leber oder in anderem Gewebe in Metabolithe umgewandelt, die wasserlöslicher sind und vom Organismus wieder ausgeschieden werden. Bei Meeressäugern ist über Abbausysteme wenig bekannt.

7.7 Sedimentation

7.7.1 Adsorption an Schwebstoffen

Im Meerwasser können sich Ölbestandteile elektrolytisch an Schwebstoffe (organische Substanz, Tonminerale, Siltpartikel) anlagern und mit ihnen zu Boden sinken. Entsprechend hoch sind KW in der feinen Korngrößenfraktion angereichert. Dabei zeigen Tonminerale eine stärkere Bindungsneigung zu n-Alkanen als zu aromatischen Verbindungen (MEYERS & OAS 1978). Nach dem Ölunfall der TSESIS 1977 waren nach 2 Wochen rund 10 bis 15 % des Öls durch Feinkorn-Adsorption sedimentiert (JOHANNSSON et al. 1980). Sande besitzen eine nur geringe Adsorptionsfähigkeit für KW (KARICKHOFF et al. 1979).

7.7.2 Biodeposition

Ein weiterer Beitrag zur Sedimentation von Ölbestandteilen ist ihre Aufnahme durch das Zooplankton unter anschließender Ausscheidung als fecal pellets (Kotpillen) (CONOVER 1971). SLEETER & BUTLER (1982) halten die Biodeposition von Öl über das Zooplankton für einen wichtigen Faktor zur Säuberung des oberflächennahen Wassers nach Ölunfällen.

7.7.3 Bildung von Teerballen

Mit zunehmender Alterung der Ölmasse im Meerwasser vollzieht sich im Zuge des mousse-Zerfalls ein weiterer Öl-Sedimentationsprozess. Nach Beobachtungen beim IXTOC I-blow out (PATTON et al. 1981) wurde der degenerierte Ölteppich bei aufgerauhter See zunehmend brüchiger, so daß an den Bruchstellen unzersetztes Öl austrat und erneut den Abbaumechanismen ausgesetzt wurde. Aus mousse-Bestandteilen, die sich unter fortschreitender Alterung aus dem Verband gelöst haben, entstehen unter weiterer Aufnahme von Schwebstoffen Teerballen unterschiedlicher Größe, die schwebend im Wasserkörper driften oder zu Boden sedimentieren. Eine Besiedlung mit anhaftenden Organismen fördert diesen Sedimentationsprozess. Durch ihre hohe Resistenz gegen mikrobiellen Angriff können die bis in μm -Größe zerfallenen, zum Teil hydrodynamisch aufgeriebenen Teerrückstände eine Lebensdauer von mehreren Jahren erreichen und sich flächenhaft verbreiten (BUTLER 1975).

GUNKEL (1988) weist darauf hin, daß schweres Heizöl, Rückstände von Tankreinigungen und Schmieröle lange Zeit auf dem Wasser treiben können, ohne zersetzt zu werden und besonders in den Wintermonaten zu Verunreinigungen von Stränden

oder zu Verölungen von Vögeln beitragen. Nach Angaben von NRC (1985) besteht eine strenge Korrelation zwischen der Kontamination des Wassers mit Teerklümpchen und Routen der Tankschiffahrt. Im Nordostatlantik stammten 61 % der Teer-Rückstände aus Rohölschlämmen, 35 % aus Rohöl- und Bunkeröl-Rückständen sowie 4 % aus unbekanntem Quellen.

7.8 Auswirkungen nach Küstentyp

Bei Ölunfällen in der Nordsee sind die Auswirkungen besonders gravierend, wenn ein Ölteppich die Brandungsküsten oder Wattgebiete weitflächig erreicht (LÜBBE et al. 1992) und ins Sediment eindringt. REINCKE & UMLAND (1989) rechnen damit, daß bei einem Ölunfall von 15.000 m³ Rohöl auf Hoher See im ungünstigsten Fall ein Küstenstreifen von 35 km Länge mit rund 27.000 m³ Ölschlamm verschmutzt wird. Durch Aufnahme von Sand und Schlick könnte sich die Menge des Ölschlamm-Gemisches noch verdoppeln.

Die Langzeitwirkung des Öls wird wesentlich durch seine Alterung und vom Küstentyp beeinflusst. In schlickigen Sedimenten verhindert die geringe Durchlässigkeit zwar ein stärkeres Eindringen von Öl, setzt durch den schnell eintretenden O₂-Mangel zugleich aber auch die mikrobielle Abbautätigkeit an Öl-Einlagerungen herab. Experimentelle Versuche in Wattsedimenten zeigen aber auch, daß durch die Wühltätigkeit des Benthos in anaerobe Schichten eingedrungenes Öl wieder zur Sedimentoberfläche geschafft und aufoxidiert werden kann (DÖRJES 1984). Wird das Benthos durch toxische Effekte und durch Ersticken dezimiert und die Bioturbationen unterbleibt, kann sich das Öl unter anaeroben Bedingungen über mehrere Jahre erhalten. HÖPNER et al. (1992) berichten von unterbliebener Bioturbation in bestimmten Gebieten am Persischen Golf, die kriegsbedingt verölt wurden.

In der supratidalen Zone ist die Salzwiesenvegetation gegen Öleinträgen sehr verletzlich (GOLOMBEK & NEUGEBOHRN 1984, JITTLER-STRAHLENDORF & NEUGEBOHRN 1989, GUNDLACH & HAYES 1978). Nach dem Unfall des Tankers METULA an der chilenischen Küste in den 70iger Jahre schätzen GUNDLACH et al. (1982) die Erholung der Salzwiesen auf mehr als 100 Jahre ein.

Bei sandig oder kiesigen Sedimenten, wie etwa in Sandwatten oder küstennahen Vorstrand- oder Strandbereichen dringt Öl in den Porenraum ein, wo es sich über lange Zeiträume erhalten kann. Wie BOEHM (1982) es von Untersuchungen zum AMOCO CADIZ spill beschreibt, wird auch Öl von der Sedimentoberfläche durch Bioturbation in den Untergrund eingearbeitet. Die Eindringtiefe nimmt aber mit der Zunahme der Viskosität des verwitternden Öls immer mehr ab (DICKS & WHITE 1992).

An Stränden mit hohen Sedimentbewegungen ist ferner der Zeitpunkt des spills von Bedeutung. Fällt der Ölunfall mit dem dynamischen Aufbau eines Winterstrandes zusammen, so kann das Öl tief in den Sedimentkörper eingelagert werden (NRC 1985). Beim Ölunfall der FLORIDA im Jahr 1969 wurde No. 2 fuel oil durch starke Wellenbewegung in aufgewühlte Sandsedimente eingearbeitet. Noch 20 Jahre nach dem spill fand man bei Kontrolluntersuchungen an insgesamt 5 Stationen in einem

subtidalen und einem supratidalen Sedimentkern noch Spuren von biodegradiertem Öl (TEAL et al. 1992). Die Autoren nehmen an, daß die Restöle noch immer eine erhöhte MFO-Enzymaktivität bei untersuchten Fischen induzieren könnten.

Im Bereich von Felsenküsten wird gestrandetes Öl durch den hohen hydrodynamischen Energieeintrag immer wieder aufgearbeitet und entfernt, wie es Studien an der bretonischen Küste nach dem AMOCO CADIZ Ölunfall belegen.

In einem Arbeitspapier von REINCKE et al. (1989) ist die Verletzlichkeit einer Küste bei einer schwerwiegenden Verschmutzung in Abhängigkeit von ihrer Beschaffenheit noch einmal tabellarisch zusammengefaßt (Tab. 7.1).

Empfindlichkeitsgrad	Kurzcharakteristik der Küstenlinie	Beschreibung von Art und Dauer der Küstenverschmutzung sowie der Art der bestmöglichen Schadensbekämpfung.	Zeitspanne bis zur Beseitigung der Schäden
1	Ausgesetzte, felsige Vorgebirge	Durch die Reflektion der Wellen wird der größte Teil des Öls vom Strand abgehalten. Keine Reinigung notwendig.	wenige Wochen
2	Von Wellen abgeschliffene Plattformen	Der Großteil des Öls wird - innerhalb von Wochen - auf natürlichem Wege abgebaut (von den Wellen weggespült).	wenige Wochen
3	Feinkörnige Sandstrände	Das Öl dringt nicht ins Sediment ein; notwendig ist eine mechanische Beseitigung mit leichtem Gerät. Andernfalls würde das Öl einige Monate liegen bleiben.	einige Monate
4	Grobkörnige Sandstrände	Da das Öl schnell selbst eindringen und/oder eingegraben werden kann, ist eine Reinigung schwierig. Bei gemäßigter oder starker Flut verschwindet das Öl innerhalb von Monaten auf natürliche Weise von der Strandoberfläche.	mehrere Monate
5	Ausgesetzte, verdichtete Tide-Flächen	Der Großteil des Öls haftet der verdichteten Fläche weder an noch dringt es ein. Reinigung ist normalerweise nicht notwendig.	bis zu einem Jahr
6	Gemischte Sand- und Kiesstrände	Schnelles Durchdringen und Begraben des Öls ist zu unterstellen. Bei geringer bis mäßiger Flutenergie kann das Öl jahrelang liegen bleiben.	2 - 3 Jahre
7	Kiesstrände	Wie (6). Die Reinigung sollte sich auf die Flächen konzentrieren, die nur bei Flut überspült werden. Bei starker Öl-anhäufung kann sich ein festes Asphalt-pflaster herausbilden.	2 - 3 Jahre
8	Abgeschirnte, geschützte Felsküsten	Bei geringem Wellengang kann das Öl mehrere Jahre liegen bleiben. Nur bei sehr hoher Ölkonzentration ist eine mechanische Reinigung empfehlenswert.	2 - 4 Jahre
9	Abgeschirnte, geschützte Tide-Flächen	Bereiche, die durch große biologische Aktivität und geringe Wellenenergie gekennzeichnet sind. Das Öl kann jahrelang liegen bleiben. Reinigung wie bei (8). Diese Bereiche sollten vorrangig geschützt werden durch die Benützung von Sperrvorrichtungen (wie z.B. Schwimmbäume) oder ölabsorbierenden Materialien.	3 - 10 Jahre
10	Watt-, Schlick, Morastgebiete u.ä.	Die "produktivsten" Meeresabschnitte. Öl kann jahrelang liegen bleiben. Reinigung durch Abbrennen und Abgraben nur bei schwerer Verölung. Vorrangig: Schutz der Gebiete durch Sperrvorrichtungen (wie z.B. Schwimmbäume) und ölabsorbierenden Materialien.	3 - 10 Jahre

Tab. 7.1. Verletzlichkeit einer Küste bei schweren Ölverschmutzungen (REINCKE et al. 1989, frei übersetzt nach GUNDLACH & HAYES 1978)

Nach dem Öleintrag ins Meer fördert eine starke Hydrodynamik die Verdampfung von flüchtigen KW, die photochemisch aufoxidiert werden und die Dispersion von Öl im Wasserkörper. Die Entstehung einer volumenvergrößernden Wasser-in-Öl-Emulsion ist Bestandteil eines fortschreitenden Abbauprozesses.

Obwohl viele höhere Organismen über ein enzymatisches Zersetzungssystem für Öl verfügen, wird die Hauptabbauleistung von bestimmten Bakterienarten getragen.

Die untergeordnete, lichtinduzierte Oxidation von Ölkomponenten steht hier in Konkurrenz zum bakteriellen Abbau. Beide führen zur Bildung stärker wasserlöslicher, häufig auch toxischer Metabolite. Ölabbauende Bakterien benötigen P und N zum Wachstum sowie O (als O_2 gelöst, SO_4^- oder NO_3^-) zur Spaltung von KW. Oberflächenvergrößernde biochemische Öl-Dispergatoren scheinen den Abbau zu fördern. Wachstumslimitierungen können sich durch Nährstoffkonkurrenz mit anderen Organismen, wie dem Phytoplankton ergeben.

Eine Sedimentation aus der Wasserphase kann über Adsorption an Schwebstoffen, über Biodeposition des Zooplanktons und durch Absinken gealterter Öl-Bestandteile erfolgen. Im O_2 -reichen Wasser, in durchlüfteten Sedimenten oder an hochdynamischen Küsten vollzieht sich der Ölabbau rasch, in anaerobem (Sediment-) Milieu ist er stark verlangsamt. Bioturbation trägt hier zu einer Wiederbelüftung und einem erneuten Anstieg von Abbauprozessen bei. Mit zunehmender Alterung zerfällt das Öl in schwer abbaubare Öl- und Teerbestandteile, die sich im Bereich von Tankerrouten konzentrieren und benachbarte Gewässer sowie Strände chronisch verunreinigen können.

8. Auswirkungen von KW auf Organismen

8.1 Rahmenbedingungen

Die Auswirkungen von Ölaustritten in die Umwelt werden in entscheidendem Maße von der Ölmenge, dem Öltyp und den begleitenden Randbedingungen gesteuert. Gegenüber Rohölen sind Raffinate, wie Bunkeröl (No. 2 fuel oil), Diesel oder Kerosin (hoher Aromatanteil) um ein Vielfaches toxischer.

Sturminduzierter Wellengang und Verdriftung tragen zu einer rascheren Verdampfung leichtflüchtiger KW, zu einer Auflockerung des Ölteppichs und zu einer verstärkten Öl-Dispersion im Wasser bei. Anders als in offenen Ozeanen kann sich das Öl im Bereich von Buchten, Lagunen, Ästuaren, geschützten Watten und Salzwiesen konzentrieren und zu langanhaltenden Schäden der vertretenen Lebensgemeinschaften führen.

Tierarten, wie Säuger, Fische oder Vögel sind durch Reproduktion oder Mauser zu bestimmten Jahreszeiten besonders verletzlich. Als wenig beachtete Konsequenz kann sich auch die natürliche Transport- und Ablagerungsdynamik im Küstenvorfeld durch Sedimentverölung ändern.

8.2 Toxizitätsgrenzen

Die Prüfung der Toxizität von Öl-Stoffgruppen beruht auf Laborversuchen, in denen Testorganismen unter gleichförmigen Bedingungen bestimmten KW-Konzentrationen ausgesetzt werden. Man unterscheidet letale und subletale Konzentrationen. Ein häufig bestimmter Schwellenwert ist die LC_{50} , die Letale KW-Concentration, bei welcher 50 % der Testorganismen nach 24, 48 oder 96 Stunden verendet sind. Es wird bei vielen Autoren auf die Schwierigkeit hingewiesen, die Aussagen kontrollierbarer Laborergebnisse auf die natürlichen Abläufe im Meer zu übertragen. LC-Angaben sollten daher eher als Abschätzung einer Größenordnung der KW-Empfindlichkeit bestimmter Organismengruppen zu verstehen sein.

8.3 Wirkungen auf Biota

8.3.1 Phytoplankton

Wenngleich Wachstum und Photosyntheseleistung beim Phytoplankton durch gelöste oder dispergierte KW herabgesetzt werden können (MAHONEY & HASKIN 1980), sind in spill-Gebieten bisher keine Bestandseinbrüche beobachtet worden (NRC 1985). Die Verluste werden schnell durch Zufuhr aus benachbarten Gewässern aufgefangen. Eine zeitweise Zunahme der Primärproduktion wird auf eine Abnahme des Freßdrucks durch Zooplankton zurückgeführt, das auf KW empfindlicher reagiert. SCHOLTEN & KUIPER (1988) werten dieses Faktum als Beispiel für die Zunahme opportunistischer Organismen auf Kosten angestammter Pioniergruppen, wie es nach spills häufig zu beobachten ist.

8.3.2 Zooplankton

Zooplankton scheint gegenüber dispergierten und gelösten KW empfindlicher zu sein. In Laborversuchen liegt die letale Toxizität (LC_{50}) bei 1 bis 10 mg/l gelöster KW, aber auch unterhalb der Schwellenwerte können bereits schädigende Effekte eintreten (VARGO 1981). Obwohl sich Eier und larvale Stadien in Laborstudien und in Mesocosmen als besonders empfindlich erwiesen haben (DICKS & WHITE (1992), ist aufgrund der hohen Reproduktionsrate eine schnelle Erholung zu erwarten.

8.3.3 Benthos

Feld-, Labor- und Mesocosmen-Untersuchungen (letztere insbesondere mit No.2 fuel oil) von COULL & CHANDLER (1992) zu den Auswirkungen von KW auf die Meiofauna (Lebensraum im Porensystem von Sedimenten) erbrachten widersprüchliche Ergebnisse hinsichtlich Zuwachs und Abnahme bei verschiedenen Arten und wechselnden Öl-Konzentrationen. Nach BLOME (1985) stellen Nematoden unter der Meiofauna die relativ widerstandsfähigste Gruppe gegen Ölverschmutzung dar. Beim Makrobenthos scheinen die Wattformen toleranter gegen Verölung zu sein als ihre pelagischen Vertreter. Die Verletzungsgefahren sind wegen ihrer eingeschränkten Beweglichkeit im Sediment, der geringen Wassertiefe und der Öl-Ansammlungen im Eulitoral besonders hoch. Die Tiere können durch Dämpfe narkotisiert werden, verlassen ihr Wohnsubstrat und fallen Räubern zum Opfer oder werden durch angeschwemmtes Öl erstickt (THOMAS 1973, STRAUGHAN 1979). Subletale Effekte zeigen sich in Veränderungen von Reproduktion, Wachstum, Atemtätigkeit und Filtrationsleistung insbesondere bei Muscheln (NRC 1985). Eier und planktonische Stadien sind besonders empfindlich gegen dispergierte oder gelöste KW.

Im Bereich von Ölplattformen wirkt sich die Entsorgung von OBM-cuttings unmittelbar auf die Artenzahl, die Individuenzahl und die Artendiversität aus (DAVIES & KINGSTON 1992). Die Diversität, ausgedrückt durch den Shannon Wiener Index H' , geht mit Annäherung an die Plattform (OBM-Entsorgungszone) zurück (Abb. 8.1). Für die meisten Plattformen in der Nordsee wird der Diversitäts - "Hintergrund" (ursprüngliche Diversität) innerhalb der 1000 m - Zone um die Einrichtung wieder erreicht (DAVIES et al. 1988), obwohl auch Erhöhungen bis in 5.000 m Entfernung bekannt geworden sind (REIERSEN et al. 1988).

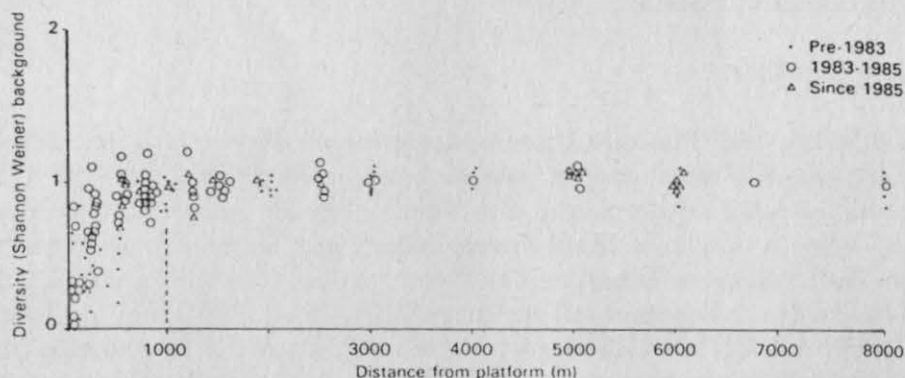


Abb. 8.1 Änderungen der Artendiversität mit Annäherung an eine Plattform.

Im Deutschen Wattenmeer wurde die Sensitivität von benthischen Organismen gegen Ölkontamination durch eine Biota-Kartierung der Wattflächen erfaßt (VAN BERNEM et al. (1989). Grabende Organismen sind für den Ölabbau indirekt von Bedeutung, weil sie durch die Sedimentumwälzungen eingelagerte Ölbestandteile wieder an die Oberfläche bringen und sie wieder den mikrobiellen Abbaumechanismen unter oxischen Bedingungen aussetzen. Hierbei erweist sich der Schlickkrebbs (*Corophium volutator*) als sehr sensitiv gegen KW (VAN BERNEM 1982).

8.3.4 Fische

8.3.4.1 Adulte Formen

Im Bereich von Ölplattformen sind z.T. Erhöhungen der Fischvorkommen registriert worden, wahrscheinlich aufgrund eines höheren Nahrungsangebots und durch das Befischungsverbot innerhalb der Sicherheitszone im Umkreis von 500 m. Auch Kontaminationen durch Bohrschlämme (OBM) wurden in der Umgebung norwegischer Plattformen beobachtet (REIERSEN et al. 1989, ZEVENBOOM et al. 1992). Für die Fischerei sind besonders Fälle relevant, in denen marktfähiger Fisch durch Ölaufnahme oder Kontakt mit verölten Gerätschaften im Geschmack beeinträchtigt wird ("tainting") und nicht mehr verkäuflich ist (VANDERMEULEN & SCARRAT 1979, MCINTYRE 1982). Hierauf bezogene Untersuchungen im Bereich von dänischen und britischen Bohrfeldern (COWI 1986, MCGILL et al. 1987, MCINTOSH et al. 1990) erbrachten widersprüchliche Ergebnisse (tainting gegeben und nicht gegeben). In einigen Fällen konnte nachgewiesen werden, daß emulgierende Zusatzstoffe in Bohrschlämmen für das tainting verantwortlich waren. Nach Laborversuchen des FOH (1984) sollen Fische geringe Ölkontaminationen aber auch wahrnehmen und solche Gewässer wahrscheinlich meiden.

Gelöste oder dispergierte KW werden bei Fischen hauptsächlich durch die Kiemen aufgenommen (THOMAS & RICE 1981). KHAN (1990) stellte bei chronischen Verölungen hier einen Anstieg des Parasitenbefalls fest. Akute Öleffekte prägen sich aus in Schädigungen von Kiemen, Magen, Leber, Darm, Hirn, Rückenwirbel und Geruchssinn (NRC 1985). MCCAIN et al. (1978) beobachteten einen Wachstumsrückgang von Plattfischen, die in ständigem Kontakt zu ölkontaminierten Sedimenten standen.

Labor-Toxizitätsstudien des FOH (1984) zeigen, daß letale Ölkonzentrationen von 50-100 mg/l bei Ölunfällen und kleineren spills nur lokal und für kurze Zeit erreicht werden, so daß Einbrüche in den Fischbestand nicht zu erwarten sind. Dennoch können Konzentrationen im Bereich von spills so hoch sein, daß sich KW im Gewebe anreichern.

Wie in Kap. 7.7 erwähnt wurde, verfügen Fische über ein enzymatisches P450-System zum Abbau von KW. Diese können auch durch Zellmembrane gelangen, die Fettsäuren enthalten. In der Leber werden die Ölkomponenten über Mixed-Function-Oxidase (MFO) in leichter wasserlösliche Metabolite umgewandelt und über die Kiemen, die Gallenblase und den Verdauungstrakt ausgeschieden. Nach WOOD et al. (1976) gibt es Anhaltspunkte, daß einige Metabolithe toxischer sind als

die Ausgangssubstanz und potentiell carcinogen und mutagen wirken (STEGEMAN 1980). Abb. 8.2 zeigt als Fallbeispiel die Aufnahme von Phenanthren als Ölkompone-
 nte und den biochemischen Abbau in der Leber über MFO.

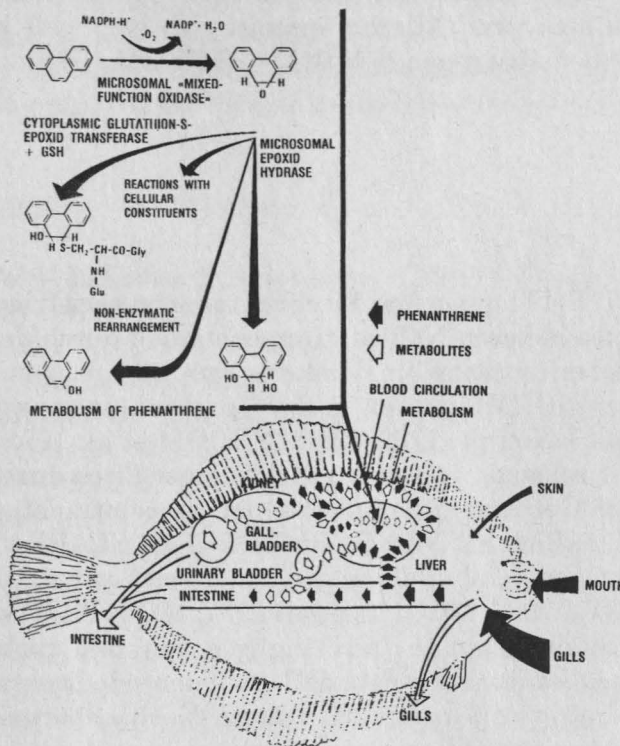


Abb. 8.2 Enzymatischer Abbau (P450) von Phenanthren durch Mixed-Function-Oxidase in der Fischleber.

Nehmen die Ölkonzentrationen im Wasser wieder ab, werden die zuvor eingelagerten Ölkompone-
 nten und deren Metabolite wieder ausge-
 schieden. Nach FOH (1984) ist da-
 durch der Kontaminationseffekt bei
 Fischen reversibel. MCINTYRE
 (1982) ist der Auffassung, daß lang-
 fristig gesehen bei Fischeschwärmen
 bisher keine Effekte zu beobachten
 waren, die auf Ölkontamination
 zurückgeführt werden konnten, aber
 daß lokale, kurzzeitige Bestandsein-
 brüche sehr stark sein können.
 Insbesondere Plattfische sind auf-
 grund ihrer Lebensweise durch den
 Kontakt mit ölhaltigen Sedimenten
 gefährdet (CONAN & FRIHA 1982).

8.3.4.2 Larven und Eier

Im Vergleich zu juvenilen und adulten Formen sind die Frühstadien von Fischen in
 der ontogenetischen Entwicklung für Ölverschmutzungen besonders sensitiv. Bei der
 mehrwöchigen Entwicklung von Fischeiern wird wenige Tage nach der Befruchtung
 die Larvenform sichtbar. Nach dem Schlüpfen sind noch viele Larvenarten, z.B.
 Kabeljau, vom Dottersack abhängig.

Larven, die bis 50 mg/l wasserlöslichen Fraktionen von Ekofisköl ausgesetzt waren,
 zeigten eine signifikante Reduktion des Wachstums, bei 150 mg/l auch der Nah-
 rungsaufnahme. Nur 10 % der Larven (gegenüber 90 % der Kontrolle) waren in der
 Lage, Beute zu fangen (FOH 1984). KÜHNHOLD (1978) beobachtete Deformationen,
 die bis zur Schwimmfähigkeit reichten. Aufgrund der unterschiedlichen Brutfall-
 zeiten für verschiedene Fische ist daher besonders der Zeitpunkt eines Ölunfalls für
 dessen Auswirkung maßgebend.

Nach dem TESIS-Tankerunfall in der Ostsee berichten TEAL & HOWARTH (1984)
 von einer Halbierung des Schlüpfserfolges bei Heringseiern. Mitverantwortlich war
 eine Pilzinfektion der Eier: Ein die Fischeier beweidender Organismus, der die
 Pilzausbreitung früher in Schranken hielt, war durch das Öl dezimiert worden.

Da die Wattengebiete der Nordsee als Kinderstube für viele Fischarten gelten, könnte sich flächenhaft auswirkende Ölunfälle potentiell auch auf die Reproduktionszahlen auswirken (DETHLEFSEN & TIEWS 1985).

8.3.5 Vögel

Seevögel sind weniger in der Lage, Öle auf dem Wasser auszumachen und ihnen auszuweichen. Die akuteste Gefährdung besteht in der Kontamination des Gefieders durch driftendes Öl, wobei die Fähigkeit zur Wasserabweisung und zur Wärmeisolation verlorengelht (HOLMES & CRONSHAW 1977). Um die Körpertemperatur zu halten, bleibt der Stoffwechsel bis zur Erschöpfung der Energiereserven aktiviert.

Beim Reinigen des Gefieders gelangt das Öl ins Verdauungssystem (REINEKING et al. 1985), reichert sich als Einlagerungen im Fett- und Muskelgewebe an oder wirkt akut toxisch. Eine Reinigung des Gefieders einzelner Vögel nach Ölunfällen hat nach realistischen Maßstäben keinen Einfluß auf eine Erholung der betroffenen Population (VAUK 1984, DICKS & WHITE 1992). BROWN (1982) nimmt an, daß Vögel in kälteren Gebieten oder Jahreszeiten dadurch stärker in Mitleidenschaft gezogen werden als in wärmeren.

Obwohl auch Vögel ein enzymatisches P450-System zum Abbau von KW besitzen, wirkt sich eine Ölkontamination durch eine potentielle Verringerung der Legetätigkeit und des Bruterfolgs aus (AINLEY et al. 1981). Labor- und Feldstudien belegen, daß bereits geringe Mengen des anhaftenden Öls die Embryonalentwicklung unterbrechen können.

Ein kleiner Unfall zur falschen Zeit am falschen Ort hat das Potential, eine sehr hohe Anzahl von Vögeln zu töten, d.h. daß die Sterblichkeitsrate bei einem Ölunfall nicht allein vom Umfang des spills sondern auch von der Ansammlungsichte und einer zeitlichen Überschneidung mit Brut- und Mauseraktivitäten abhängig ist (REINEKING 1987).

Bei einem Ölunfall im niederländischen Wattenmeer 1969 (spill-Menge < 1.000 t) wurden 14.600, beim Tankerunfall der TORREY CANYON im Jahr 1967 (spill-Menge 120.000 t) etwa 7.800 und beim AMOCO CADIZ Unfall (spill-Menge 210.000 t) rund 4.900 tote Vögel gezählt (Tab. 8.1).

Die tatsächliche, durch chronische Verölungen oder durch oil spills verursachte Vogelsterblichkeit ist bei weitem höher, weil weniger als 1/3 der Vogelkörper an die Küste getrieben werden. Nach dem Ölunfall der EXXON VALDEZ (spill-Menge 260.000 Barrel) im Prince William Sound /Alaska wurden bis zum 1. August 1989 aus dem Vermutungsgebiet mehr als 30.000 tote Vögel (90 Arten) geborgen (PIATT et al. 1990). Auf Grundlage von Flugzeug- und Schiffsbeobachtungen wurden die Verluste auf 100.000 bis 300.000 Vögel geschätzt.

Nr.	Datum	Ort	Ursache	Ölmenge Öltyp	Anzahl verollt tot gefundener Vögel											Anzahl total	Anzahl geschätzt	Vö/t Öl	Hauptopfer (Bemerkungen)	Literatur- Angabe	
					Seetaucher	Lapp- taucher	Sturmwogel	Tropf- vogel	Kormorane	Entenartige	Limkollen	Möven	Alke	Andere							
2	Jan. 1955	BRD Nordsee Scharhorn	"Gerd Meersk" auf Grund	8000 t Rohöl													BRD 2272 DK 2000	275000 bis 500000	34-63	ca. 94 % Trauerenten	GOETHE 1968 ECKE 1957
5	Marz/ Apr. 1967	UK + FR Cornwall Bretagne	"Torrey Canyon" auf Grund	117000 t Rohöl	22	1	-	3	41	-	-	4	7764	1	UK 7815 FR 2500	30000 bis (100000)	0,25	78 % Troctell., 17 % Tordalk	BOURNE 1976 BOURNE 1968 a GOETHE 1968		
8	Feb. 1969	NL Nordsee Terschelling	Ablenzen	~ 150 t Heizöl- Rest	74	140	?	?	?	13342	87	319	476	126	14564	35000 bis (40000)	233	50 % Trauerenten 41 % Eiderenten	SWEHLEN / SPAANS 1970		
14	Winter 1970/71	NL Biesbos	Leck in stationärem Öltank	9000 t Heizöl	2000 - 2500 Gänse lebend verollt														Grau-, Saat-, Bläß-, Nonnengänse	OLMENEEL 1971	
16	Marz 1971	Englischer Kanal	"Panther" auf Grund	11000 t ?	10 - lebend verollt - 200														(milder Winter, Vogel schon nordl.)	DIXON / DIXON 1971	
19	Apr. 1978	FR Bretagne	"Amoco Cadiz" auf Grund	220000 t Rohöl	175	34	16	167	597	43	34	284	3379	178	4907	(15000- 20000)	0,1	68 % Alken 12 % Krähen- scharbe	MONNAT 1978 b		

Tab. 8.1 Seevogelverluste in der südlichen Nordsee und im Kanal durch Öleinträge (REINEKING & VAUK 1982).

Trotz der hohen Verluste sind keine Informationen bekannt, daß durch einen Ölunfall die Gesamtpopulation einer Art gefährdet wurde. Die Überlebensstrategien mancher Seevögel, wie die von Alken, beruhen auf einer langen Lebensdauer mit einer niedrigen jährlichen Reproduktionsrate. Die Erholung von Verlusten durch chronische Veröllungen oder durch Ölunfälle ist hier erst nach längeren Zeiträumen zu erwarten (NRC 1985).

8.3.6 Meeressäuger

Marine Säuger sind besonders verletzlich durch Ölkontakt, weil sie Luftsauerstoff benötigen und sich deshalb im Bereich der Meeresoberfläche bewegen. Wie von ENGELHARDT et al. (1977) an Seehunden nachgewiesen wurde, finden KW über eingeatmete flüchtige Bestandteile, über Hautkontakt oder über die Nahrung Zugang zum Körpergewebe (DICKS et al. 1987). Studien an Seehunden, Seeottern und Polarbären belegen, daß sich Schweröle schneller an Tiere mit Fellen anlagern (ORITSLAND et al. 1981, ENGELHARDT 1981). Reinigung von anhaftendem Öl und dessen Verzehr können zu akuter Vergiftung mit Todesfolge führen. Obwohl es bei Robben in ölkontaminiertem Wasser zur Aufnahme und Anreicherung von KW im Fettgewebe kam, fanden GERACI & SMITH (1976) keine Hinweise auf pathologische Gewebeveränderungen.

Informationen über Polycyclische Aromate in Säugern liegen nur wenig vor. Untersuchungen von Muskelgeweben an 26 Tümmlern (LAW & WHINNET 1992) zeigten Gehalte von 0.11 bis 0.56 ppm Chrysen-Äquivalente und 0.47 bis 2.4 ppm Ekofisk-Rohöl-Äquivalente. Entsprechende Untersuchungen an Seehunden und Walen von HELLOU et al. (1990) ergaben 0.1 bis 1.21 ppm Chrysen-Äquivalente und 0.26 bis 5.51 ppm Öl-Äquivalente. Die Autoren weisen darauf hin, daß bei einigen Tieren relativ hohe Gehalte in Fischereigeieten gefunden wurden. Auch im Speckmantel gestrandeter Wale fanden GERACI & AUBIN (1982) Öl-KW.

Zu den Auswirkungen von KW auf Meeressäuger liegen wegen der hohen öffentlichen Beachtung nur wenige Informationen vor (NRC 1985). In Laborversuchen mit Zellkulturen von Hamstern besaßen Schwerölextrakte die Fähigkeit, Chromosomenveränderungen hervorzurufen (MATSUOKA et al. 1982). Versuche mit einfachen und Polycyclischen Aromaten (Benzol, Phenantren) von Rohölen und Raffinaten ergaben eine Beeinträchtigung der DNA-Synthese und ein Auftreten von Chromosom-Mutationen (NRC 1985).

9. Risiken von Tankerunfällen

Tankerunfälle in der Nordsee sind diskontinuierliche Ereignisse mit kalkulierbarer Wahrscheinlichkeit und potentiell hohem Schadensausmaß. Die Unfall-Frequenz beim Öltransport ist bei großen Tankern zwar niedriger und die Transportkosten um 40 % geringer als bei kleineren Tankern, dafür steigt aber das Schadensmaß bei einem Unfall stark an (LUEHR 1982).

Über 100.000 Schiffsbewegungen jährlich (JACOBI & GOLCHERT 1987) stellen für die südöstliche Nordsee ein hohes Gefährdungspotential dar. Insbesondere die sensiblen Lebensgemeinschaften in den Wattgebieten der Nordsee sind durch Ölunfälle sehr verletzlich. Aus dieser Problemstellung heraus wurde dem Umweltbundesamt von einer Arbeitsgruppe zur meereskundlichen Untersuchung von Ölunfällen im Jahr 1986 ein Abschlußbericht vorgelegt: Verfolgung, Dokumentation und Auswertung der Entwicklung auf dem Gebiet der Meereskundlichen Untersuchungen von Ölunfällen. Auf die Untersuchungsergebnisse kann hier nur verwiesen werden.

9.1 Erwartungswerte

Nach statistischen Erhebungen des Niederländischen Maritime Instituts über Tankerunfälle in der Nordsee treten "accidental spills" von 30.000 t einmal in 50 Jahren, 10.000 t einmal in 14 Jahren und 5.000 t einmal in 7 Jahren auf.

Nach REINCKE & UMLAND (1989) geht eine weitere Studie (BMFT-Dornier von 1981) jährlich von 0,62 bis 8,5 Tankerunfällen aus, was einer Ölaustrittsmenge von 1.331 bis 41.900 t entsprechen würde.

Die Universität Helsinki rechnet im Bereich der Kieler Bucht/Fehmarn-Belt mit 2 Tankerkollisionen pro Jahr.

BRENCK (1985) stellt Erwartungswerte für spills vor der Deutschen Nordseeküste zusammen und bezieht sich auf Erhebungen von Ölunfällen in Westeuropa von 1970 bis 1980 (Tab. 9.1).

Ölunfälle mit	1.000 t Austritt treten alle	6 Jahre
	5.000 t	20 Jahre
	15.000 t	44 Jahre
	30.000 t	72 Jahre
	50.000 t	110 Jahre auf.

Tab. 9.1 Erwartungswerte für Ölunfälle beim Tankertransport in der Nordsee (BRENCK 1985).

In einem Arbeitspapier des Umweltbundesamts von 1993 ist vor der deutschen Nordseeküste etwa alle 6 Jahre mit einer Ölverschmutzung durch Tankerunfälle in

Größenordnungen von einigen 100 t und alle 30 Jahre mit einigen 1000 t zu rechnen. Ölunfälle mit mehr als 30.000 t sind in der Deutschen Bucht etwa alle 100 Jahre zu erwarten. Vor der Deutschen Ostseeküste ist mit einem accidental spill in Größenordnungen von mehreren 100 t alle 15 Jahre, von mehreren 1000 t etwa alle 85 Jahre zu rechnen. Die Häufigkeit eines Ölaustritts von 30.000 t bei einem Unfall wird auf mehrere 100 Jahre geschätzt. In der folgenden Tabelle sind Häufigkeitsprognosen für Tankerunfälle vor den Deutschen Küsten wiedergegeben (Tab. 9.2).

Nordsee

Ladungsunfälle für Öl-Tankschiffe				an Küsten	auf hoher See
mit	mehr als	800 t	alle	6,12 Jahre	47,94 Jahre
	mehr als	3.000 t	alle	33,80 Jahre	264,50 Jahre
	mehr als	30.000 t	alle	119,00 Jahre	935,50 Jahre
Schiffsunfälle			alle	0,3 Jahre	2,50 Jahre

Ostsee

mit	mehr als	800 t	alle	78 Jahre	26 Jahre
	mehr als	3.000 t	alle	430 Jahre	140 Jahre
	mehr als	30.000 t	alle	1500 Jahre	***
Schiffsunfälle			alle	4 Jahre	1,3 Jahre

Tab. 9.2 Erwartungswerte für Tankerunfälle in Nord- und Ostsee - Quelle : Umweltbundesamt 1993.

Aus den vorangegangenen Abschätzungen wird ersichtlich, daß die Wahrscheinlichkeit von Tankerunfällen im Bereich der Nordsee unterschiedlich beurteilt wird. Zu berücksichtigen sind besonders Unterschiede in der Dichte des Schiffsverkehrs, z.B. im Vergleich offene Nordsee zu stark befahrenen Küstengewässern vor Industriezentren oder Ölhäfen (Aberdeen, Wilhelmshaven), die einem erhöhten Unfallrisiko ausgesetzt sind. Eine für die gesamte Nordsee repräsentativ gültige Wahrscheinlichkeitsaufstellung für Tankerunfälle wird also mit hohen Unsicherheiten behaftet sein und sollte, wie es in Norwegen erfolgt, eher regionalbezogen betrachtet werden.

In Norwegen wurde die Unfallwahrscheinlichkeit von Tankschiffen für 4 Bereiche untersucht, in den sich der Rohöltransport hauptsächlich abspielt. Die Abschätzungen beziehen sich auf die Wahrscheinlichkeit von Vorfällen, die bei 10.000 Schiffsfrachten erreicht werden JONES (1990)(Tab 9.3).

Ort	Kollisionen	Grundsetzung	andere	Summe	mit spill	
Slagentangen	5	46	2	54	16	
Risavika	3	41	1	45	14	
Sture	19	240	10	268	81	
Mangstad	32	330	10,6	373	113	Tab. 9.3

Aus den Erörterungen geht hervor, daß sich die Wahrscheinlichkeiten von Tankerunfällen insbesondere im Bereich von stark befahrenen Schifffahrtsstraßen in Größenordnungen bewegen, die Planungen für Vorsorgemaßnahmen rechtfertigen. Wie in Kap. 9.2 ausgeführt wird, gilt dies umso mehr, als bei Ölverdriftungen aus Unfällen im Bereich des Wattenmeeres starke Auswirkungen auch auf die ansässigen Wirtschaftsräume zu erwarten sind.

9.2 Szenario - Ölunfall Cuxhaven

Im Jahr 1989 wurde von REINCKE et al. ein Szenario entworfen, wie sich ein größerer Ölunfall durch einen Tanker im Elbeästuar für den Raum Cuxhaven wirtschaftlich auswirken könnte. Hierzu wurde ein Bemessungszeitraum von 3 Jahren zugrunde gelegt.

In der Hafen- und Fischereiwirtschaft könnte eine Kontamination der Fischzucht oder von Muschelkulturen, eine Verölung von Schiffen, Betriebsvorrichtungen oder Fanggeräten sowie Produktionsausfälle für das fischverarbeitende Betriebe und höhere Fahrtenkosten in entferntere Fischgründe zu Buche schlagen. Hinzu kommt ein wenig kalkulierbares, ablehnendes Käuferverhalten (tainting oder rein emotional) für Fisch aus dem betroffenen Wirtschaftsraum. Die Einkommenseinbußen werden hierbei auf rund 17 Mio DM geschätzt.

Wie beim Unfall des Tankers BRAER im Januar 1993 vor den Shetlands zu beobachten war, kann durch Sturm zerstäubtes Öl bis ins Küstenhinterland gedriftet werden. Dementsprechend konzentrieren sich in der Studie die Schäden in der Landwirtschaft auch auf verölte Äcker, Wiesen oder Gemüseanbauflächen, möglicherweise bei Tankerbränden auch durch Ruß-Aerosole oder kleinen Öltröpfchen, die von der (UNEP 1993) als atmosphärischer Fallout nach dem Golfkrieg durch brennende kuwaitische Ölquellen erwähnt werden. Säuberungskosten, Nutzungseinbußen und potentiell durch Gräservergiftung verendete Viehbestände belaufen sich im betrachteten Raum auf rund 5 Mio DM.

Die stärksten Umsatzeinbrüche waren jedoch durch Beeinträchtigungen des Fremdenverkehrs zu erwarten, von dem im Raum Cuxhaven etwa 6.000 Arbeitsplätze direkt oder indirekt abhängen. Hier ist die zeitliche Nähe des Unfalls zur sommerlichen Ferien- und Urlaubssaison zu berücksichtigen. Die Verluste beziehen sich auf das Beherbergungsgewerbe (Hotels, Pensionen, Privatvermieter), Gaststätten, Restaurants, Einzelhandel, Handwerk und das Dienstleistungsgewerbe. Bei einem Unfallzeitpunkt am 1. Dezember belaufen sich die Mindereinnahmen allein im ersten Jahr auf rund 100 Mio DM (44% des Normalumsatzes), am 1. März auf rund 120 Mio DM.

Die Gesamtverluste im Bemessungszeitraum für die heimische Wirtschaft werden auf insgesamt 210 bis 235 Mio DM veranschlagt.

Am 16. März 1978 lief der Supertanker AMOCO CADIZ vor Portsall/ Bretagne auf Grund, brach auseinander und verlor in den folgenden 15 Tagen insgesamt 223.000 Rohöl sowie 4.000 t Bunkeröl. Hiervon verdampften 67.000 t, 26.000 t verblieben im Wasser, 23.000 t sanken zum Meeresgrund und 62.000 t erreichten die Strände (MARCHAND 1982). Die Öl-Wasser-Emulsion führte an der bretonischen Küste auf einer Länge von 140 km zu einer schweren Ölverschmutzung, die sich später noch auf 393 km ausdehnte (NOAA-CNEXO 1982).

Von französischer Seite wurden Untersuchungen zu den Verlusten und Umsatzeinbußen angestellt, die der Bretagne durch die Havarie entstanden sind. Allein im Fremdenverkehrssektor betrug der Rückgang von Übernachtungen im Jahr 1978 gegenüber dem Vorjahr rund 16.5 % - umgerechnet rund 503 Mio Francs (REINCKE et al. 1989). In der Fischereiwirtschaft betrug der Ertragsrückgang für Fisch und Krebs-/Krustentiere im Vergleich zum Vorjahr rund 3 Mio Francs. Nachdem von DEREK (1989) der Gesamtschaden des spills noch mit 85.2 Mio \$ (Stand 11.1.1988) angegeben wurde, wurde der französischen Regierung 1992 vom Federal Appeals Court in Chicago für Verluste im Hotelgewerbe, in der Fischereiwirtschaft und für Reinigungsaufwendungen ein Summe von 204 Mio \$ zuerkannt (KINGSTON 1992).

Am 24. März 1989 lief der Tanker EXXON VALDEZ im Prince William Sound / Alaska auf das Bligh Riff, wobei aus 10 der 15 Öltanks mit 260.000 Barrel Rohöl ausliefen (KOBURGER 1989). Über mehrere Wochen lag ein Ölteppich im südwestlichen Sund. Etwa 35 % des Öls verdampften oder lösten sich im Wasser, 40 % verschmutzte die Küsten und rund 25% verließ den Sund als Treiböl (GALT et al. 1991).

Im Rechtsstreit um das Ausmaß der Schäden wurde der US-Regierung von der Exxon-Ölgesellschaft eine Summe von 1 Mrd US \$ angeboten. 900 Mio \$ waren für Restaurationsprogramme und Forschung geplant, 100 Mio \$ als Strafmaß für den Verstoß gegen 4 US-Gesetze. Die Regierung hat das Angebot als unzureichend abgelehnt. Die Kosten der laufenden Reinigungsmaßnahmen belaufen sich bisher auf 2,2 Mrd \$.

10. Risiken in Betrieb und Entsorgung von Plattformen

10.1 Unfälle

Auf Bohr- und Förderplattformen konzentrieren sich auf engem Raum Mannschaftsunterbringung, Versorgungseinheiten, petrochemische Einrichtungen, Treibstofftanks und Kraftwerke. Sie unterliegen einem hohen Risikopotential, weil kleinere Unfälle sich unmittelbar auf benachbarte Einheiten auswirken können. Seit Beginn der Erölförderung in der Nordsee gab es neben größeren blow outs und Ölunfällen auch solche, die mit hohen Menschenverlusten verbunden waren (BRÜGMANN 1993).

- 1965 Explosion auf dem Bohrschiff Tess-Port
- 1978 Feuer auf der norwegischen Statfjord
- 1980 Kentern der Wohnplattform Alexander Kieling, Ekofisk
- 1983 Explosion auf der Delta-Plattform, Forties
- 1988 Explosion auf der Plattform Piper Alpha, Forties

Gemessen an den bisherigen Entwicklungen treten in der Nordsee jährlich rund 250 spills von Ölplattformen auf (DICKS & WHITE 1992). Seit 1977 besaßen die meisten einen geringen Umfang und es geschahen 4 größere Ölunfälle mit mehr als 1.000 t Ölaustritt.

10.2 Entsorgung

Hohe Kosten und Risiken sind durch Abbau und Entsorgung ausgedienter Bohr- und Produktionsplattformen zu erwarten, die mit akuten Effekten auf die marine Umwelt verbunden sein können. In einer UNO-Konvention (Convention of the United Nations Law of the Sea Conference) wurde 1958 ein vollständiger Abbau von verlassenen offshore Einrichtungen gefordert. Sie wurde 1982 durch die Möglichkeit eines Teilabbaus abgeschwächt (SIDE 1992).

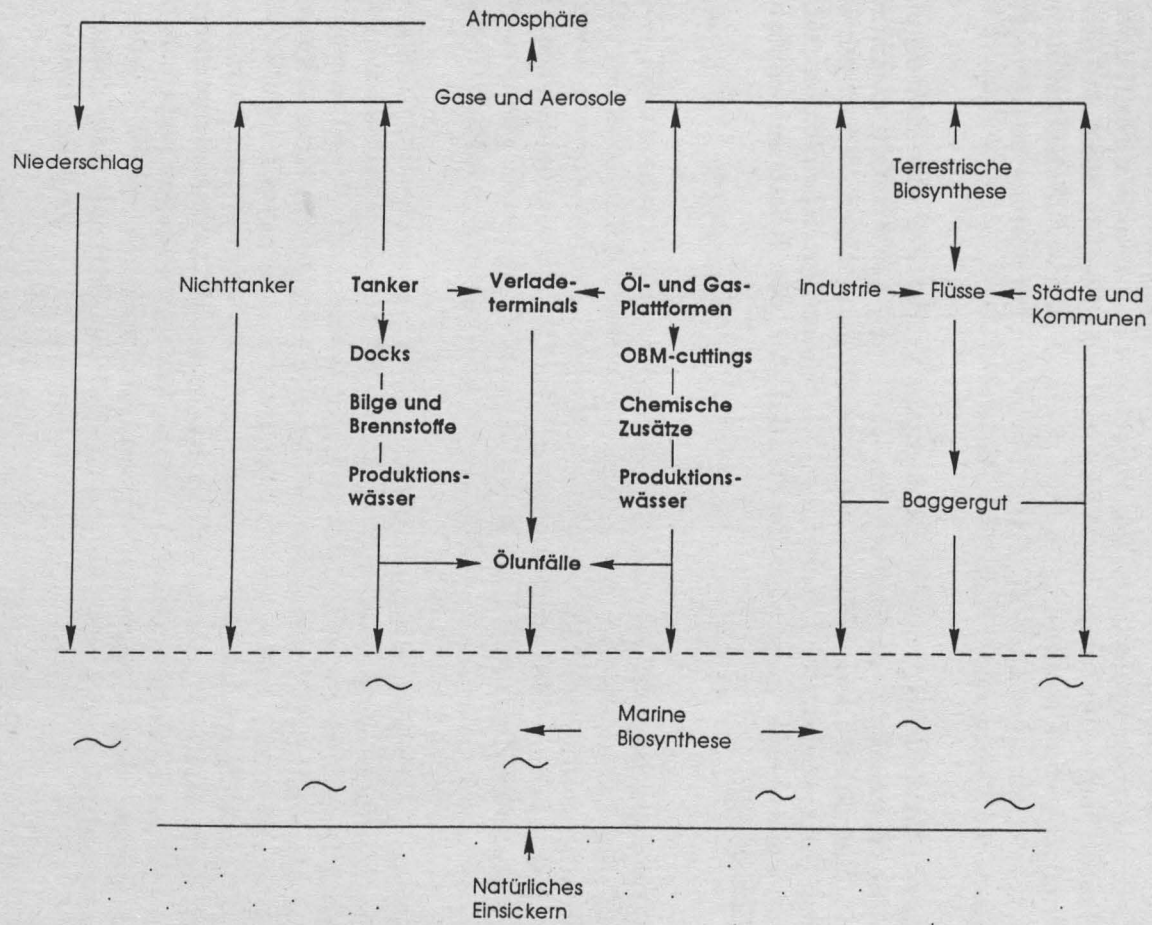
Die IMO verabschiedete 1989 die "Guidelines and Standards for the Removal of Offshore Installations and Structures on the Continental Shelf and in the Exclusive Economic Zone". Hiernach sollen alle ausgedienten offshore Einrichtungen mit einem Standort in weniger als 75 m Wassertiefe und einem Gewicht von weniger als 4.000 t (ohne Decksaufbauten) restlos entfernt werden (ab 1998 - weniger als 100 m Wassertiefe und weniger als 4.000 t Gewicht). Für andere Fälle kann ein Teilabbau vorgenommen werden. Ausnahmeregelungen gelten, wenn die Einrichtungen anderen Aufgaben zugeführt werden können (z.B. Forschungs- oder Rettungsstationen, Gezeiten-, Wind-, Solarkraftwerke), ein Zerlegung wegen extrem hoher Kosten technisch nicht durchführbar ist oder ein zu hohes Risiko für Menschen oder Meeresumwelt besteht.

Für den Abbau und die Entsorgung einer stählernen Plattform in einer Wassertiefe von 140 m und einem Gewicht von 27.000 t geben MORRISON & CORCORAN (1988) einen Kostenaufwand von rund 68 Mio £ im Bereich der südlichen Nordsee

an. Die Entfernung einer Betonkonstruktion beliefe sich hier auf 75 Mio £, wenn die Reste in tiefere Meeresgebiete versenkt würden und von 250 Mio £, wenn die Teile an Land geschafft würden. Nach Schätzungen der "UK Offshore Operators' Association" (UKOOA 1988) belaufen sich die Kosten beim vollständigen Zerlegen aller offshore Einrichtungen auf dem britischen Kontinentalschelf auf 4.400 Mio £, bei einem teilweisen Abbau auf 2.900 Mio £.

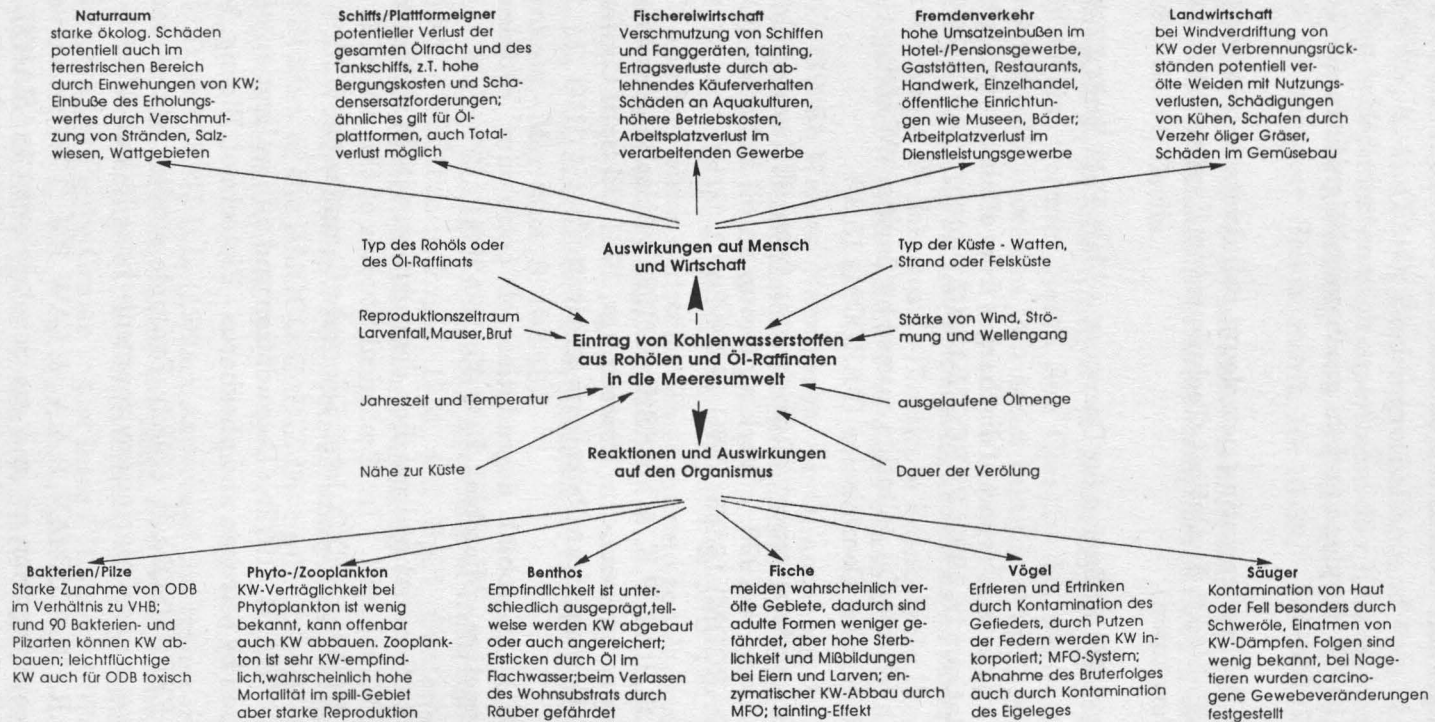
Im Zuge dieser Aktivitäten sind gravierende Auswirkungen auf die Meeresumwelt zu erwarten. Einerseits treten große Schmutzlasten in Form verschiedenster Chemikalien und metallhaltiger Abwässer auf. Andererseits müssen die Konstruktionsteile teilweise durch Unterwassersprengungen zerlegt werden, wodurch starke Schockwellen erzeugt werden (GREENE et al. 1985). Durch die Explosionen können abgelagerte OBM-cuttings, denen vor 1985 noch hocharomatisches Dieselöl zugesetzt war, remobilisiert und unter Freisetzung der toxischen Inhaltsstoffe verdriftet werden. Unsicherheiten herrschen über die Wirkungen von Stoßimpulsen auf Eier, Larven und Jungfische, die als sehr empfindlich gelten. Fische mit Schwimmblasen sind besonders verletzlich, aber auch Vögel und Meeressäuger würden im Sprengbereich in Mitleidenschaft gezogen (O'KEEFFE 1985).

Zur Entsorgung der Bauteile wird eine Versenkung im Tiefwasser, eine Entsorgung vor Ort oder eine Verwendung als 'künstliches Riff' im Küstenvorfeld diskutiert (PICKEN 1989). Wenngleich eine Konzentration bestimmter Fischarten durch die Schaffung eines neuen geschützten Lebensraums als wahrscheinlich erscheint, würden diese Hindernisse eine neues Risikopotential für die Küstenseeschifffahrt beinhalten (SIDE 1992).



48

11.1. Eintragspfad



11.2 Wirkungspfad

12. Literatur

- AINLEY, D.G., GRAU, C.R., ROUDYBUSH, T.E., MORRELL, S.H. & UTTS, J.M. (1981): Petroleum ingestion reduces reproduction in Cassin's Auklets.- *Mar. Pollut. Bull.* **12**.
- AIZENSHTAT, A. (1973): Perylene and its geochemical significance.- *Geochim. Cosmochim. Acta* **37**: 559-567.
- ALBAIGES, J. (1980): Fingerprinting petroleum pollutants in the Mediterranean Sea.- In: ALBAIGES, J.(ed.): *Analytical, Techniques in Environmental Chemistry*: 69-81; New York (Pergamon)
- AMBROSA, P. (1991): Oil Pollution on Decrease. - *Mar. Poll. Bull.* **22**(8): 401-405; Oxford.
- ANONYMUS (1991): Triennial report of discharges from offshore exploration and exploitation on installations in 1989. PARCOM 13/4/7.
- ANONYMUS (1991): Visible Oil pollution caused by flaring. - Working Group on oil Pollution (GOP) of the Paris Commission (PARCOM) 15/8/1.
- ANONYMUS (1992): Annual report of discharges from offshore exploration and exploitation installations in 1990. - Working Group on oil Pollution (GOP) of the Paris Commission (PARCOM) 16/2/5. TWG 19/5/6 Rev.1.
- ARAVAMUDAN, K.S., RAY, P.K. & MARSH, G. (1981): Simplified models to predict the breakup of oil on rough seas.- In: *Proceedings, 1981 Oil Spill Conference*: 153-159; Washington, D.C. (American Petroleum Institute).
- ATLAS, R.M. (1981): Microbial degradation of petroleum hydrocarbons: an environmental perspective.- *Microbiol. Rev.* **45**: 180-209.
- ATLAS, R.M. (1982): Microbial hydrocarbon degradation within sediment impacted by the AMOCO CADIZ oil spill. - In: *Ecological Studies of the AMOCO CADIZ Oil Spill. Report of the NOAA-CNEXO Joint Scientific Commission*: 1-25.
- ATLAS, R.M. & BARTHA, R. (1972b): Degradation and mineralization of petroleum in seawater: limitation by nitrogen and phosphorus.- *Biotechnol. Bioeng.* **14**: 309-317.
- ATWOOD, D.K. & FERGUSON, R. (1982): Example studies of the weathering of spilled petroleum in a tropical marine environment--Ixtoc I.- *Bull. Mar. Sci.* **32**: 1-13.
- BEDBOROUGH, D.R., BLACKMAN, R.A.A., & LAW, R.J. (1987): A survey of inputs to the North Sea resulting from oil and gas development.- In: HARTLEY, J.P. & CLARK, R.B.[eds.]: *Environmental Effects of North Sea Oil and Gas Development*.- *Phil-Trans. R. Soc. Lond. B.* **316**: 495-509; London.

BERNEM VAN, K.H. (1982): Effects of Experimental Crude Oil Contamination on Abundance, Mortality and Resettlement of Representative Mud Flat Organism in the Mesohaline Area of the Elbe Estuary. - Neth. Journ. Sea Research 16: 538-546; Leiden.

BERNEM VAN, K.-H. (1984): Eindringverhalten und Persistenz von Rohölkohlenwasserstoffen in Sedimenten nach experimenteller Kontamination. - Experimentelle Untersuchungen zur Wirkung von Rohöl und Rohöl/Tensid-Gemischen im Ökosystem Wattenmeer. Senck. marit. 16: 13-30.

BERNEM VAN, K.-H. (1985): Feldtestverfahren zum Effekt von Ölen und Tensiden im Watt. - In: Meereskundliche Untersuchungen von Ölunfällen. Umweltbundesamt TEXTE 6/87: 65-74; Berlin.

BERNEM VAN, K.H., MÜLLER, A. & DÖRJES, J. (1989): Environmental Oil Sensitivity of the German North Sea Coast. - In: Proceedings, 1989 Oil Spill Conference: 239-245; American Petroleum Institut, Washington.

BERTRAND, A.R.V. (1979): Les principaux accidents de diversements petroliers en mer et la banque de donnees de l'Institute Francais du Petrole sur les accidents de navires (1955-1979).- Rev. Inst. Francais Petrole 34: S. 3-7.

BLOME, D. (1985): Werden Nematoden von Öl angelockt ? - In: Meereskundliche Untersuchungen von Ölunfällen, Umweltbundesamt TEXTE 6/87: 235-241; Berlin.

BLUMER, M., GORDON, J., ROBERTSON, J.C. & SASS, J. (1969): Phytol-derived C¹⁹ and di- and tri-olefinic hydrocarbons in marine zooplankton and fishes.- Biochemistry 8: 183-189.

BLUMER, M., GUILLARD, R.R.L. & CHASE, T. (1971): Hydrocarbons of marine phytoplankton.- Mar. Biol. 8: 183-189.

BOCARD, C. & GATELLIER, C. (1981): Breaking of fresh and weathered emulsion by chemicals.- In: Proceedings, 1981 Oil Spill Conference 4334: 601-607; Washington, D.C. (American Petroleum Institute).

BOEHM, P.D. (1982): The AMOCO CADIZ analytical chemistry programm. - In: Ecological Studies of the AMOCO CADIZ Oil Spill. Report of the NOAA-CNEXO Joint Scientific Commission: 35-99.

BOEHM, P.D. & FIEST, D.L. (1980a): Aspects of the transport of petroleum hydrocarbons to the benthos during the Ixtoc I blowout in the Bay of Campeche.- In: Proceedings of the Conference on the Preliminary Scientific Results from the Researcher/Pierce Cruise to the Ixtoc I Blowout: 207-236;

BOEHM, P.D. & FIEST, D.L. (1980b): Surface water column transport and weathering of petroleum hydrocarbons during the Ixtoc I blowout in the Bay of Campeche and their relation to surface oil and microlayer compositions.- In: Proceedings of the Conference on the Preliminary Scientific Results from the

Researcher/Pierce Cruise to the Ixtoc I Blowout: 169-185; Rockville, Md. (NOAA, Office of Marine Pollution Assessment).

BOEHM, P.D., FIEST, D.L. & ELSKUS, A. (1981): Comparative weathering patterns of hydrocarbons from the Amoco Cadiz oil spill observed at a variety of coastal environments.- In Proceedings, Amoco Cadiz: Fate and Effects of the Oil Spill, November 19-22, 1979: 159-173; Brest, France.(Centre Nationale pour l'Exploitation des Oceans, COB).

BOUTRY, L.-C., BORDES, M., FEURIER, A., BARBIER, M. & SALIOT, A. (1977): La diatomée marine Chaetoceros simplex Paulsen et son environnement: IV. Relations avec le milieu de culture: étude des hydrocarbures.- *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* **28**: 41-51.

BRENK, V. (1985): Das Forschungskonzept des Umweltbundesamtes zu Meeresverschmutzungen durch den Transport wassergefährdender Stoffe auf See. - *Umweltbundesamt TEXTE 6/87*: S. 45-57;. Berlin.

BRIDIE, A.L., WANDERS, Th.H., ZEGVELD, W. & HEIJDE, H.B. VAN DER (1980): Formation, prevention, and breaking of sea water in crude oil emulsions "Chocolate Mousses".- *Mar. pollut. Bull.* **2**: 434-348.

BROWN, R.A. & WEISS, F.T. (1978): Fate and effects of polynuclear aromatic hydrocarbons in the aquatic environment.- Publication **4297**; Washington, D.C. (American Petroleum Institute. Environmental Affairs Department).

BROWN, R.G.B. (1982): Birds, oil and the Canadian environment.- In: SPRAGUE, J.B., VANDERMEULEN, J.H. & WELLS, P.G. (eds.): *Recommendations: Economic and Technical Report EPS-3-EC-82-2*; Environment Canada, Environmental Protection Service.

BRÜGMANN, L. (1993): Meeresverunreinigung. Ursachen, Zustand, Trend und Effekte.- 294 S.; Berlin (Akademie).

BURNET, B. (1980): Worldwide drilling and production.- *Offshore* **40**: 62-70.

BURNS, K.A. & TEAL, J.M. (1973): Hydrocarbons in the pelagic Sargosso community.- *Deep Sea Res.* **20**: 207-211.

BUTLER, J.N. (1975): Evaporative weathering of petroleum residues: the age of pelagic tar.- *Mar. Chem.* **3**: 9-21.

BUTLER, J.N., MORRIS, B.F. & SASS, J. (1973): Pelagic tar from Bermuda and the Sargosso Sea.- a) Bermuda Biological Station for Research: 346 S.; Bermuda, USA. b) Special Publication **10**; St. George's West (Bermuda Biological Station for Research).

CAIRNS, W.J. (1992): North Sea Oil and the Environment. Developing Oil and Gas Resources, Environmental Impacts and Responses.- 722 S.; London, New York

(Elsevier).

CLARK, R.C. & FINLEY, J.S. (1974): Acute effects of outboard motor effluent on two marine shellfish.- *Environ. Sci. Technol.* **8**: 1009-1014.

CLARK, J.R., PRINCE, R.C. & LINDSTROM, J.E. (1991): Monitoring ecological / toxicological effects of oil spill bioremediation treatments.- Program and Abstract. Second International Marine Biotechnology Conference (IMBC'91): 71 S.

CLARK, R.B. (1992): *Kranke Meere ? Verschmutzung und ihre Folgen.* - 266 S.; Heidelberg, Berlin, New York (Spektrum).

COHEN, Y., MACKAY, D. & SHIU, W.Y. (1980): Mass transfer rates between oil slicks and water.- *Can J. Chem. Eng.* **58**: 569.

COLIN, H., SCHMITTER, J.M. & GUIOCHON, G. (1981): Liquid chromatography of azaarenes.- *Anal. Chem.* **53**: 625-631.

CONAN, G. & FRIHA, M. (1982): Effects des pollutions par les hydrocarbures du pétrolier AMOCO CADIZ sur la croissance des soles et des plies dans l'estuaire de l'Aber Benoit. - In: AMOCO CADIZ - Conséquence d'une pollution accidentelle par les hydrocarbure : 749-774. Actes du Colloque International, Centre Océanologique de Bretagne, Brest, 19-22. Novembre 1979, CNEXO, Paris.

CONCAWE (the oil companies' international study group for conservation of clean air and water - europe) (1981): A field guide to coastal oil spill control and clean-up techniques. - CONCAWE's Oil Spill Clean-up Technology Special Task Force No. 1, Report no. 9/81, 112 p.; Den Haag.

CONOVER, R.J. (1971): Some Relations between Zooplankton and Bunker C Oil in Chedabucto Bay following the Wreck of the Tanker Arrow. - *J. Fish. Res. Bord. Can* **28**: 1327-1330.

COULL, B.C. & CHANDLER, G.T. (1992): Pollution and Meiofauna: Field, Laboratory and Mesocosm Studies.- *Oceanogr. Mar. Biol.* **30**: 191-271.

COWIconsult (1986): Environmental impact of low-toxic oil based drilling mud. Taint in fish and possibilities of reduction of the impact.- Maersk Olie og Gas A/S report, GOP 12/info 6.

DAVIES, J.M. & KINGSTON, P.F. (1992): Sources and Environmental Disturbance Associated with Offshore Oil and Gas Developments. -In: CAIRNS, W.J.(ed.): *North Sea Oil and the Environment*: 414-470; London, New York.

DAVIES, J.M., BEDBOROUGH, D.R., BLACKMAN, R.A.A., ADDY, J.N., APPELBEE, J.F., GROGAN, W.C., PARKER, J.G. & WHITEHEAD, A. (1988): The environmental effect of oil based mud drilling in the North Sea. - Proceedings of the 1988 International Conference on Drilling Wastes, Canada 5-8 April 1988: 59-89; Calgary, Alberta (Elsevier Science Publishers).

- DAVIS, J.B. (1968): Paraffinic hydrocarbons in the sulfate-reducing bacterium Desulfovibrio desulfuricans.- Chem. Geol. **3**: 155-160.
- DELAUNE, R.D., HAMBRICK III, G.A. & PATRICK, W.H.Jr. (1980): Degradation of hydrocarbons on oxidized and reduced sediments.- Mar. Pollut. Bull. **11**: 103-106.
- DEREK, E. (1989): Environments at Risk. Case Histories of Impact Assessment.- 329 S.; Berlin, Heidelberg, New York.
- DETHLEFSEN, V. & TIEWS, K. (1985): Review on the effects of pollution on marine fish life and fisheries in the North Sea.- Z. ang. Ichtyol. **3**: 97-118.
- DICK, S. & SOETJE, K.C. (1988): Ein numerisches Modellsystem zur Vorhersage der Drift und Ausbreitung von Öl in der Deutschen Bucht.- UBA-FB 90-081, UFOPLAN-Nr. 102 03 216, 128 S.; Berlin.
- DICK, S. & SOETJE, K.C. (1990): ein operationelles Ölausbreitungsmodell für die Deutsche Bucht. - Dt. hydrgr. Z., Ergänzungsheft A, **16**: 41 S.; Hamburg.
- DICKENS, D.F., BUIST, I.A. & PISTRUZAK, W.M. (1981): Dome's petroleum study of oil and gas under sea ice.- In: Proceedings, 1981 Oil Spill Conference, Publication **4334**: 183-189; Washington, D.C. (American Petroleum Institute).
- DICKS, B. & WHITE, I.C. (1992): Oil Spills-Effects and Response.- In: CAIRNS, W.J.(ed.): North Sea Oil and the Environment: 441-457; London, New York.
- DICKS, B., BAKKE, T. & DIXON, I.M.T. (1987): Oil Exploration and Produktion: Impact on the North Sea. - Oil & Chemical Pollution **3**: 289-306.
- DÖRJES, J. (1984): - Ergebnisse experimenteller Wattverölungen.- In: Meereskundliche Untersuchungen von Ölunfällen, Umweltbundesamt TEXTE 6/87: 13-21; Berlin.
- ELLIOT, A.J., DALE, A.C. & PROCTOR, R. (1992): Modelling the Movement of Pollutions in the UK Shelf Sea.- Mar. Poll. Bull. **24**(12): 614-619; Oxford.
- ENGELHARDT, F.R. (1981): Oil pollution in polar bears: exposure and clinical effects.- In: Proceedings, Fourth arctic Marine Oil Spill, Program Technical Seminar: 139-179; Edmonton, Alberta.
- ENGELHARDT, F.R., GERACI, J.R. & SMITH, T.G. (1977): Uptake and clearance of petroleum hydrocarbons in the ringed seal, Phoca hispida.- J. Fish. Res. Board Can. **34**(8): 1143-1147.
- FOH (Forskningsprogram om havforurensning) (1984) : The Fate and Significance of Oil in the Sea.- Final Report from the Norwegian Marine Pollution Research and Monitoring Programme 1976-1984: 75 S.; Oslo, Norwegen.

GALT, J.A., LEHR, W.J. & PAYTON, D.L. (1991): Fate and Transport of the Exxon Valdez oil spill.- Environ. Sci. Technol. **25**(2): 202-209.

GARDNER, W.S., LEE, R.F., TENORE, K.R. & SMITH, L.W. (1979): Degradation of selected polycyclic aromatic hydrocarbons in coastal sediments: importance of microbes and polychaete worms.- Water Air Soil Pollut. **11**: 339-347.

GERACI, J.R. & ST. AUBIN, D.J. (1982): Study of the effects of oil on cetaceans.- Contract AA-551-CT9-29: 274pp.; Washington, D.C. (U.S. Department of the Interior, Bureau of Land Management).

GERACI, J.R. & SMITH, T.G. (1977): Consequences of oil fouling on marine mammals.- In: MALINS, D.C. (ed.): Effects of Petroleum on Arctic and Subarctic Marine Environments and Organisms, Vol. 2: Biological Effects: 399-410; New York (Academic Press):

GERLACH, S.A. (1981): Marine Pollution. Diagnosis and Therapy.- 218 S.; Berlin, Heidelberg, New York (Springer).

GOLOMBEK, P. & NEUGEBOHRN, L. (1984): Experimentelle Untersuchungen zur Wirkung von Rohöl und Rohöl/Tensid-Gemischen im Ökosystem Wattenmeer (XV).- Senckenb. marit. **16**: 245-266.

GRAHL-NIELSEN, O., & SUNDBY, S., & WESTRHEIM, K., & WILHELMSEN, S. (1980): Petroleum Hydrocarbons in Sediments resulting from Drilling Discharges from a Production Platform in the North Sea.- Proc. Symp. Research on Env. Fate and Effects of Drilling Fluids and Cuttings, vol.I: 541-561.

GREENE, G.D., ENGELHARDT, F.R. & PATERSON, R.J. (1985): Workshop on Effects of Explosives use in the Marine Environment.- COGLA EPB Technical Report **5**; Ottawa.

GRUGER jr., E.H., SCHENELL, J.V., FRASER, P.S., BROWN, D.W. & MALINS, D.C. (1981): Metabolism of 2,6-dimethyl-naphthalene in starry flounder (Platichthys stellatus) exposed to naphthalene and p-cresol.- Aquat. Toxicol. **1**: 37-48.

GUNDLACH, E.R. & HAYES, M.O. (1978): Vulnerability of coastal environments to oil spill impacts.- Mar. Technol. Soc. **12**: 18-27.

GUNDLACH, E.R., DOMERACKI, D.D. & THEBAU, L.C. (1982): Persistence of the Metula oil in the straight of Mangellan six and a half years after the incident. - Oil and Petrochemical **1**: 37-48.

GUNKEL, W. & MINAS, W. (1985): Ölabbau im Meer. - In: Meereskundliche Untersuchungen von Ölunfällen. Umweltbundesamt TEXTE 6/87: 141-154. Berlin

GUNKEL, W. (1988): Ölverunreinigungen der Meere und Abbau der Kohlenwasserstoffe durch Mikroorganismen. - In : SCHWEINSFURTH, R. [ed.]: Angewandte

Mikrobiologie der Kohlenwasserstoffe in Industrie und Umwelt, 1988: 36 S.; Enningen (expert).

GUNKEL, W., GASSMANN, G., OPPENHEIMER, C.H. & DUNDAS, I. (1980): Preliminary results of baseline studies of hydrocarbons and bacteria in the North Sea. - In: Ponencias del simposio internacional: Resistencia a los antibioticos y microbiologia marina: 223-247; Santiago d.C.

HELLOU, J., STENSON, G., NI, I.-H. & PAYNE, J.F. (1990): Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Muscle Tissue of marine Mammals from the Northwest Atlantik.- Mar. Poll. Bull. **21**(10):469-473; Oxfort.

HITES, R.A., LAFLAMME, R.E. & WINDSOR jr., J.G. (1980): Polycyclic aromatic hydrocarbons in marine/aquatic sediments.- In: PETRAKIS, L. & WIESS, F.T.(eds.): Petroleum in the Marine Environment, Chemistry Series **185**: 289-311; Washinton, D.C. (American Chemical Society).

HOLMES, W.N. & CRONSHAW, J. (1977): Biological effects of petroleum on marine birds.- In: MALINS, D.C. (ed.): Effects of Petroleum on Arctic and Subarctic Marine Environments and Organisms, Vol. 2: Biological Effects: 359-398; New York (Academic Press).

HÖPNER, T., VAN BERNEM, K.-H., BRÜGGEMANN, W., KANT, U. KIESEWETTER, K., MICHAELSEN, G., RAMM, G., SUDA, R. & WONNEBERGER, K. (1985): Bedingungen des biologischen Kohlenwasserstoffabbaus im Wattsediment. - In: Meereskundliche Untersuchungen von Ölunfällen. Umweltbundesamt TEXTE 6/87: 75-81. Berlin.

HÖPNER, T., FELZMANN, H. & STRUCK, H. (1992): The Gulf Oil Pollution: status Report 1/2 1992. - In: Proceedings of the CONCAWE/DGMK Scientific Seminar " Remediation of Oil Spills" on May 18-21, 1992: 183-191; Hamburg.

HUANG, J.C. & MONASTERO, F.C. (1980): Review of the state-of-the-art of oil spill simulation models.- Final Report; Washington, D.C. (American Petroleum Institute).

HUNT, J.M. (1979): Petroleum Geochemistry and Geology.- 617 p.; San Francisco (W.H.Freeman and Co.).

IJLSTRA, T. (1990): Air Pollution from Shipping. - Mar. Poll. Bull. **21**(7): 321-322; Oxfort.

IMCO (INTER-GOVERNMENTAL MARITIME CONSULTATIVE ORGANIZATION) (1981): Estimates on inputs of petroleum hydrocarbons into the ocean due to maritime transportation activities.- Special Report from Meeting of Experts, convened by IMCO on 26-29 May 1981: 19p., London.

ITOPF (INTERNATIONAL TANKER OWNERS POLLUTION FEDERATION (1981): Computer Data Base on Tanker Accidents Involving Oil Pollution.- London.

IOE (Institut of Offshore Engineering) (1984): Computer modelling of slick behaviour. Final Report. Report to Commission of the European Community IOE/84/263: 80 S.

JACOBI, H. & GOLCHERT, H.J. (1987): Meeresverschmutzung durch den Transport wassergefährdender Stoff auf See.- FB 102 032 212, Umweltbundesamt; FSSH Hamburg.

JENNINGS, W. (1980): Gas Chromatography with Glass Capillary Columns.- 2nd ed.; New York (Academic Press).

JEWELL, D.M. (1980): The role of nonhydrocarbons in the analysis of virgin and biodegraded petroleum.- In: PETRAKIS, L. & WEISS, F.T.(eds.): Petroleum in the Marine Environment, Chemistry Series 185: 219-235; Washington, D.C. (American Chemical Society).

JITTLER-STRAHLENDORFF, M. & NEUGEBOHRN, L. (1989): Untersuchungen zum Einfluß schwerer Verölungen des Deichvorlandes auf die Möglichkeit und Durchführbarkeit schneller Rekultivierungen von Pflanzenbeständen mittels unterschiedlicher Verfahren.- Seevögel 10: 33-40.

JOHANNSSON, S., LARSSON, U. & BOEHM P. (1980): The Tsesis oil spill impact on the pelagic ecosystem.- Mar. Pollut. Bull. 11: 284-293.

JOHANSEN, O. (1986): DOOSIM - a new simulation model for oil spill management.- Proceedings of International Seminar on Chemical and Natural Dispersion of Oil on the Sea. Ocean. Center SINTEF Group: 15 S.

JONES, P. (1990): Norway to Tighten Tanker Controls (News). - Mar. Poll. Bull. 21(8): 367; Oxford.

JONSTON, R. (1984): Oil pollution and its management.- In: KINNE, O. [ed.]: Marine Ecology 5(3): 1433-1582.

JORDAN, R.E. & PAYNE, J.R. (1980): Fate and Weathering of Petroleum Spilled in the Marine Environment. A literature review and synopsis.- Ann Arbor, Mich. (Ann Arbor Science Publishers).

KANOWSKI, S. (1992): Emmissionen von Ölplattformen in der Nordsee.- Dt. Hydrogr. Z. 44(5/6): 341-344; Hamburg.

KARICKHOFF, S.W., BROWN, D.S. & SCOTT, T.A. (1979): Sorption of hydrophobic pollutants on natural sediments.- Water Res. 13: 241-248.

KHAN, R.A. (1990): Parasitisme in marine fish after chronic exposure to petroleum hydrocarbons in the laboratory and to the Exxon Valdez oil spill. - Bull. Environ. Contam. Toxicol. 44: 759-763.

KINGSTON, P.F. (1991) : News.- Mar.Poll. BULL. 22(5); Oxford.

- KINGSTON, P.F. (1992) : News.- Mar.Poll. BULL. 24(4); Oxford.
- KNIGHT, G.C., WALKER, C.H., CABOT, D.C. & HARRIS, M.P. (1981): The activity of two hepatic microsomal enzymes in sea birds.- Comp. Biochem. Physiol. 68C: 127-132.
- KOBURGER, C.W. jr (1989): Exxon Valdez : Symbol of a myth, end of an era ? - SAF. SEA 242: 26-27.
- KÜHNHOLD, W.W. (1978): Effects of the water soluble fraction of a Venezuelan heavy fuel oil (No.6) on cod eggs and larvae.- In: WILSON, M.P., QUINN, J.G. & SHERMAN, K. (eds.): In the Wake of the Argo Merchant: 126-130; Kingston (Center of Ocean Management Studies, University of Rhode Island).
- KUIPER, J. (1990): Effekte der Ölverschmutzung. - In: LOZAN, J.L., LENZ, W., RACHOR, E., WATERMAN, B. & VAN WESTERNHAGEN, H.[eds.]: Warnsignale aus der Nordsee: 85-87; Berlin, Hamburg (Parey).
- LAFLAMME, R.E. & HITES, R.A. (1978): The global distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in recent sediments.- Geochim. Cosmochim. Acta 42: 289-304.
- LANG, S. & WAGNER, F. (1985): Charakterisierung, Bildung und Funktion von mikrobiellen Tensiden.- In: Meereskundliche Untersuchungen von Ölfällen, Umweltbundesamt TEXTE 6/87: 184-190; Berlin.
- LANGE, U., JEDAMSKI-GRYMLAS, J., SIEBERS, D. & KARBE, L. (1992): Ethoxyresorufin O-Deethylase and Cytochrome P450 in the Liver of Dab (*Limanda limanda*) from the Central and Southern North Sea. -Mar. Poll. Bull. 24(9): 446-451; Oxford.
- LAW, R.J. (1981): Hydrocarbon concentrations in water and sediments from U.K. marine waters, determined by fluorescence spectroscopy.- Mar. Pollut. Bull. 12: 153-157.
- LAW, R.J., & HUDSON, P.M. (1986): Preliminary studies of the dispersion of oily water discharges from North Sea oil production platforms.- ICES CM 1986 / E:15, Working Group on Oil Pollution (GOP) of the Paris Commission (PARCOM) 11 / info 4.
- LAW, R.J. & WHINNET, J.A. (1992): Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Muscle Tissue of Harbour Porpoises (*Phocoena phocoena*) from U.K. Waters.- Mar. Poll. Bull. 24(11): 550-553; Oxford.
- LEE, R.F. (1977a): Accumulation and turnover of petroleum hydrocarbons in marine organisms.- In: WOLFE, D.(ed.): Fate and Effects of Petroleum Hydrocarbons in Marine Organisms and Ecosystems: 60-70; New York (Pergamon).

LEE, R.F. (1981): Mixed function oxygenases (MFO) in marine invertebrates.- Mar. Biol. Letts. 2: 87-105.

LEE, R.F. & RYAN, C. (1976): Biodegration of pertoleum hydrocarbons by marine microbes.- In: SHARPLEY, J.M. & KAPLAN, A.M.(eds.): Proceedings of the Third International Biodegradation Symposium: 119-126; London (Applied Science Publishers).

LEE, M.L., PRADO, G.P., HOWARD, J.B. & HITES, R.A. (1977): Source identification of urban airborne polycyclic aromatic hydrocarbons by gas chromatogrphics mass spectrometry and high resolution mass spectrometry.- Biomed. Mass. Spec. 4: 182-186.

LIZARRAGA-PARTIDA, M.L., IZQUIERDO-VACUNA, F.B. & WANG-CHANG, J. (1991): Marine Bacteria on the Compeche Bank Oil Field. - Mar. Poll. Bull. 22(8): 401-405; Oxfort.

LÜBBE, T.-P., VAN BERNEM, K.H. & VAUK, G. (1992): Prognose über bei Tankerunfällen im Wattenmeer zu erwartende Umweltschäden. - Bericht der FSSH: 12 S.; Hamburg.

LUEHR, H.-P. (1982): Economic aspects of oil pollution.- Water Sci.Technol. 14 (9-11): 1171-1183.

MACKAY, D. & SHIU, W.Y. (1975): The aqueous solubility of weathered crude oils.- Bull. Environ. Contamin. and Toxicol. 15: 101pp.

MACKAY, D., BUIST, I., MASCARENHAS, R. & PATERSON, S. (1980a): Oil spill processes and models.- Report submitted to Environmental Emergency Branch, Environmental Impact Control Directorate, Environment Protection Service, Environment Canada; Ottawa, Ontario (K1A 1C8).

MACKAY, D., PATERSON, S. & NADEAU, S. (1980b): Calculation of the evaporation rate of volatile liquids.- In: Proceedings of the National Conference on Control of Hazardous Material Spills: 361p.; Louisville, Ky.

MACKAY, G.A. (1982): Fate and Behaviour of Oil Spills.- In: SPRAGUE, J.H., VANDERMEULEN, J.H. & WELLS, P.G. [eds]: Oil and Dispersants in the Canadian Sea - Research Appraisal and Recommodation, Environment Canada. EPS 3-EC-82-2.

MACKAY, G.A. (1992): Some International comparisons.- In: CAIRNS, W.J.(ed.): North Sea Oil and the Environment: 193-219; London, New York.

MAHONEY, B.M. & HASKIN, H.H. (1980): The effects of petroleum hydrocarbons on the growth of phytoplankton recognized as food forms for the eastern oyster, Crassostrea virginica Gmelin.- Environ. Pollut. 22: 123-132.

- MARCHAND, M. (1982): The ecological survey of the Amoco Cadiz spill.-Bull.Cedre. **8**: 2-10.
- MATSUOKA, A., SHUDO, K., SAITO, Y., SOFUNI, T. & ISHIDATE jr., M. (1982): Clastogenic potential of heavy oil extracts and some aza-arenes in Chinese hamster cells in culture.- Mut. Res. **102**: 275-283.
- MCCAIN, B.B., HODGINS, H.O., GRONLUND, W.D., HAWKES, J.W., BROWN, M.S., MYERS, M.S. & VANDERMEULEN, J.H. (1978): Bioavailability of crude oil from experimentally oiled sediments to English sole (*Parophrys vetulus*), and pathological consequences.- J. Fish. Res. Board Can. **35**: 657-664.
- MCGILL, A., MACKIE, P.R., HOWGATE, P. MCHENERY, J.G. (1987): The flavour and chemical assessment of dabs (*Limanda limanda*) caught in the vicinity or the Beatrice oil platform. - Mar. Poll. Bull. **18**: 186-189; Oxford.
- MCINTOSH, A.D., MASSIE, L.C., DAVIES, J.M., HOWGATE, P. & MACKIE, P.R. (1990): Assessment of fish from the northern North Sea for oil taint.- ICES CM E:24, GOP 15/8/5.
- MCINTYRE, A.D. (1982): Oil Pollution and Fisheries. - Phil. Trans. R. Soc. B. **297**: 401-411; London.
- MCINTYRE, A.D. (1988): Pollution in the North Sea from oil-related industry - an overview.- In: NEWMAN, P.J. & AGG, A.R. [eds.]: Environmental Protection of the North Sea: 425-444; Oxford.
- MCINTYRE, A.D. & TURNBULL, R.G.H. (1992): Environment.- In: CAIRNS, W.J.(ed.): North Sea Oil and the Environment: 27-56; London, New York.
- MEYERS, P.A. & OAS, T.G. (1978): Comparison of associations of different hydrocarbons with clay particles in simulated seawater.- Environ. Sci. Technol. **12**: 934-937.
- MILL, T., HENDRY, D.G. & RICHARDSON, H. (1980): Free radical oxidants in natural waters.- Science **207**: 886-887.
- MIDDLEDITCH, B.S. (1981): Environmental Effects of Offshore Oil Production. The Buccaneer Gas and Oil Field Study.- New York, London (Plenum Press).
- MORRISON, H. & CORCORAN, M. (1988): Platform Removal. A case study - methods and costs. - In: Proceedings of the First International Conference on Decommissioning Offshore, Onshore and Nuclear Works: 21-30; Manchester.
- NOAA-CNEXO (1982): Ecological Studies of the AMOCO CADIZ Oil Spill. Report of the NOAA-CNEXO Joint Scientific Commission, 479 S.
- NRC (National Research Council)(1985): Oil in the Sea. Inputs, Fates and Effects. - Steering Committee for the Petroleum in the Marine Environment. Update, Board

on Ocean Science and Policy, National Research Council [ed.]: 601 S., Washington D.C. (National Academy Press).

O'KEEFFE, D. (1985): A Computer Model for Predicting the Effects of Underwater Explosions on Swimbladder Fish. In: GREENE, G.D., ENGELHARDT, F.R. & PATERSON, R.J. [eds.]: Workshop on Effects of Explosives use in the Marine Environment.- COGLA EPB Technical Report 5: 324-353; Ottawa.

ORITSLAND, N.A., ENGELHARDT, F.R., JUCK, F.A., HURST, R. & WATTS, P.O. (1981): Effect of crude oil on polar bears.- 268p.; Departement of Indian Affairs and Northern Development (Canada Publication QS-8283-020-EE-AI; Canada Catalog No. R71-19/24-1981E).

OSIR (Oil Spill Intelligence Report)(1993): International Oil Spill Database. - Cutter Information Corp.: 10 S; Arlington.

OVERTON, E.B. & LASETER, J.L. (1980): Distribution of aromatic hydrocarbons in sediments from selected Atlantic, Gulf of Mexico and Pacific Outer Continental and Shelf areas.- In: PETRAKIS, L. & WEISS, F.T. (eds.): Petroleum in the Marine Environment, Advances in Chemistry Series 185: 327-341, American Chemical Society, Washington, D.C.

OVERTON, E.B., LASETER, J.L., MASCARELLA, W., RASCHKE, C., NUIRY, I. & FARRINGTON, J.W. (1980): Photochemical oxidation of Ixtoc I oil.- In: Proceedings of the Conference on the Preliminary Scientific Results from the Researcher/Pierce Cruise to the Ixtoc I Blowout: 41-386, NOAA, Office of Marine Pollution Assessment, Rockville, Md.

PATTON, J.S., RIGLER, M.W., BOEHM, P.D. & Fiest, D.L. (1981): Ixtoc I oil spill: flaking of surface mousse in the Gulf of Mexico.- *Nature* **290**: 235-238.

PAYNE, J. (1984): Petroleum Spills in the Marine Environment.- Woburn Mass. (Butterworth Publishers), (in press).

PEAKALL, D.B. & HALLET, D.J. et al. (1981): Toxicity of Prudhoe Bay Crude Oil and its Aromatic Fractions to Nestling Herring Gulls.- (in press).

PIATT, J.F., LENSINK, C.J., BUTLER, W., KENDZIOREK, M. & NYSEWANDER, D.R. (1990): Immediate impact of the Exxon Valdez oil spill on marine birds. *AUK*. **107**(2): 387-397.

PICKEN, G. (1989): Artificial Reefs. A new Life for Offshore Platforms. - Proceedings of the First International Conference on Fisheries and Offshore Petroleum Exploitation; Bergen/Norwegen.

POLEY, J.P., & WILKINSON, T.G. (1989): Invironmental Impact of Oil-Based Mud Discharges - A North Sea Perspective. - In: HALLERS-TJABBES, C.C & BIJLSMA [eds.]: Proceedings of the 3rd North Sea Seminar 1989 : Distress Signals, signals from the environment in policy and decision making: 155-163; Amsterdam.

- PRITCHARD, P.H. (1991): Bioremediation as a technology: Experiences with the Exxon Valdez oil spill.- *J.HAZARDOUS MATER* 28(1/2): 115-130.
- READ, A.D. & BLACKMAN, R.A.A. (1980): Oily Water Discharges from Offshore North Sea Installations: A Perspective. - *Mar. Poll. Bull.* 11: 44-47; Oxford.
- REIERSEN, L.O., GRAY, J.S., PALMORK, K.H. & LANGE, R. (1988): Monitoring in the vicinity of oil and gas platforms; Results from the Norwegian Sector of the North Sea and recommended methods for forthcoming surveillance.- In: ENGELHARDT, J.P., RAY, J.P. & GILLAM, A.H. [eds.]: *Drilling Wastes*: 91-117. (Galgary conference 1988).
- REINCKE, H. & UMLAND, R. (1989): Ölbekämpfungskonzept - Teil I. Strandreinigungskonzept Wurster Watt.- UBA-FB 90-080/1: 49 S.; Berlin.
- REINCKE, H. & KOCH, A. & MASCHKE, J. (1989): Ölbekämpfungskonzept Küste - Teil II. Ökonomische Auswirkungen einer Ölkatastrophe infolge von Tankerunfällen.- UBA-FB 90-080/2: 258 S.; Berlin.
- REINEKING, B. & VAUK, G. (1982): Seevögel - Opfer der Ölpest. Historie-Ursachen-Wirkung-Hilfen, eine Dokumentation. - 143 S.; Otterndorf (Niederelbe).
- REINEKING, B. (1987): Wirkung von Öl/Dispergator/dispergiertem Öl auf Seevögel. - In: WUNDERLICH, M. [ed.]: *Chemische Verfahren zur Bekämpfung von Verschmutzungen der deutschen Küste und der See durch Öl*: 361-366, UBA-FB 102 04 216/05; Berlin.
- REINEKING, B., VAUK, G., HARTWIG, E. & VAUK-HENTZELT, E. (1985): Stand der Untersuchungen zum Thema Seevogelverluste durch Ölverschmutzung an der deutschen Nordseeküste. - In: *Meereskundliche Untersuchungen von Ölunfällen*. Umweltbundesamt TEXTE 6/87: 248-268; Berlin.
- RIEMSDIJK van E., & OGILVIE, R.J., & MASSIE, W.W. (1986): MS4, marine spill simulation software set. Process description for the European Economic Community, Dep. of Civil Engineering: 74 p.; Delft.
- ROGERS, J.E., ARAUJO, R., PRITCHARD, P.H. & TABAK H.H. (1990): Role of mikroorganisms in the bioremediation of the oil spill in Prince William Sound, Alaska.- *Ecol. Res. Ser. Environ.Prot. Agency (U.S.)*: 15 S.
- RÜHL, W. (1992): Bodenschätze in Schleswig-Holstein : Von Salzkavernen, Heilquellen und Erdölfeldern.- 175 S.; Husum.
- SALCHOW, R. (1992): Der Quality Status Report (QSR) für Region 7a. - *Dt. Hydrogr. Z.* 44(5/6): 363-382; Hamburg.
- SCHOLTEN, M. & KUIPER, J. (1988): An Environmental Impact Assessment of Oil Pollution in the North Sea.- In: *Newmann, A.G.G.*: 446-455.

SCHOLTEN, M., GROENEWOUD VAN HET, H. & BOWMER, T. (1989): Defining environmental politics for offshore activities - a review from science.- In: HALLERS-TJABBES, C.C & BIJLSMA [eds.]: Proceedings of the 3rd North Sea Seminar 1989: Distress Signals, Signals from the environment in policy and decision making : 139-147; Amsterdam.

SCHREINER, O. (1980): Discharge of oil-bearing wast water from the production of petroleum on the Norwegian continental shelf.- In: JOHNSTON, C.S. & MORRIS, R.J.(eds.): Oil Water Discharges: 137-153; London (Applied Science Publishers).

SIDE, J.C. (1992): Decommission and Abandonment of Offshore Installations. In: CAIRNS, W.J. (ed.): North Sea Oil and the Environment: 523-545; London, New York.

SLEETER, T.D. & BUTLER, J.N. (1982): Petroleum Hydrocarbons in Zooplankton Fecal Pellets in the Sargossa Sea.- Mar. Poll. Bull. **13**: S. 54-56.

SMITH, G.L. (1977): Determination of the leeway of oil slicks.- In: WOLFE, D.A. (ed.): Fate and Effects of Petroleum Hydrocarbons in Marine Ecosystems and Organisms.- 351p.; New York (Pergamon).

STEGEMAN, J.J. & TEAL, J.H. (1973): Accumulation, release and retention of petroleum hydrocarbons by the oyster, Crassostrea virginica.- Mar. Biol. **22**: 37-44.

STEGEMAN, J.J. (1980): Cytochrome P-450 and benzo(a)pyrene metabolism in cardiac tissue of the marine fish Stenotomus versicolor.- Pharmacologist **20**: 248.

STRAUGHAN, D. (1979): Variability in chemical exposure of marine organisms to petroleum.- In: Symposium on Chemistry and Economics of Ocean Resources, Publication of Chemical Marketing and Economics Division: 467-475; Staten Island, N.Y. (American Chemical Society).

TAGGER, S., BIANCHI, A., JULLIARD, M. LE PETIT, J. & ROUX, B. (1983): Effects of microbial seedings of crude oil in seawater in a model system. - Marine Biology **78**: 13-20.

TEAL, J.M. & HOWARTH, R.W. (1984): Oil Spill Studies: A Review of Ecological Effects.- Environmental Management **8**: 27-44; New York (Springer).

TEAL, J.M., FARRINGTON, J.W., BURNS, K.A., STEGEMAN, J., TRIPP, B.W., WOODIN, B. & PHINNEY, C. (1992): The West Falmouth Oil Spill after 20 Years: Fate of Fuel Oil Compounds and Effects on Animals. - Mar.Poll. Bull. **24**(12): 607-614; Oxfort.

THOMAS, M.L.H. (1973): Effects of Bunker C oil on intertidal and lagoonal biota in Chedabucto Bay, Nova Scottia.- J. Fish Res. Board Can. **30**(1): 83-90.

THOMAS, R.E. & RICE, S.E. (1981): Excretion of aromatic hydrocarbons and their metabolites by freshwater and seawater Dolly Varden char.- In: VERNBERG, F.J., CALABRESE, A., THURBERG, F.P. & VERNBERG, W.B.(eds.): Biological Monitoring of Marine Pollutants: 425-448; New York (Academic Press).

TISSOT, B.P. & WELTE, D.H. (1978): Petroleum Formation and Occurrence.- 538 p.; New York (Springer).

TOTH, D. & TOMASOVICOVA, I. (1989): Microbial Interactions with Chemical Water Pollution.- 176 S.; New York, Chichester, Brisbane, Toronto (Wiley).

TWARDUS, E.M. (1980): A Study to Evaluate the Combustibility and other Physical and Chemical Properties of Aged Oils and Emulsions.- R & D Division, Environmental Emergency Branch, Environmental Impact Control Directorate, Environmental Protection Service, Environmental Canada; Ottawa, Ontario.

UBA (1993) : Gefährdung der deutschen Nord- und Ostseeküsten durch Unfälle mit gefährlichen Stoffen.- Arbeitspapier Umweltbundesamt: 43 S.; Berlin.

UKOOA (UK Offshore Operators' Association)(1988): The Abandonment of Offshore Installations. Factsheet on Oil and Gas Activities. - UKOOA; London.

UNEP (Governing Council of the United Nations Environment Programme)(1993): Updated scientific report on the environmental effects of the conflict between Iraq and Kuwait. Seventeenth session Nairobi 10-21 May 1992.-UNEP/GC.17/Inf.9: 17 S.

UNEP (1985): The impact of water-based drilling mud on the environment. - Working Group on oil Pollution (GOP) of the Paris Commission (PARCOM) 12/5/1.

VANDERMEULEN, J.H. & SCARRATT, D.J. (1979): Impact of oil spills on living natural resources and resource-based industry.- In: Evaluation of Recent Data Relative to Potential Oil Spills in the Passamaquoddy Area.- Fisheries and Marine Service Technical Report 901: 91-96; Ottawa, Ontario (Fisheries and Environment Canada).

VARANASI, U. & GMUR, D.J. (1981b): Hydrocarbons and metabolites in English sole (Parophrys vetulus) exposed simultaneously to (³H) benzo(a)pyrene and (¹⁴C) naphthalene in oil-contaminated sediment.- Aquat. Toxicol. 1: 49-68.

VARGO, S.L. (1981): The effects of chronic low concentrations of No. 2 fuel oil on the physiology of a temperate estuarine zooplankton community in the MERL microcosms.- In: VERNBERG, F.J., CALABRESE, A., THURBERG, F.P. & VERNBERG, W.B.(eds.): Biological Monitoring of Marine Pollutants: 295-322; New York (Academic Press).

VAUK, G. (1984): Oil Pollution Dangers on the German Coast. - Mar. Poll. Bull. 15: 89-93; Oxford.

VENKATESH, S. (1990): Model simulations of the drift and spread of the Exxon Valdez oil spill. - *Atmosphere-Ocean* **28**(1): 90-105.

VENOSA, A.D., HAINES, J.R. & ALLEN, D.M. (1991): Enhancement of oil degradation on a Prince William Sound beach with commercial inocula. - Program and Abstract. Second International Marine Biotechnology Conference (IMBC'91): 71 S.

VENOSA, A.D., HAINES, J.R., NISAMANEEPONG, W., GOVIND, R. & PRADHAN, S. (1990): Protocol for testing Bioremediation products against weathered Alaskan crude oil. - *Ecol.Res.Ser.U.S.Enviro.Prot.Agency*: 26 S.

WAKEHAM, S.G., SCHAFFNER, C. & GIGER, W. (1981): Diagenetic polycyclic aromatic hydrocarbons in recent sediments: structural information obtained by high performance liquid chromatography.- In: MAXWELL, J. & DOUGLAS, A.(eds.): *Advances in Organic Geochemistry*: 353-363; New York (Macmillan).

WENT, F.W. (1960): Organic Matter in the Atmosphere and its possible relation to petroleum formation.- *Proc. Nat. Acad. Sci.* **46**: 212-221.

WHITTLE, K.J., HARDY, R., MACKIE, P.R. & MCGILL, A.S. (1982): A quantitative assessment of the sources and fate of petroleum compounds in the marine environment.- In : CLARK, R.B. [ed.]: *The Long-Term Effects of Oil Pollution on Marine Populations, Communities and Ecosystems*: 9-34; London.

WHITTLE, K.J., MURRAY, J., MACKIE, P.R., HARDY, R. & FARMER, J. (1977a): Fate of hydrocarbons in fish.- *Rapp. P.-v. Reun. Cons. Int. Explor. Mer* **171**: 139-142.

WHITTLE, K.J., MACKIE, P.R., HARDY, R., McINTYRE, A.D. & BLACKMAN, R.A.A. (1977b): The alkanes of marine organisms from United Kingdom and surrounding waters.- *Rapp. P.-v. Reun. Cons. Int. Explor. Mer* **171**: 72-78.

WINDSOR, J.G.Jr. & HITES, R.A. (1979): Polycyclic aromatic soils.- *Geochim. Cosmochim. Acta* **43**: 27-33.

WONDZELL, B.E. (1981): Crude oil production and oilspills in Cook Inlet offshore.- Letter dated October 22, State of Alaska Oil and Gas Conservation Commission, Fairbanks.

WOOD, A.W., LEVIN, W., LU, A.Y.H., YAGI, H., HERNANDEZ, O., JERMA, D.M. & COONEY, A.H. (1976): Metabolism of benzo(a)pyrene derivatives to mutagenic products by highly purified hepatic microsomal enzymes.- *J. Biol. Chem.* **251**: 4882.

WU, J. & WONG, L.K. (1981): Microbial transformations of 7,12-dimethylbenzo(a)anthracene.- *Appl. Environ. Microbiol.* **41**: 843-845.

WUNDERLICH, M. (1985): Chemische Ölbekämpfung - Nationale und internationale Bemühungen.- In: Meereskundliche Untersuchungen von Ölunfällen, Umweltbundesamt TEXTE 6/87: 172-183; Berlin.

YEN, T.F. (1975): The Role of Trace Metals in Petroleum.- Ann Arbor Scientific Publishers, Ann Arbor, Mich.

ZEVENBOOM, W., ROBSON, M., MASSIE, L., & REIERSEN, L.O. (1992): Environmental Effects of Discharges from the Offshore Oil and Gas Industry in the North Sea. - Paris Convention for the Prevention of Marine Pollution, 16th meeting of the working group on oil pollution: 38 S.; London.

ZIKA, R.G. (1980): Marine Organic Photochemistry.- In: DUURSMA, E.K. & DAWSON, R.(eds.): Marine Organic Chemistry: Chap. 10; New York (Elsevier).

ZOBELL, C.E. (1969): Microbial modification of crude oil in the sea.- In: Proceedings, Joint Conference on Prevention and Control of Oil Spills: 317-326; Washington, D.C. (American Petroleum Institute).