



NOTA TÉCNICA CGPEG/IBAMA Nº 05/09

I - INTRODUÇÃO

As atividades de perfuração exploratória e produção de petróleo e gás no ambiente marinho brasileiro têm ocorrido historicamente tanto em águas rasas como em águas profundas da Zona Econômica Exclusiva. Todavia, os rumos tomados pelas descobertas tornaram as águas profundas o principal foco de concentração da atividade petrolífera em nosso país. Esta Nota Técnica faz uma compilação dos principais impactos provenientes da atividade de perfuração marítima de petróleo e gás em ambiente marinho.

A análise da bibliografia levantada concernente ao assunto, os estudos ambientais analisados pela Coordenação Geral de Petróleo e Gás (CGPEG) do IBAMA e os resultados dos projetos de monitoramento ambiental submetidos à CGPEG nos processos de licenciamento nos permitem inferir que as características de grande profundidade e afastamento da costa possibilitam, nessas regiões de água profundas, um ambiente com grande capacidade de dispersão e que fornece tempo e espaço para o controle de derrames acidentais. Deste modo, a atividade de E&P pode ser considerada menos impactante com relação à coluna d'água e ecossistemas costeiros. Com relação aos ecossistemas bentônicos, esta tendência pode ser considerada, desde que não existam, no local, comunidades de corais de profundidade ou algas calcárias, em que pese a maior diluição e dispersão de cascalhos na fase com *riser*.

Este documento permite embasar e nortear modificações na elaboração de Termos de Referência - e, por conseguinte, nos estudos ambientais requeridos - em dois sentidos: o primeiro, de sua simplificação e redução, visando a agilização da análise dos estudos pela eliminação de informações das quais a CGPEG já dispõe e que, em muitos casos, são periféricos à Área de Influência da Atividade. Por outro lado, pretende-se avançar no sentido de obter aquelas informações ambientais das quais pouco se tem conhecimento, ou seja, aquelas relacionadas às comunidades de mar profundo, principal Área de Influência das atividades de perfuração exploratória no Brasil. Tais comunidades são, atualmente, alvo de interesse mundial, consideradas estratégicas para a conservação da biodiversidade nos oceanos e para a produtividade da atividade pesqueira mundial. Sendo assim, o IBAMA não pode se omitir em zelar por estas comunidades marinhas e em garantir a sua integridade frente às atividades antrópicas que possam, porventura, ameaçá-las. Por outro lado, o IBAMA se dispõe a garantir que as atividades econômicas no ambiente marinho brasileiro possam ser licenciadas sem perdas desnecessárias de tempo e recursos, mas garantindo a harmonia e sustentabilidade à sociedade brasileira e suas futuras gerações.

Ressalta-se que esta Nota Técnica será revisada em 3 anos, com o objetivo de atualizar as informações disponíveis relacionadas aos impactos ambientais da atividade de perfuração marítima em águas profundas.

II- OBJETIVO

Esta Nota Técnica tem como objetivo apresentar os impactos ambientais decorrentes das atividades de perfuração marítima em águas oceânicas (considerando-se, no licenciamento

da atividade de perfuração marítima, o limite acima de 50 km de distância da costa ou profundidade maior que 1000 m).

III- OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- a) Reduzir o número de informações repetidas enviadas nos estudos ambientais por um mesmo empreendedor;
- b) Otimizar as análises dos estudos ambientais encaminhados como subsídio para obtenção das licenças de exploração de petróleo;
- c) Estimular pesquisas científicas sobre o impacto da atividade de perfuração em águas profundas.

IV - A ATIVIDADE

A primeira etapa da atividade de exploração marítima é a realização de prospecção sísmica marítima, onde se buscam locações de possíveis reservatórios de óleo e gás. A etapa seguinte é a de perfuração, que pode ser classificada como de exploração ou de desenvolvimento. A perfuração exploratória envolve poços para determinar a presença de hidrocarbonetos. Estes poços a serem inicialmente perfurados são denominados pioneiros e têm como objetivo sondar regiões ainda não produtoras. Caso um poço pioneiro acuse alguma descoberta, são perfurados outros poços para demarcar os limites do campo, chamados poços de delimitação ou extensão. Esta avaliação da extensão da jazida é um dos critérios necessários para se considerar comercialmente viável a produção do petróleo descoberto. Declarada a comercialidade do reservatório, começa a fase da produção naquele campo. São, então, perfurados os poços de desenvolvimento, que colocam o campo em produção. Deve ser ressaltado que, em certos casos, se aproveitam os poços pioneiros e de delimitação para produzir. Apesar dos equipamentos utilizados para cada tipo de perfuração poderem diferir, o processo de perfuração para cada tipo de poço é geralmente similar (Schaffel, 2001; Bernier *et al.*, 2003).

Novos conceitos de perfuração, incluindo poços horizontais, direcionais e multilaterais permitem que a perfuração ocorra com um menor número de plataformas, de maneira que estes recursos sejam desenvolvidos de forma mais econômica. Estas técnicas ainda possuem um viés ambiental que reduz, em área, a zona do substrato marinho que sofre distúrbio (Bernier *et al.*, 2003).

O processo de perfuração gera efluentes e cascalhos (com fluido aderido). As opções de gerenciamento de efluentes e de cascalhos incluem reutilização, descarte no mar, reinjeção e disposição ou tratamento em terra. A definição do gerenciamento destes efluentes segue, normalmente, as normas locais de regulação. Antigamente, utilizavam-se, largamente, fluidos de base não aquosa. Posteriormente, óleos minerais passaram a substituir óleo diesel ou óleo cru. Mais recentemente, fluidos de base óleo mineral, óleos minerais altamente refinados e fluidos sintéticos (ésteres, parafinas e olefinas) passaram a ser utilizados em larga escala.

As unidades de Perfuração Marítima podem ser fixas, que são utilizadas águas com lâminas d'água de até 200 m, ou móveis, indicadas para águas mais profundas. As plataformas móveis podem ser auto-elevatórias, semi-submersíveis e navios-sonda (Figura IV.1). O emprego de cada tipo de plataforma é condicionado à lâmina d'água, condições de mar, relevo do assoalho oceânico, finalidade do poço, disponibilidade de apoio logístico e, principalmente, à relação custo/benefício (Thomas, 2001).

Quando a plataforma utilizada é flutuante, uma série de equipamentos e procedimentos especiais deve ser adotada para manter o navio ou plataforma de perfuração em sua locação determinada e compensar os movimentos induzidos pela ação das ondas. A plataforma é então rebocada até a locação (em caso de não possuir propulsão própria) e lá chegando é ancorada ao fundo do mar (em caso de não possuir posicionamento dinâmico). É instalado na cabeça do poço o BOP, acoplado a um *riser* de perfuração, um tubo condutor de grande diâmetro, para estabelecer um meio de comunicação entre o poço e a plataforma na superfície, por onde irá circular o fluido de perfuração e conduzir o cascalho gerado na perfuração à superfície. O *riser* guia a coluna de perfuração e os revestimentos da plataforma até o poço (Schaffel, 2001).

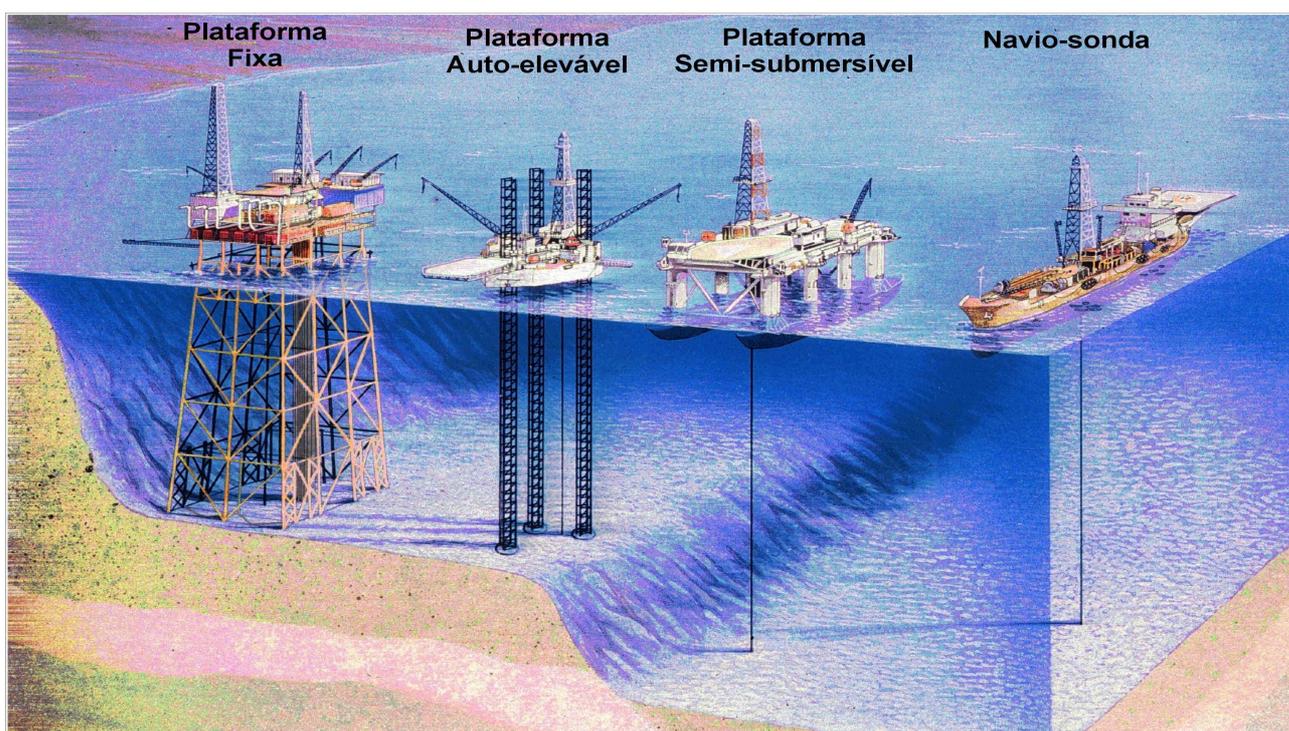


Figura IV.1. Plataformas de perfuração utilizadas em função da profundidade da atividade.

Fonte: Petrobras.

V - OS IMPACTOS AMBIENTAIS DA ATIVIDADE

A Resolução CONAMA Nº 001/86 define como impacto ambiental “qualquer alteração das propriedades físicas, químicas e biológicas do meio ambiente, causada por qualquer forma de matéria ou energia resultante das atividades humanas que, direta ou indiretamente, afetem a saúde, a segurança e o bem estar da população, as atividades sociais e econômicas, a biota, as condições estéticas e sanitárias do meio ambiente e a qualidade dos recursos ambientais”. Nesta definição, não cabe o conceito de significância, já que impacto ambiental é definido como “qualquer alteração”, independentemente de ser significativa ou não significativa (Lima, 1990 *apud* Spadotto, 2002).

Os impactos ambientais são apresentados em estudos ambientais (EIA/RIMA, RCA) como ferramenta de planejamento de estratégias e projetos de desenvolvimento, de maneira a auxiliar no planejamento de regulações ambientais. O propósito de se apresentar uma avaliação de impactos ambientais consiste em garantir que quaisquer fatores ambientais significantes sejam considerados desde o início do processo e que estes recursos sejam protegidos através de medidas planejadas (Institute of Ecology and Environmental Management, 2006). Assim, é preciso considerar-se, sempre, a área provável de ser afetada por determinado impacto, se ele é positivo ou negativo, se permanente ou temporário, se reversível ou não, se acontece imediatamente em seguida à ação (ou aspecto, conforme

definido na Resolução CONAMA Nº 306/2002) que o gera, ou se somente a médio ou longo prazo, sua sinergia e cumulatividade com demais impactos e sua magnitude (Pastakia, 1998; Rossouw, 2003; Institute of Ecology and Environmental Management, 2006), entre outros critérios de avaliação. Quando um impacto incide sobre um recurso ou fator ambiental de relevante interesse coletivo ou nacional, ele é dito estratégico (FEEMA, 1997). A interação destes critérios com as características de cada fator ambiental afetado resulta na definição da importância ou significância do impacto.

A determinação da importância ou significância de um impacto durante o desenvolvimento de estudos ambientais de um projeto impactante define o que é importante, desejável ou aceitável. Quando os impactos ambientais são avaliados de uma maneira integrada, é possível observar seus efeitos cumulativos, onde impactos aparentemente insignificantes individualmente se tornam significativos quando combinados, tanto no nível de projeto, quanto em conjunção com outras atividades pretéritas, presentes ou futuras que afetem o mesmo ambiente. O potencial de indução de um impacto (se ele é indutor ou cumulativo) é um critério fundamental ao se avaliar sua importância ou significância (Lawrence, 2005). Assim, a determinação de sua importância - ou significância - deve considerar uma análise da sensibilidade ambiental dos fatores bióticos, físicos e socioeconômicos juntamente com uma ponderação das alterações ambientais que ocorrerão e que podem ser aceitas pelas comunidades afetadas (Rossouw, 2003).

A complexidade dos impactos que ocorrem no meio marinho se intensifica, principalmente, pelo fato dos ecossistemas não possuírem mecanismos de auto-regulação, que assegurem a homeostase de processos vitais importantes. O estresse ambiental nos ecossistemas inclui impactos físicos e químicos que ocasionam desde distintas repostas biológicas a transformações complexas em todos os níveis hierárquicos biológicos (Patin, 1999).

Boesch & Rabalais (1987) sugerem que os impactos de duração maior que dois anos devem ser considerados como de longa duração. Segundo NRC (2003a), o limite superior da extensão de um impacto de longa duração é desconhecido. Poderia ser representado por uma geração inteira de um organismo afetado, ou poderia ser ainda mais longo. Um impacto pode representar um dano direto a um fator ou um dano à habilidade de um ecossistema de manter um recurso. O impacto pode não mais existir a partir do momento em que ocorrer a recuperação completa. A quantificação dos impactos e da recuperação é complicada, principalmente quando eles são medidos a partir de um ambiente marinho em alteração. Talvez ainda mais difícil do que determinar a extensão do dano seja determinar sua importância, ou significância. A extensão espacial, a persistência e o potencial de recuperação são importantes, assim como o valor dos recursos atingidos. Assim, considerando-se um mesmo local, o dano a uma área extensa é mais significativo que um dano a uma área reduzida deste mesmo local. O dano a uma área que contenha um fator de alta sensibilidade pode ser mais significativo que o dano a uma área muito maior, mas privada de fatores ambientais sensíveis.

A avaliação dos impactos ambientais decorrentes de atividades *offshore* define dois tipos de impactos: aqueles que ocorrem a partir da execução normal das atividades de perfuração e aqueles decorrentes de acidentes, como vazamento de óleo cru, diesel, fluidos de perfuração não aquosos, gás natural, *blowout* de poço ou abalroamento de mamíferos e quelônios marinhos pela própria plataforma de perfuração durante seu deslocamento ou alguma embarcação envolvida na atividade. Os impactos ambientais decorrentes das atividades normais da perfuração marítima são denominados, geralmente, como impactos reais. Os potenciais são aqueles relacionados aos riscos inerentes à atividade de perfuração. Estes impactos são avaliados, então, num limite geográfico onde a atividade se insere e até onde ela pode influenciar, medindo-se as variáveis de sua rotina normal de operações. A esta área, dá-se o nome de Área de Influência da atividade.

A Área de Influência da atividade define a abrangência geográfica dos impactos que a atividade acarretará aos meios físico, biótico e socioeconômico da atividade de perfuração marítima. A área de influência é definida através: (i) dos impactos decorrentes da instalação de estruturas, considerando a área de segurança no entorno da unidade; (ii) dos impactos decorrentes do descarte de efluentes e fluidos de perfuração/completação; (iii) da interferência com a atividade pesqueira; e (iv) das rotas das embarcações utilizadas durante a atividade até as bases de apoio, incluindo os próprios portos ou terminais.

Os limites da Área de Influência relativos ao meio socioeconômico incluem os municípios onde existam atividades econômicas desenvolvidas na área do empreendimento. Os limites de influência dos impactos decorrentes do descarte de cascalho e fluidos são definidos a partir de modelos de predição de dispersão das referidas plumas, através de modelagem matemática.

Em áreas onde já ocorrem atividades intensas de E&P, Patin (1999) discorre que podem ser formadas zonas que apresentam poluição química na coluna d'água. Alguns fatos sustentam esta premissa, como: (i) a presença de filmes de óleo na superfície da água (resultantes de descartes de águas oleosas, poluição por transporte de óleo e adição atmosférica de produtos de combustão incompleta de hidrocarbonetos durante testes de poço e outras operações); (ii) a presença de um vasto número de agentes e compostos (metais pesados, biocidas, inibidores de corrosão, produtos complexos de degradação fotoquímica de HPA's de alto peso molecular) em descartes sólidos e líquidos provenientes das plataformas - muitos destes compostos persistentes no meio marinho; e (iii) a distribuição altamente irregular de águas sujas e seus componentes na superfície e na coluna d'água em áreas de produção de óleo. Estes descartes podem formar campos com elevados níveis de poluição em zonas costeiras rasas ou áreas com pouco hidrodinamismo.

De acordo com Gomes *et al.* (2000), os danos em níveis inferiores de organização podem ter implicações nos níveis superiores, ou seja, os efeitos observados em nível sub-celular, celular e populacional refletem na estrutura das comunidades bióticas, podendo causar uma redução da biodiversidade e conseqüente deterioração do patrimônio genético local. Mas nem toda alteração no nível fisiológico, sub-celular e celular implica em alterações no nível das populações. Por esta razão, pode-se dizer que a avaliação dos danos só é conclusiva quando há uma análise da estrutura das comunidades e dos processos evolutivos no ecossistema.

O diagrama apresentado na Figura V.1, proposto por Underwood e Peterson (1988 *apud* Gomes *et al.*, 2000), mostra os tipos de medidas realizados nos diferentes níveis de organização e as possíveis conexões entre esses níveis.

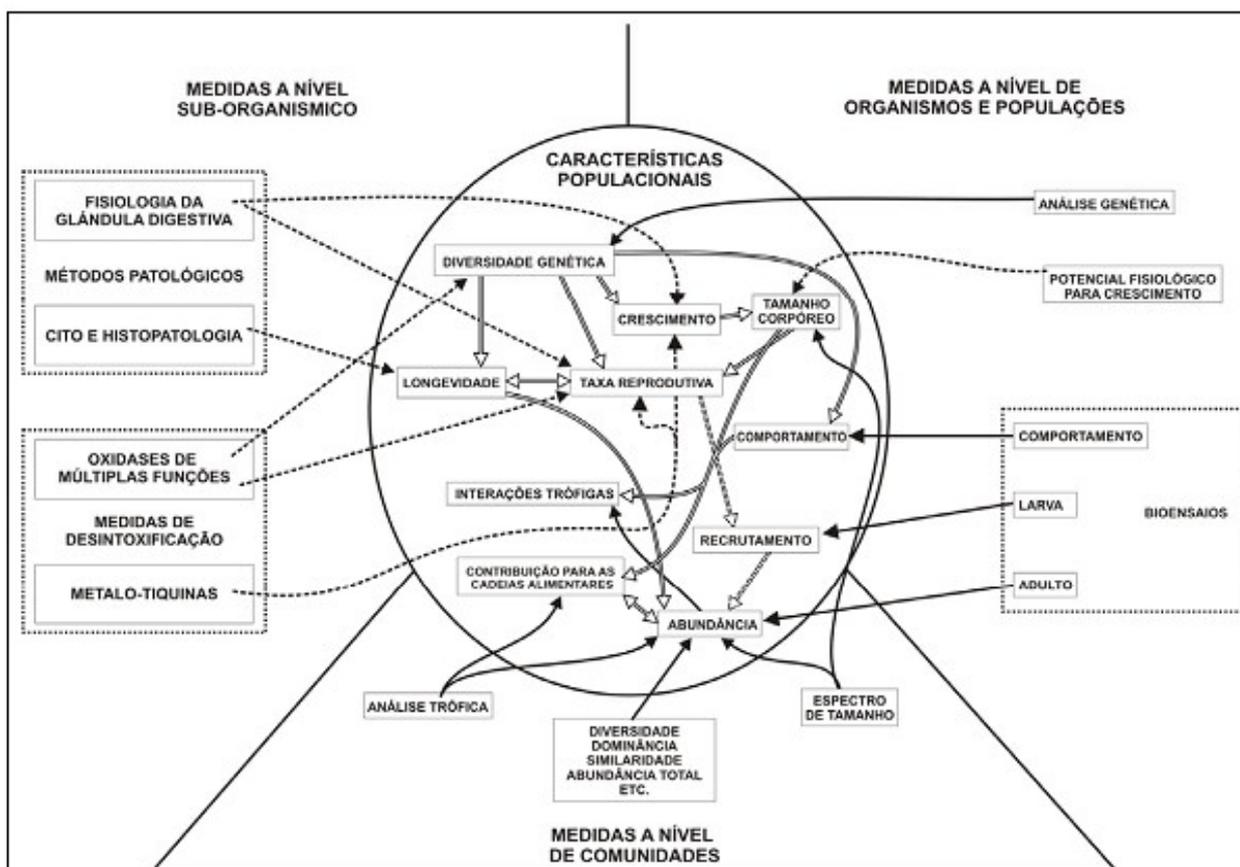


Figura V.1. Principais medidas de impacto realizadas nos diferentes níveis de organização dos seres vivos e suas conexões. As linhas contínuas indicam conexões já demonstradas para vários organismos marinhos. As linhas pontilhadas indicam conexões potenciais, porém ainda não demonstradas

Fonte: Modificado de Underwood & Peterson (1988 *apud* Gomes *et al.*, 2000).

Em geral, salvo em regiões que concentram corais, a atividade de perfuração executada em águas profundas gera impactos de menor magnitude e importância no ambiente. Ao contrário do observado em águas mais rasas e costeiras, a zona marinha é ambientalmente menos vulnerável do que a zona costeira, por oferecer grandes resistências às intervenções antrópicas, resistências que se ampliam na medida em que se afasta da linha da costa, representadas pelas grandes profundidades e correntes marítimas, tempestades e enormes distâncias entre as áreas terrestres densamente ocupadas. Além de fornecer parte substancial dos alimentos consumidos no planeta, a zona marinha responde por diversos recursos minerais, com destaque, conforme evidenciado nesta Nota Técnica, para o petróleo. A extensão e a diversidade da zona costeira e da zona marinha brasileiras, em termos de ecossistemas e espécies, configuram uma situação distinta, em que à biodiversidade local e às inúmeras espécies endêmicas se sobrepõem rotas migratórias e sítios de condicionamento e desova para espécies migratórias de distribuição global (MMA, 2002).

A biodiversidade representa uma importante fonte de recursos naturais para o planeta, tendo também um papel fundamental para o seu equilíbrio ecológico. Quanto maior a diversidade biológica, mais longas são as cadeias alimentares, mais complexas são as teias tróficas e mais eficientes são os mecanismos de auto-regulação e adaptação a possíveis alterações naturais ou antrópicas. A diversidade biológica é percebida de distintas formas por diferentes grupos de interesse, podendo seu valor ser avaliado segundo diversos critérios. Possui valor intrínseco e também valores ecológico, genético, social, econômico, científico, educacional, cultural, recreativo e estético.

Em termos econômicos pode-se dizer que a biodiversidade apresenta valores diretos, decorrentes da utilização de seus insumos e produtos (ex: lenha, peixes, grãos), valores indiretos, decorrentes dos benefícios oferecidos pela biodiversidade (ex: controle climático, produtividade dos ecossistemas), e o valor de existência, associado ao simples desejo de manter a beleza natural, independentemente da importância de uma espécie ou ecossistema para o equilíbrio ecológico (ex: recifes de corais, floresta de araucária) (McNeely *et al.*, 1990). Os serviços ambientais proporcionados pela biodiversidade mundial são estimados em 33 trilhões de dólares anuais, representando quase o dobro do PIB mundial (Garcia, 2007).

Nesta Nota Técnica, adota-se que os impactos apresentados possuem os critérios que norteiam a definição de sua importância ou significância reduzidos em relação àqueles mesmos critérios dos impactos identificados para atividades semelhantes realizadas em águas costeiras e/ou de maior sensibilidade ambiental. Os impactos identificados são, em sua maioria, diretos, temporários e reversíveis, localizados, ocorrendo imediatamente após a ação geradora do impacto.

No entanto, ressalta-se que, apesar de possuírem uma maior facilidade de gestão, com a implantação de medidas e projetos ambientais, eles não se configuram como desprezíveis, tendo sido observados em atividades semelhantes executadas mundialmente, conforme as referências bibliográficas apresentadas no decorrer deste documento.

Os aspectos ambientais são definidos em função das fases de execução da atividade e das características de cada fase. Portanto, para a atividade de perfuração marítima, são identificados, atualmente, os seguintes aspectos:

1. Comissionamento e mobilização da Unidade de Perfuração
2. Geração de ruídos
3. Descarte de efluentes sanitários, águas de drenagem, águas servidas e resíduos orgânicos
4. Geração de emissões atmosféricas
5. Descarte de fluido de perfuração de base aquosa
6. Descarte de cascalho com fluido de perfuração de base não aquosa aderido
7. Descomissionamento e desmobilização da atividade
8. Criação de áreas de restrição de uso
9. Geração de resíduos sólidos e oleosos
10. Demanda de insumos e serviços no município da base de apoio
11. Demanda de mão-de-obra

Os fatores ambientais identificados durante a execução da perfuração marítima, na qual são identificados os impactos reais da atividade, são listados a seguir:

1. Água
2. Sedimento
3. Ar
4. Comunidade planctônica
5. Comunidade bentônica
6. Comunidade nectônica
7. Atividades pesqueiras
8. Infraestrutura de disposição final de resíduos
9. Atividades de comércio e serviços
10. Tráfego marítimo, aéreo e rodoviário
11. Infra-estrutura portuária, aeroportuária e rodoviária
12. Criação e manutenção de empregos
13. Geração de expectativa

Os impactos potenciais se referem àqueles que não estão relacionados à execução normal da atividade de perfuração, se resumindo aos aspectos:

1. Derramamento acidental de óleo por *blowout*
2. Comissionamento e mobilização da Unidade de Perfuração e deslocamento das embarcações de apoio
3. Descomissionamento e desmobilização da Unidade de Perfuração

Os fatores ambientais afetados são distintos em função dos aspectos potenciais. Portanto, os fatores são citados, a seguir, em relação aos aspectos relacionados:

A. Derramamento acidental de óleo por *blowout*

1. Qualidade da água
2. Qualidade do ar
3. Qualidade do sedimento
4. Ecossistemas costeiros
5. Comunidades planctônicas
6. Comunidades bentônicas
7. Comunidades nectônicas
8. Recursos pesqueiros
9. Atividades pesqueiras
10. Atividades turísticas
11. Nível de tráfego marítimo e infraestrutura portuária
12. Infraestrutura de disposição final de resíduos

B. Comissionamento e mobilização da Unidade de Perfuração e deslocamento das embarcações de apoio

1. Introdução acidental de espécies exóticas
2. Colisão com espécies marinhas
3. Interferência na atividade pesqueira

C. Descomissionamento e desmobilização da Unidade de Perfuração

1. Introdução acidental de espécies exóticas
2. Colisão com espécies marinhas
3. Interferência na atividade pesqueira

V.1 - IMPACTOS AMBIENTAIS REAIS DA ATIVIDADE DE PERFURAÇÃO MARÍTIMA:

V.1.1 Aspecto: Comissionamento e mobilização da Unidade de Perfuração

1 - Alteração da qualidade da água

A atividade de perfuração marítima é iniciada através da mobilização da unidade de perfuração, com a fixação da plataforma no assoalho marinho, por: (i) ancoragem (plataforma semi-submersível) com tração e âncoras ou cabos tubulares (plataformas TLP); (ii) fixação das estruturas das pernas (plataformas auto-elevatórias); (iii) cravação de estacas (plataformas fixas); ou (iv) posicionamento dinâmico - neste último, não são utilizadas estruturas de fixação da unidade ao assoalho marinho.

Durante a fixação das pernas das plataformas ou do processo de ancoragem, ocorre a ressuspensão temporária dos sedimentos no entorno das estruturas, até seu completo assentamento no assoalho marinho. Durante a ressuspensão dos sedimentos, observa-se o aumento da turbidez e a diminuição da incidência de luz na coluna d'água. Os efeitos da

mobilização da unidade de perfuração na coluna d'água afetam, indiretamente, a comunidade pelágica.

Após a instalação da sonda de perfuração, a ressuspensão do sedimento pode ser observada de maneira local e temporária, enquanto durar a atividade de instalação (Cranswick, 2001). Quando a deposição ocorre em áreas de menor hidrodinamismo, o sedimento de maior granulometria requer um maior período de tempo para sua deposição. Ou seja, em áreas de maior hidrodinamismo, a reposição total do sedimento ocorre mais rapidamente.

2 - Alteração da comunidade bentônica

Caso a ancoragem seja realizada através da utilização de tração e âncoras, da fixação das pernas de plataformas auto-elevatórias, ou da cravação de estacas, a penetração destas estruturas no assoalho marinho depende, basicamente, do tipo de âncora, da altura da coluna d'água e da resistência do sedimento. Seu assentamento pode causar distúrbios a uma profundidade que pode exceder 30 metros (Cranswick, 2001) em sedimentos incoesos.

O maior impacto causado à integridade do sedimento, e, conseqüentemente, à biota bentônica, durante a instalação da plataforma, ocorre em função do posicionamento das âncoras ou das pernas da plataforma, de maneira direta (impacto mecânico) ou indireta (pela ressuspensão do sedimento). A área efetivamente afetada pelas âncoras depende da lâmina d'água, da granulometria e composição do sedimento, dos ventos, das correntes, do comprimento dos cabos de amarras e do tamanho das âncoras e dos cabos. Os danos causados pela ancoragem incluem o esmigalhamento e a quebra de sedimentos duros e danos às comunidades associadas. A ancoragem pode destruir uma larga área de habitat bentônico se a âncora for arrastada ou cravada (MMS, 2000).

Impactos acidentais decorrentes da ancoragem podem ser extensos e o processo de recuperação pode durar por mais de 20 anos, ou ainda se tornarem permanentes, dependendo da severidade do impacto. Os impactos causados pela disposição das amarras das âncoras são menos severos, com a recuperação levando alguns anos, já que não se espera alteração do substrato mais denso (Cranswick, 2001). Em comunidades de poliquetas maduros atingidos por distúrbios realizados no sedimento, os impactos podem permanecer por mais de 200 anos, com a possibilidade da comunidade afetada nunca se recuperar (MMS, 2000).

A instalação de estruturas submarinas pode ocasionar uma imediata redução na densidade de organismos bentônicos (Rezai *et al.*, 1999). Segundo De Paula & Creed (1999), comunidades bentônicas marinhas de áreas afetadas pela ancoragem possuem menor riqueza, diversidade e biomassa do que comunidades similares ocorrentes em áreas não sujeitas a tais interferências. Page *et al.* (1999) indicam que a presença de estruturas artificiais de exploração e produção de petróleo favorece a fixação de espécies ausentes anteriormente na área, que poderão aumentar sua distribuição e abundância, desestabilizando ou exercendo pressão sobre outras populações.

O impacto da fixação de estruturas no fundo oceânico afeta, particularmente, as comunidades de recifes de algas calcáreas e/ou corais (de águas rasas ou profundas) ou bancos de moluscos, algas e plantas aquáticas. Os recifes de corais sujeitos à disposição de âncoras apresentam índice elevado de fragmentos coralíneos dispersos pelo substrato (Davis, 1977 *apud* Luiz-Júnior, In MMA, 2007). Os danos podem ser ocasionados pelo choque e arrasto da âncora sobre corais e outros invertebrados, pelo atrito da corrente sobre estes organismos ou pela revirada e tombamento de cabeços de corais ou de rochas quando do recolhimento das âncoras (Dinsdale & Harriot, 2004). Estas comunidades ou ecossistemas são de extrema sensibilidade ambiental e importância para a manutenção da

biodiversidade, além de atuarem como fonte de alimentação e sustento das cadeias ecológicas marinhas.

Alguns estudos que documentaram os efeitos de instalação de estruturas rígidas submarinas sobre comunidades de invertebrados observaram uma redução imediata da densidade de organismos bentônicos (Tsui & McCart, 1981; Vinikour & Scubert, 1987; Vinikour *et al.*, 1987), alterações que, no entanto, não parecem ser de longa duração (Reid & Anderson, 1999), sendo que a comunidade pode se recompor num período entre seis meses e um ano.

3 - Alteração da comunidade pelágica

Dois cenários podem ser observados na comunidade pelágica durante o comissionamento, mobilização e instalação da unidade de perfuração: (i) aumento da ressuspensão de sedimentos na coluna d'água, aumentando a turbidez, que, indiretamente, afetaria as comunidades, por meio de menor disponibilização de luz e; (ii) atração de organismos marinhos, propiciando a formação de um novo ecossistema local.

A ancoragem da unidade de perfuração afeta, diretamente, a fauna bentônica e, indiretamente, a fauna pelágica que dela se alimenta. As plumas de turbidez podem reduzir a penetração da luz e diminuir as taxas de fotossíntese do fitoplâncton e a produtividade primária de determinada área, se a incidência de luz for alterada por um período longo de tempo. Se as cargas de ressuspensão permanecerem altas, a ictiofauna pode sofrer redução na sua habilidade de alimentação (NOAA, 2003a).

Os componentes do material ressuspensado podem reagir com o oxigênio dissolvido da água e resultar numa breve depleção de oxigênio para os organismos aquáticos. A ressuspensão pode ainda auxiliar na recirculação, na coluna d'água, de metais tóxicos, hidrocarbonetos, orgânicos hidrofóbicos, pesticidas e nutrientes presentes no sedimento. Alguns destes materiais podem se tornar biologicamente disponíveis para os organismos da coluna d'água ou para organismos presentes em níveis superiores da cadeia trófica.

A mobilização e instalação da unidade de perfuração, estruturas consolidadas submersas funcionam como atradoras de organismos marinhos, nas suas formas larvais ou adultas, atuando, muitas vezes, como locais de alta diversidade biológica, mesmo em áreas de alta profundidade, com características oligotróficas (Relini *et al.*, 1997; Athanassopoulos *et al.*, 1999; Fabi *et al.*, 2002 e 2004; Love & York, 2005). A atração dos organismos marinhos pela unidade de perfuração ocorre através de duas vias: (i) pela bioincrustação, atuando como estágio inicial de atração para organismos componentes de níveis tróficos superiores e; (ii) como abrigo e fornecedora de sombra, principalmente para espécies recifais.

Mesmo que as atividades de perfuração ocorram por um curto período de tempo num mesmo local (em média, 2 a 3 meses), observam-se estágios iniciais de colonização, via incrustação, com formação inicial de biofilme, crescimento de macroalgas e recrutamento de larvas de invertebrados, na plataforma de perfuração e no trecho superior da coluna de perfuração. Registros relacionados à sucessão ecológica em substratos artificiais no meio marinho relatam a presença de comunidades bioincrustantes em períodos de dias a um mês (Fabi *et al.*, 2004; Bourne *et al.*, 2006).

Durante a instalação da plataforma de perfuração, alguns efeitos diretos podem ser observados em espécies de peixes (incluindo-se, aí, o ictioplâncton), como alterações no comportamento, na sobrevivência e/ou desenvolvimento de espécies do ictioplâncton e na sobrevivência de espécies de peixes, levando à mortalidade ou a um aumento do estresse, que pode reduzir suas taxas de crescimento e/ou resistência a doenças. A ressuspensão do sedimento pode ainda alterar o habitat de algumas espécies (Reid & Anderson, 1999).

A comunidade pelágica começa a se restabelecer em função da volta às condições hidrodinâmicas originais e do restabelecimento da comunidade bentônica.

Outro impacto que pode ser observado a partir da instalação da plataforma de perfuração é a atração ou o afugentamento de espécies nectônicas ou aves marinhas em função da luminosidade emitida pela estrutura, ou o afastamento da comunidade pelágica, por efeito direto das atividades de ancoragem e instalação dos equipamentos. Diferentemente da atividade de produção de hidrocarbonetos, em que, muitas vezes, o gás separado do óleo é queimado pelo *flare* e não aproveitado, gerando uma chama constante durante a execução da atividade, a perfuração emite a luminosidade necessária para o funcionamento dos equipamentos e habitação da plataforma. No entanto, em áreas mais afastadas da costa, onde não há a luminosidade do litoral, a iluminação emitida pela plataforma pode atrair e desorientar tartarugas marinhas, que buscam áreas litorâneas e mais iluminadas, e aves marinhas, durante sua rota migratória. Segundo OSPAR (2007), em estudo de monitoramento ambiental realizado na Holanda, calculou-se que cerca de 10% da população total de aves marinhas que migram pelo Mar do Norte eram afetados, de alguma maneira, pela luz emitida pelo *deck* de instalações *offshore*.

4 - Interferência na atividade pesqueira

A movimentação de embarcações durante o comissionamento da Unidade de Perfuração poderá afetar a atividade pesqueira, pela restrição de uso temporária de pesqueiros na rota de deslocamento da Unidade de Perfuração e por modificação no comportamento e distribuição de recursos, alterando a capacidade de captura pelos pescadores.

V.1.2. Aspecto: Geração de ruídos

1 - Alteração das populações de mamíferos marinhos

O som ou ruído representa uma vibração ou onda acústica que viaja através de determinado meio, como o ar ou a água. Ondas acústicas podem ser descritas tanto pela velocidade a qual uma pequena porção do meio vibra - chamada de velocidade da partícula - quanto pela pressão correspondente associada à vibração. A frequência é a taxa de vibração, medida em Hertz (Hz) ou ciclos por segundo. Um tom é um som de frequência constante que permanece por um tempo substancial. Pulso é um som de duração curta e pode incluir uma larga extensão de frequências.

Sons antropogênicos são gerados no oceano intencional ou acidentalmente, resultando em poluição sonora de alta intensidade e aguda, ou de menor nível e crônica, causando efeitos deletérios nos mamíferos marinhos (NRC, 2005). Os locais de poluição sonora se distribuem, geralmente, por áreas costeiras, principalmente as que representam habitats de alta sensibilidade de mamíferos marinhos. O aumento da utilização dos oceanos para navegação comercial, exploração geofísica e exercícios de guerra resultou em maiores níveis de poluição sonora nas últimas cinco décadas (um aumento de cerca de 10 vezes) (Hildebrand, 2005).

Resultados de estudos sobre impactos de ruídos sobre mamíferos marinhos sugerem que a poluição sonora é um fator importante na saúde dos habitats de mamíferos marinhos. Há evidências suficientes para concluir que sons de alta intensidade são prejudiciais e, em determinadas ocasiões, fatais aos mamíferos marinhos. Dados comportamentais relacionados às reações dos mamíferos marinhos à geração de ruídos são complexos,

parcialmente em função da escassa habilidade de observá-los no meio ambiente. Observações realizadas até então sugerem que, em momentos oportunos, os mamíferos marinhos evitam os sons de alta intensidade (Richardson *et al.*, 1995). Os efeitos significativos da geração de níveis de ruídos de alta pressão podem se restringir a alguns indivíduos ou, no caso de ampla exposição, se dispersar a um nível populacional.

O som é uma forma extremamente eficiente de propagação de energia pelo oceano e os mamíferos marinhos evoluíram de maneira a explorar este potencial, utilizando o som como fonte primária de comunicação subaquática e percepção (Hildebrand, 2005; NRC, 2003b; NRC, 2005). Os odontocetos desenvolveram sofisticados sistemas de ecolocação para perceber e rastrear a presença de presas e participar de complexas trocas de vocalizações com animais da mesma espécie. Mysticetos desenvolveram sistemas acústicos de comunicação de longas distâncias, de maneira a facilitar acasalamentos e interações sociais. Os mamíferos marinhos podem usar o som de fontes naturais como guia para navegação, detecção de presas e escape de predadores. O som ambiente dos oceanos é um importante aspecto de habitats de mamíferos marinhos e espera-se que eles escolham suas posições e baseiem seus comportamentos, em parte, nos sons naturais ou antropogênicos.

A resposta dos mamíferos marinhos a ruídos depende de uma série de fatores, incluindo: (i) o nível de pressão do som e outras propriedades (frequência, duração, local de geração do ruído); (ii) o estado físico e comportamental dos animais (sensibilidade auditiva, idade, sexo, presença de filhotes); e (iii) as características ecológicas e de acústica do ambiente (local de exposição, proximidade da costa). As respostas comportamentais podem variar de alterações súbitas no ritmo de mergulhos e respirações à suspensão da vocalização e fuga ativa da região de maiores níveis de ruídos.

O espectro de frequência do ruído que pode ser importante para os mamíferos marinhos deveria se equiparar aproximadamente ao espectro de som que eles produzem. Para grandes mysticetos, a produção do som é no espectro de baixa frequência de 10 Hz a 1.000 Hz, enquanto que, para pequenos odontocetos, a produção do som é no espectro de média a alta frequência, variando entre 1 KHz e 200 KHz (Hildebrand, 2005).

Segundo NRC (2005), nenhum estudo científico demonstrou, conclusivamente, uma conexão entre a exposição a ruídos e efeitos adversos em uma população de mamíferos marinhos. Estas considerações levaram a estudos alternativos dos efeitos do som nestes mamíferos. Por um lado, os ruídos podem representar somente um efeito indireto na conservação de populações destes animais. Por outro lado, o que se observou, até o momento, podem ser somente os primeiros anúncios de ponta do *iceberg* com relação ao som e mamíferos marinhos.

Quando ocorre a perfuração, gera-se um ruído auxiliar, em função de atividades de apoio (barcos e helicópteros) (NRC, 2003b). Em geral, plataformas de perfuração são os equipamentos da atividade que mais geram ruídos, com um nível de pressão de som máxima entre 10 Hz e 10 kHz, de cerca de 190 dB re¹ (Richardson *et al.*, 1995). Acredita-se que estas plataformas sejam as mais ruidosas, uma vez que o casco é um eficiente transmissor de todos os barulhos internos da embarcação, considerando-se, ainda, que as plataformas que utilizam *thrusters* para posicionamento, em vez de ancoragem, emitem ruídos de propulsão por grande parte do tempo durante a perfuração.

Animais em descanso são mais suscetíveis ao distúrbio sonoro do que aqueles que realizam alguma atividade social. Segundo comunicação pessoal de Wursig (Richardson *et al.*, 1995), "*golfinhos em descanso tendem a evitar barcos, golfinhos em comportamento de alimentação os ignoram e golfinhos em socialização podem se aproximar*".

Baleias franca e cinza em migração desviam do local emissor de ruídos, ao som de atividades industriais em execução ou gravações de atividades industriais. Quase todas as baleias franca reagiram, segundo Richardson *et al.* (1991) a níveis recebidos de 114 dB re¹. No entanto, se não há outra opção, baleias franca em migração passarão por um campo ruidoso de maneira a continuar seu comportamento migratório. Durante períodos de acasalamento, quando o único caminho era dentro de um raio de 200 m de um projetor que emitia sons associado a uma plataforma de perfuração, as baleias franca continuaram pelo espaço ruidoso que recebia níveis de 131 dB re¹.

Durante a execução de atividades de perfuração em águas profundas, podem ocorrer alterações no comportamento de mamíferos marinhos, caso o som emitido pela atividade atinja os limites de detecção e perturbação destes organismos.

V.1.3. Aspecto: Descarte de efluentes sanitários, águas de drenagem, águas servidas e resíduos orgânicos

1 - Alteração da qualidade da água

O lançamento de efluentes na coluna d'água pode provocar alterações nos níveis de nutrientes e de turbidez da água, podendo alterar, temporariamente, a qualidade ambiental da área afetada. De acordo com a Nota Técnica CGPEG/DILIC/IBAMA Nº 08/08, a plataforma de perfuração deve contar com sistemas de tratamento de efluentes sanitários e triturador de alimentos, que devem minimizar os efeitos dos descartes, mesmo que estes sejam diários.

O lançamento de efluentes sanitários, resíduos orgânicos, águas servidas e de drenagem deve causar alterações locais na qualidade da água, porém sem produção de sólidos flutuantes (sendo utilizados os sistemas de tratamento de efluentes sanitários e triturador de alimentos), alterações na cor da água ou salinidade local, já que ocorre rápida diluição do cloreto residual do sistema (caso o efluente seja clorado).

Considerando-se o efetivo a bordo da plataforma, pode-se prever, conservativamente, que sejam geradas quantidades significativas de efluentes e resíduos orgânicos pontualmente, ou seja, ao seu redor, o que aumentará a disponibilidade de nutrientes e a turbidez da água (CETESB, 2006), mesmo que as correntes superficiais da região onde ocorre a atividade os dispersem rapidamente.

2 - Alteração da biota marinha

A biota marinha presente na coluna d'água pode ser afetada, indiretamente, pelo descarte de efluentes sanitários, em função da alteração da qualidade da água.

Estas alterações locais afetam, de maneiras distintas, a comunidade pelágica. O aumento de nutrientes favorece o incremento da produtividade primária, influenciando o restante da cadeia trófica pelágica, aumentando a biomassa fitoplanctônica, principalmente nas camadas superiores da coluna d'água oceânica, caracteristicamente oligotrófica, fator limitante para o crescimento do plâncton, o que se reflete no restante da cadeia trófica.

A maior disponibilidade de alimento no ambiente para a comunidade planctônica poderá gerar um adensamento de organismos nectônicos (muitos deles de reconhecido interesse econômico, por se apresentarem como recursos pesqueiros), alterando a densidade e até a composição da comunidade local, um efeito que pode ocorrer concomitantemente à atração destes organismos em função do efeito de sombreamento da plataforma de perfuração e à atração relacionada à maior disponibilidade de alimento após a bioincrustação da comunidade bentônica na superfície da plataforma.

O aumento da turbidez na coluna d'água, que impede parcialmente a penetração de luz solar, não diminui a tendência de aumento da densidade e diversidade da comunidade planctônica, em função da maior disponibilidade de nutrientes.

V.1.4. Aspecto: Geração de emissões atmosféricas

1 - Alteração da qualidade do ar

As emissões atmosféricas ocorrem durante todas as fases das atividades de E&P. As principais fontes de emissões incluem: (i) queima constante ou periódica de gás associado ou quantidades excessivas de hidrocarbonetos durante teste de poço e de desenvolvimento; (ii) combustão de combustível gasoso ou líquido nas unidades geradoras de energia da plataforma, embarcações de apoio e base de apoio terrestre (geradores a diesel e bombas, turbinas de gás, maquinário de geração interna de energia); (iii) evaporação ou ventilação de hidrocarbonetos durante diferentes fases da atividade (Patin, 1999).

As plataformas de perfuração podem ter sistemas de propulsão e de energia próprios ou serem rebocadas até sua locação. O sistema de propulsão é formado por sistemas *thrusters* (utilizados para manobras e para estabilização) e de motores de propulsão para o deslocamento. O fornecimento de energia interna da plataforma é contínuo e é direcionado para o atendimento dos tripulantes. Estes motores fornecem energia mecânica para operar a mesa rotatória para a perfuração, bombear o fluido, utilizar os equipamentos de suspensão, ou ainda operar bombas ou geradores associados, que funcionam a óleo diesel. No cálculo diário de consumo de óleo diesel da atividade, devem ser estimadas ainda as emissões das embarcações de apoio da atividade, considerando-se as emissões de óxidos de nitrogênio (NO_x), monóxido de carbono (CO), óxidos de enxofre (SO_x), dióxido de carbono (CO₂), hidrocarbonetos totais (HTP) e material particulado total (MPT), de acordo com os fatores de emissão publicados pela USEPA (1996) na AP-42, Seção 3.4, *Large Stationary Diesel & All Stationary Dual Engines*.

Os componentes mais perigosos da queima são os óxidos de nitrogênio e enxofre, monóxido de carbono e os produtos da queima incompleta dos hidrocarbonetos, particularmente os HPAs. Os HPAs, especialmente o benzo(a)pireno, entram no meio marinho principalmente devido à deposição atmosférica (Neff, 1979 *apud* Patin, 1999). Eles podem interagir com a atmosfera, sofrendo transformação pela radiação solar, com posterior deposição sobre a superfície do mar e mesmo sobre o continente, formando bolsões de poluição local e regional, inclusive nas águas oceânicas (Patin, 1999). Buchanan *et al.* (2003) reiteram que alterações na qualidade do ar podem afetar, indiretamente, aves marinhas que utilizam a área da atividade.

Testes de poço no Mar de Beaufort (GESAMP, 1993) geraram significativa evidência de impacto de emissões atmosféricas sobre o ambiente marinho. A superfície do gelo do entorno da região onde foi realizada a queima de combustível excedente estava poluída pela deposição atmosférica. A composição química do resíduo era similar àquela das frações de alto peso molecular do óleo produzido.

Reitera-se que a CGPEG, conforme estabelecido na Nota Técnica CGPEG/DILIC/IBAMA Nº 08/08, pretende estabelecer uma discussão com a indústria para analisar os dispositivos da Resolução CONAMA Nº 382/2006 (relacionados aos limites máximos de concentração dos poluentes permitidos pela legislação brasileira). Após o estabelecimento das diretrizes, as empresas deverão seguir os critérios definidos relacionados aos limites máximos, de maneira a minimizar os impactos relacionados à alteração da qualidade do ar.

V.1.5 Aspecto: Descarte de fluido de perfuração de base aquosa

1 - Alteração da qualidade da água

A maior parte dos fluidos de perfuração utilizados no mundo é formada por líquidos à base de água (MMS, 2000). O fluido de base aquosa consiste numa mistura de sólidos, líquidos e aditivos químicos, tendo a água como a fase contínua. O líquido base pode ser a água salgada, água doce ou água salgada saturada (salmoura), dependendo da disponibilidade e das necessidades relativas ao fluido de perfuração (Schaffel, 2001).

A dispersão do fluido aquoso deve ser estimada em função do volume e das fases dos poços em que ele será utilizado e do seu tipo de descarte. Os resultados desta modelagem devem servir como ferramenta para o dimensionamento do impacto ambiental. Na maioria dos projetos de poços, o fluido utilizado para perfuração das duas primeiras fases dos poços e o cascalho gerado não retornam para a plataforma, mas retornam direto para o fundo do mar. Nas fases subseqüentes, devido à utilização de *riser*, ocorre o retorno de fluido e cascalho para plataforma, onde estes são armazenados e descartados na coluna d'água, posterior ou concomitantemente à atividade.

Pode-se prever que o fluido aquoso descartado sem a utilização de *riser*, ou seja, sem retorno para a plataforma, persista por um determinado período de tempo na coluna d'água antes de sua diluição a concentrações não detectáveis, alterando, temporariamente, a qualidade da água na região da pluma de descarte, principalmente, em função dos aditivos químicos usados em sua composição (que incluem agentes para controle de viscosidade, gravidade específica, lubrificação, temperatura e corrosão). Estes fluidos consistem, geralmente, de 90% de água e demais porções de barita, argilas, lignosulfonato, lignita, soda cáustica, entre outros aditivos, que podem aumentar a toxicidade do fluido aquoso. Estes aditivos são mensurados de maneira a balancear a performance e a toxicidade ambiental (Breuer *et al.*, 1999).

Quando os fluidos de base aquosa e os cascalhos são descartados no mar, a partir das plataformas, as partículas maiores e os sólidos floculados, que representam cerca de 90% da massa de sólidos da lama ou mistura, formam uma pluma que se acomoda rapidamente no fundo. Os 10% restantes da massa consistem de partículas argilosas não floculadas, que se diluem rapidamente. Na água do mar, o fluido se dilui numa taxa de 100 vezes, dentro de um raio de 10m ao redor do ponto de descarte, e numa taxa de 1000 vezes, depois de um transporte por 10 minutos numa distância de cerca de 100m ao redor da plataforma (Neff, 2005).

Fluidos de base aquosa se assentam e se acumulam no substrato marinho. Se são descartados próximos à superfície, o fluido e o cascalho se dispersam na coluna d'água numa área extensa e se assentam como uma fina camada numa grande área do assoalho. Se o descarte é realizado logo sobre o sedimento, o cascalho pode se acumular numa grande e profunda pilha próxima ao local do descarte. O acúmulo de cascalho e fluido no assoalho pode conter altas concentrações de vários metais, particularmente bário (da barita presente no fluido de perfuração) e, às vezes, hidrocarbonetos de petróleo. Cromo, chumbo e zinco são os metais, além do bário, que são mais freqüentes nas pilhas de cascalho (Nediljka *et al.*, 2006).

De acordo com modelagens realizadas, a EPA (1993 *apud* Burke & Veil, 1995) estima que descartes de fluidos de perfuração (presumivelmente base aquosa) podem exceder os critérios de qualidade da água e do sedimento preconizados pela agência, num raio maior que 100 m do ponto de descarte. No entanto, Neff (2005) e Patin (1999) concluem que organismos pelágicos usualmente não são expostos a fluidos de perfuração por um período suficientemente longo e em concentrações suficientemente altas para ocasionar efeitos agudos ou sub-letais. Os efeitos estariam restritos ao sedimento marinho e às áreas imediatamente próximas ao ponto de descarte, além dos organismos pelágicos serem mais

afetados pela fase particular suspensa do fluido do que pela fase líquida, indicando que as partículas suspensas do fluido possam contribuir substancialmente para sua toxicidade.

Patin (1999) afirma que um largo espectro de concentrações de fluidos pode causar efeitos tóxicos distintos. Os componentes dos fluidos de base aquosa, assim como os de base sintética, causam um vasto espectro de respostas à sua exposição, de ausência de efeitos visíveis à toxicidade letal. Desta maneira, a alteração da qualidade da água poderá variar em níveis de acordo com os componentes e com a toxicidade dos fluidos de perfuração de base aquosa utilizados na atividade.

2 - Alteração da comunidade pelágica

Durante o processo de licenciamento de blocos onde ocorrerão atividades de perfuração marítima, o IBAMA exige que sejam apresentados laudos que contenham os testes de toxicidade dos fluidos (em sua composição total) previstos de serem utilizados. Na avaliação dos laudos apresentados, considera-se o exposto no artigo 26 da Resolução CONAMA N° 357, de 17 de março de 2005, que dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes e o padrão utilizado pela EPA, que adota 30.000 ppm da FSS (Fase de Sólidos Suspensos - extrato na proporção de uma parte de fluido para nove partes de água), em testes de toxicidade aguda com *Mysidopsis bahia* (semelhante às espécies de misidáceos ocorrentes na costa brasileira *Mysidium gracile* e *Mysidopsis juniae*). Para que os fluidos a serem utilizados na atividade possam ser descartados, a CL50 (concentração letal mediana após determinado tempo) com a espécie teste deve se encontrar acima deste limite preestabelecido. A espécie *Lytechinus variegatus* não possui limite de toxicidade estabelecido.

De acordo com Neff *et al.* (2000), diversos estudos de impacto ambiental mostram que a toxicidade de fluidos aquosos para os organismos pelágicos é baixa, a menos que o material descartado contenha altas concentrações de óleo diesel (adicionado para lubrificação de fluidos aquosos) ou cromo hexavalente (lignossulfato de cromo - adicionado para estabilizar a temperatura). Nenhum efeito adverso na comunidade pelágica exposta ao descarte de fluidos aquosos ou cascalho aderido com esses fluidos foi documentado ou é esperado de acontecer, segundo os autores.

Apesar de serem menos nocivos do que fluidos oleosos e sintéticos, os de base aquosa podem ocasionar impactos mais sérios, mais extensos e mais duradouros. Os efeitos de uma pluma de partículas extremamente finas na coluna d'água ainda não são muito bem conhecidos e podem afetar estágios larvais de peixes comerciais e moluscos. O descarte de substâncias no mar é ambientalmente danoso, tecnicamente desnecessário e, como não é quantificado em longo prazo, pode ser ainda mais dispendioso do que a re-injeção *offshore* ou a disposição em terra (Wills, 2000).

Em muitos casos, os efeitos sub-letais em animais marinhos foram observados em concentrações de cascalho com fluido apenas um pouco inferiores do que aquelas consideradas severamente letais. Em algumas espécies, as respostas sub-letais foram observadas em concentrações de magnitude até duas vezes menor que as concentrações severamente letais. As espécies sensíveis incluíram recifes de coral, larvas de lagostas e embriões e larvas de moluscos. O recrutamento de larvas planctônicas para sedimentos arenosos, em experimentos laboratoriais, diminuiu quando altas concentrações de cascalho e fluido foram misturadas ou colocadas sobre o sedimento. Wills (2000), baseando-se em estudos de laboratório de toxicidade letal aguda e crônica/sub-letal de cascalho e fluido e em observações de campo de taxas de diluição da pluma de cascalho com fluido na coluna d'água, concluiu que organismos pelágicos nunca serão expostos ao fluido de perfuração por tempo suficiente e em concentração tão alta que resulte em respostas agudas ou sub-letais.

Patin (1999) afirma que fluidos aquosos, embora preferenciais em relação aos sintéticos e oleosos por razões ambientais, também podem afetar os organismos marinhos. Excluindo-se a questão da toxicidade, fluidos aquosos depositados no substrato marinho podem sufocar a fauna bentônica, como será abordado adiante, e, na forma de uma pluma dispersa na água, podem interferir na respiração de pequenos organismos marinhos e peixes pelágicos. Partículas menores que 0,01 mm podem permanecer na coluna d'água por semanas ou meses. Como resultado, grandes áreas de elevada turbidez são criadas em volta de plataformas de perfuração. Estas áreas de maior turbidez podem revelar um certo risco. A Rússia, por exemplo, não permite o aumento, em relação às condições naturais, de 0,25 mg/l - 0,75 mg/l de material suspenso em locais que contenham pesqueiros. Como observação direta em áreas de perfuração exploratória na costa russa, observou-se que plumas persistentes de maior turbidez perturbam o equilíbrio dos processos de produção-destruição na camada fótica da coluna d'água, podendo causar danos até em níveis de ecossistema. Evidências experimentais mostram efeitos negativos de suspensão de material particulado (com tamanhos entre 0,005mm - 0,01 mm) em organismos marinhos. Um aumento de curto prazo na concentração de tal suspensão acima do nível de 2-4 g/l causou efeitos adversos imediatos e a morte de indivíduos juvenis de salmões, bacalhaus e anfípodas ocorrentes na área.

Apesar dos principais componentes dos fluidos aquosos serem relativamente menos danosos quando são diluídos no mar, Patin (1999) e Cranford *et al.* (1999) afirmam que, como outros fluidos, eles contêm aditivos que podem ser extremamente tóxicos, mesmo em reduzidas concentrações. Ou seja, a utilização de formulações aquosas não elimina completamente os danos ambientais. Alguns estudos comparativos demonstraram que fluidos aquosos nem sempre atendem rigorosamente as exigências ambientais (Sorbye, 1989 *apud* Wills, 2000). Particularmente, eles possuem alguns biocidas e metais pesados em sua formulação. Organismos marinhos seriam mais sensíveis à fração particulada suspensa do que à fração líquida, ou seja, as partículas suspensas podem contribuir substancialmente para sua toxicidade (NRC, 1983).

Patin (1999) cita estudo de Kozak & Shparkovski (1991 *apud* Patin, 1999), que demonstraram que os fluidos aquosos levaram a alterações nas taxas de respiração e de batimentos cardíacos de salmões juvenis expostos a concentrações entre 2 mg/l e 15 mg/l por poucos minutos e, em bacalhaus e linguados expostos à concentração de 5 mg/l por 10 a 30 dias, levando-os a uma "sobrevivência reduzida". Danos iniciais foram observados em bacalhaus, salmões, *haddock*s e raias expostos, por dois a cinco minutos, a concentrações entre 15 mg/l e 40 mg/l de fluidos aquosos com bentonita. Foram observados 50% de mortalidade em juvenis de salmão e anfípodas expostos por 48 a 96 horas a concentrações entre 5 mg/l e 22 mg/l de fluidos aquosos compostos de lignosulfatos e amônia. Por outro lado, testes crônicos de copépodos, anfípodas, bivalves e juvenis de bacalhaus expostos a fluidos aquosos a concentrações entre 10 mg/l e 103 mg/l não produziram efeito observável.

A composição dos fluidos de perfuração é tão variável e as circunstâncias de sua utilização são tão diferentes, que há, segundo Patin (1999), um espectro extremamente abrangente de concentrações que causam efeitos tóxicos distintos, de praticamente ausência de efeitos tóxicos à toxicidade letal. O autor divide componentes do fluido em três grupos principais, baseados no seu risco ecotoxicológico:

- Grupo I: inclui os principais componentes de fluidos aquosos, como a bentonita e outras argilas, barita e lignosulfatos. Estes são de toxicidade baixa a moderada, declinando rapidamente em efeito em relação à distância do ponto de descarte;
- Grupo II: de toxicidade intermediária, mas de volume bem menor, compreende surfactantes, lubrificantes, aditivos de circulação, produtos oleosos e o próprio óleo, solventes, emulsificantes, tanners e fluidos traçadores;

- Grupo III: inclui materiais altamente tóxicos presentes em quantidades pequenas, como metais pesados, agentes de limpeza, anti-espumantes, removedores, inibidores de corrosão, bactericidas e biocidas.

Sumarizando uma série de estudos de toxicologia e os efeitos dos componentes dos fluidos de perfuração aquosos, Patin (1999) afirma que a barita (sulfato de bário) não causa efeitos observáveis em concentrações menores que 2 mg/l em testes crônicos padrões.

Mesmo que as áreas afetadas do assoalho marinho sejam muito menores onde somente fluidos aquosos foram utilizados, os efeitos ecológicos são ainda significantes, já que os descartes das perfurações que utilizaram estes fluidos podem conter óleo livre, hidrocarbonetos aromáticos dissolvidos, metais pesados, radionuclédeos, biocidas e outros aditivos. Os descartes de cascalho com fluido aquoso, ou somente o fluido aquoso, podem afetar os organismos marinhos quimicamente, por soterramento, ou por sufocamento, através de plumas de partículas superfinais suspensas (plumas suspensas representam contribuições plausíveis em mortes em massa de peixes pelágicos). A importância de redução dos descartes de cascalho com fluido se reflete ainda nos processos de remoção de plataformas de produção, ao fim desta etapa: como a remoção destas plataformas pode ocorrer sem que haja a perturbação das pilhas de cascalho e conseqüente liberação de toxinas que estão repousadas no assoalho para a coluna d'água? (Wills, 2000).

O impacto do descarte de fluido aquoso na comunidade pelágica deverá variar em função dos componentes do fluido e de sua toxicidade. Neste caso, devem se considerar as condições hidrodinâmicas do local de descarte, a vazão do descarte e as características da comunidade pelágica local.

V.1.6. Aspecto: Descarte de cascalho com fluido de perfuração de base não aquosa aderido

1 - Alteração da qualidade do sedimento

O comportamento da pluma de dispersão do cascalho com fluido de perfuração (de base não aquosa) aderido depende da taxa de descarte, volume descartado, profundidade de descarte, hidrodinamismo local, concentração do fluido no cascalho e velocidade de queda das partículas (Breuer *et al.*, 1999; Bernier *et al.*, 2003).

Uma pilha típica de cascalho contém porção insolúvel de fluido de perfuração que adere ao cascalho, que ainda apresenta, em determinadas ocasiões, contaminação de barita.

A profundidade das reações na pilha de cascalho é relacionada à atividade da comunidade bentônica, taxa de acumulação do cascalho, conteúdo orgânico do substrato e fatores físicos do sedimento, mas elas irão ocorrer na subsuperfície mais rasa, dentro de alguns centímetros da interface água-sedimento com gradientes de concentrações pontuais. O descarte pode formar duas plumas de dispersão, uma inferior - com grande quantidade de cascalho e fluido, que se deposita no fundo, e uma superior - com o restante do material, que pode permanecer nos primeiros metros da coluna d'água e pode se depositar a grandes distâncias da plataforma.

Geralmente, concentrações de cobre, ferro, manganês, níquel, chumbo e zinco diminuem em relação à profundidade nas pilhas de cascalho. Segundo Breuer *et al.* (1999) e Gallaway & Beaubien (1997 *apud* MMS, 2000), os impactos de longa duração relacionados ao cascalho são a diminuição, ao longo do tempo: (i) na extensão espacial da poluição ao redor das plataformas de perfuração e diminuição dos seus efeitos biológicos associados; (ii) de sinais claros de recuperação, num raio maior que 500m ao redor das plataformas; (iii) das altas concentrações de óleo e bário em camadas subsuperficiais (10cm - 30cm) num raio

menor que 500m da plataforma e; (iv) dos efeitos biológicos observados num raio de até 250m.

Desde que os cascalhos estejam aderidos com fluidos de bases não aquosas, as partículas tendem a se agregar assim que são descartadas. As agregações se depositam numa taxa com maior velocidade do que as partículas aderidas com fluidos aquosos - esses de maior dispersão. A menor dispersão e a maior velocidade de deposição de fluidos não aquosos geralmente resultam numa deposição, no assoalho, de uma pilha de área menor, no entanto, mais espessa, comparada às pilhas formadas por cascalho aderido com fluidos de base não aquosa, nas mesmas condições (Neff *et al.*, 2000; Bernier *et al.*, 2003).

Durante a perfuração, os fluidos sintéticos são circulados pela coluna, onde carregam o cascalho produzido pela ação da broca na formação rochosa. O fluido de perfuração contendo os cascalhos é transportado pelos equipamentos de secagem, com o objetivo de retirar o cascalho do fluido, que é, então, retornado para recirculação na coluna. Os cascalhos que contêm fluido sintético são descartados mais ou menos continuamente no oceano durante a perfuração, que pode ocorrer em 50% do tempo total da atividade.

Estatísticas de descarte de 18 poços perfurados no setor inglês do Mar do Norte (Neff *et al.*, 2000) indicam que de 400 t³ a 3000 t³ de cascalho, contendo de 11 t a 700 t de fluido sintético, podem ter sido descartadas durante a perfuração de um poço. Devido à aderência dos componentes químicos dos fluidos sintéticos, o cascalho é hidrofóbico e se aglomera após o descarte no mar. Estas aglomerações, sendo mais densas que a água do mar, se assentam rapidamente no assoalho marinho. O cascalho se acumula no assoalho próximo ao ponto de descarte. A distância e a distribuição da pluma dependem da profundidade da água, hidrodinamismo local, densidade e grau de adensamento das partículas.

Considerando-se que o cascalho com fluido sintético aderido não se dispersa efetivamente na coluna d'água após o descarte, eles se assentam rapidamente como adensamentos de sólidos pela coluna d'água e se acumulam no assoalho, próximo ao ponto de descarte. Neff *et al.* (2000) estimaram, conservativamente, que 1 hectare de assoalho marinho próximo a uma locação de perfuração na plataforma continental conteria sedimentos superficiais com mais de 1000 mg/kg de fluido sintético imediatamente após o descarte de cascalho com fluido aderido. Com o tempo, a área do solo marinho que contém essa concentração diminuiria através da biodegradação (o principal mecanismo de diluição da concentração de cascalho com fluido aderido no assoalho), ressuspensão do sedimento e transporte. As taxas de ressuspensão e transporte provavelmente seriam muito baixas, de acordo com a característica da coluna d'água na plataforma continental.

A EPA, através de dados referentes ao monitoramento do sedimento no Golfo do México, indica que a zona afetada pelo descarte de fluidos sintéticos encontra-se dentro de poucas centenas de metros do ponto de descarte. Estes acompanhamentos ainda indicam que o sedimento pode se recuperar significativamente em um ou dois anos. A agência americana acredita que os impactos são decorridos, inicialmente, da ressuspensão causada pelo descarte, alterações na granulometria e composição do sedimento (alteração física no habitat da comunidade bentônica) e anóxia (ausência de oxigênio) causada pela decomposição do fluido de base orgânica. As duas primeiras alterações também se relacionam ao descarte de fluidos aquosos e cascalhos associados (Wills, 2000).

Apesar de alguns estudos laboratoriais e simulados afirmarem que os componentes químicos de fluidos sintéticos são biodegradáveis em condições aeróbicas e, às vezes, anaeróbicas, os resultados obtidos através de monitoramento ambiental são ainda incertos. E também é ainda incerto se fluidos sintéticos, principalmente PAOs (polialfa-olefinas) biodegradam mais rapidamente do que óleos minerais de baixa toxicidade nas mesmas condições, principalmente se as concentrações de fluido no sedimento forem altas. Os

ésteres definitivamente biodegradam em sedimentos marinhos, causando uma localizada anóxia no sedimento.

Metais e hidrocarbonetos são os contaminantes mais comumente associados a plataformas de petróleo. O cascalho com fluido de perfuração aderido pode conter hidrocarbonetos e metais, muitos deles provenientes de impurezas da barita ou de demais aditivos químicos.

A composição dos fluidos sintéticos basicamente rege os impactos ambientais relacionados ao descarte de cascalho. Estes impactos são observados na área ao redor da plataforma, a distâncias na ordem de centenas a milhares de metros, em função do regime de descarte e das condições hidrodinâmicas locais. Nas imediações da plataforma, estes impactos são mais severos, diminuindo em intensidade com o afastamento da plataforma. As alterações ocorrem na granulometria do sedimento, no aumento das concentrações de metais e hidrocarbonetos e no enriquecimento orgânico (Bernier *et al.*, 2003).

As alterações causadas à qualidade do sedimento em função do descarte de cascalho com fluido de perfuração aderido são analisadas em função de informações obtidas através de modelagem matemática dos descartes, simulando os cenários, considerando-se as condições meteo-oceanográficas locais e as diferentes características operacionais (volume e tipo de cascalho e fluido) de cada uma das fases de perfuração de cada poço simulado. As informações obtidas devem apresentar a base, o tipo de descarte (fundo ou superfície da coluna d'água), volume de cascalho a ser descartado, volume de fluido aderido ao cascalho, área de deposição e a espessura máxima de material depositado, considerando-se as condições sazonais.

2 - Alteração da comunidade bentônica

Fontes de exposições crônicas incluem fontes pontuais, como vazamentos em dutos, descartes de plataformas e a partir de instalações de terra. Nestes casos, pode haver um gradiente de concentração de óleo em função da distância do ponto de descarte. Efeitos agudos podem ser de curta duração e limitados, ou podem ocasionar impactos de longa duração em populações ou comunidades, dependendo do período e duração do descarte e dos organismos afetados (NRC, 2003a).

Os efeitos biológicos do cascalho com fluido aderido dependem da toxicidade e da extensão espacial da deposição da pluma. Os efeitos podem se relacionar à combinação de soterramento físico, toxicidade do fluido de perfuração e anóxia do sedimento, causada pelos componentes do fluido. Os efeitos biológicos podem ser detectados até 8 anos após o término do descarte de cascalho com fluido de perfuração oleoso aderido (Breuer *et al.*, 1999).

Os impactos biológicos do descarte do cascalho na comunidade bentônica são bem documentados na literatura mundial (Buchanan *et al.*, 2003; Daan *et al.*, 2006; Daan & Mulder, 1996, 2005; Heip, 1992; Kingston, 1992; Kroncke *et al.*, 1992; Neff, 2005; Olsgard & Gray, 1995; Raimondi *et al.*, 1997; Schaanning *et al.*, 2008). Há um padrão consistente nas alterações da fauna observadas num gradiente crescente de volume de cascalhos. Logicamente, um volume crescente de cascalhos produzirá um decréscimo na diversidade e no volume das comunidades bentônicas. Este gradiente de poluição é um resultado dos impactos combinados do soterramento físico, enriquecimento orgânico e contaminação química (por hidrocarbonetos, metais pesados e sulfeto). Estudos de campo no Mar do Norte demonstraram que os impactos são principalmente confinados às comunidades bentônicas num raio de 1-2 km das locações das plataformas (Grant & Briggs, 2002; Kingston, 1992).

A duração do impacto na comunidade bentônica relaciona-se à persistência de acúmulos de cascalho com fluido não aquoso e hidrocarbonetos no sedimento. Estudos de campo indicam que, para descarte de cascalho com fluidos não aquosos, as áreas que se

recuperaram mais rapidamente foram aquelas caracterizadas por condições de maior hidrodinamismo. Devido à tendência de adesão destes cascalhos, sua ressuspensão requer maiores velocidades de correntes do que aquelas necessárias para cascalhos com fluido aquoso (Bernier *et al.*, 2003).

No local de deposição do fluido no sedimento, podem ocorrer impactos adversos localizados para o bentos, através de toxicidade química, alteração na textura do sedimento, ou soterramento. A severidade do impacto do cascalho com fluido aderido no bentos é diretamente relacionada à quantidade de material acumulado no substrato, que é relacionado às características físicas dos materiais descartados e às condições ambientais no momento e no local do descarte, como hidrodinamismo e profundidade local. Em ambientes de alta circulação, somente uma pluma reduzida se acumula e os impactos no bentos são mínimos e de curta duração. Nos de baixa circulação e deposicionais, uma maior quantidade de material se acumula e pode haver uma redução na abundância de algumas espécies bentônicas (Wills, 2000).

Neff *et al.* (2000) e Wills (2000) identificam três tipos de impactos que a comunidade pode sofrer em função do descarte de cascalho com fluido aderido: (i) físico, gerado diretamente pela descarga do cascalho sobre a biota; (ii) químico, relacionado à presença do fluido de perfuração aderido ao cascalho e; (iii) bioquímico, provocado pelo consumo e conseqüente diminuição da concentração de oxigênio durante o processo de degradação do fluido. Assim, os efeitos biológicos dos descartes de cascalho com fluidos sintéticos aderidos tendem a ser maiores do que aqueles de fluidos ou cascalhos com base aquosa num raio mais próximo (entre 50 e 100 m) de plataformas onde fluidos sintéticos se acumulam em maiores concentrações.

Monitoramentos realizados na Noruega demonstraram uma alteração na fauna bentônica num raio de 50 metros ao redor de poços perfurados. As alterações são provavelmente causadas pelo impacto físico da pilha de cascalhos, que pode levar à morte de espécies da epi e endofauna. No entanto, uma colonização rápida pode ser observada, mas a composição da comunidade pode ser alterada. Em áreas com muitos poços, a área afetada é maior e os efeitos podem ainda ser causados por outras fontes que não os descartes de fluidos ou de cascalhos com fluido aderido (OSPAR, 2007).

A EPA sustenta a tese de que os métodos americanos de medir e detectar a toxicidade, biodegradabilidade e potencial de bioacumulação de fluidos sintéticos não são suficientemente refinados. O problema identificado é que os testes de toxicidade correntemente demandados pelo governo americano para testar fluidos aquosos não proporcionam resultados acurados para fluidos sintéticos: como o óleo pode se dissolver na mistura do cascalho com o fluido base sintética, o *sheen test* utilizado para determinar se um descarte está formando, ou não, uma película pode ser ineficaz. Quando testes de ensaios biológicos são utilizados, a maior parte de fluidos com base sintética demonstra uma toxicidade muito reduzida, devido à incapacidade de fluidos sintéticos se dispersarem na água. E, como fluidos sintéticos tendem a se concentrar no assoalho marinho ao invés de permanecerem suspensos na água, testes padrões em partículas suspensas na coluna d'água não mostram contaminantes nos fluidos com base sintética.

Impacto físico

Os efeitos do soterramento do bentos pelo descarte de cascalho pode variar em função da lâmina d'água da atividade de perfuração, da distribuição da fauna bentônica na área afetada e da sedimentação natural da área.

O impacto direto do descarte de cascalho pode afetar de maneiras distintas a comunidade bentônica - a epifauna, com capacidade de locomoção (mesmo com velocidade de deslocamento limitada), poderá se deslocar do ponto de impacto do toque da pluma para

locais fora da área de deposição do cascalho, e a endofauna, com restrita ou nenhuma capacidade de locomoção, sofreria os danos de descartes sucessivos de cascalho nos pontos de deposição da pluma, durante as várias fases da perfuração. A mensuração da área afetada pelo descarte é inferida pela modelagem de transporte da pluma de cascalho com fluido de perfuração aderido (Neff *et al.*, 2000).

Impacto químico

O cascalho e o fluido a ele aderido contêm componentes químicos, nos quais se destacam hidrocarbonetos e metais, que variam de composição e presença em relação ao tipo de fluido. Assim, o impacto químico destes cascalhos com fluido sobre a biota bentônica varia em função da sua composição química e sua toxicidade.

O impacto químico do cascalho com fluido aderido sobre a biota bentônica será em função da toxicidade dos fluidos e do seu poder de bioacumulação. Mesmo os fluidos que possuem um tempo de biodegradação relativamente rápido, parte do que foi descartado juntamente com o cascalho chegará ao substrato, onde poderá ser absorvido por organismos do bentos e, conseqüentemente, entrar na cadeia trófica marinha, quando estes organismos forem consumidos por outros (EPA, 1999).

Impacto bioquímico

O impacto bioquímico sobre a comunidade bentônica é refletido pelos efeitos da degradação dos fluidos no sedimento. Organismos bentônicos, assim como os pelágicos, também podem ser afetados por descartes de fluidos aquosos, mas somente os bentônicos seriam afetados pelo descarte de fluido sintético. No entanto, fluidos sintéticos podem causar danos à comunidade bentônica através de anóxia nos sedimentos, por biodegradação microbiana, se as concentrações dos cascalhos aderidos com fluido sintético no sedimento forem altas o suficiente (Olsgard & Gray, 1995).

Acompanhamentos de campo de descartes de cascalhos com fluidos sintéticos aderidos sobre as comunidades bentônicas documentaram acumulações destes cascalhos próximo ao ponto de descarte e, em alguns casos, alterações na composição e diversidade da fauna bentônica em sedimentos contendo as maiores concentrações de fluidos sintéticos. Quando os efeitos são observados, as alterações na comunidade incluem um decréscimo no número de *taxa* e na biodiversidade e também um decréscimo ou um aumento no número total de indivíduos da fauna bentônica ocorrente na área. Geralmente a composição de espécies da comunidade bentônica é diferente em áreas contaminadas por fluido sintético daquelas ocorrentes em sedimento não contaminado. As respostas da comunidade são normalmente associadas a um declínio na concentração de oxigênio nas camadas superficiais do sedimento. As alterações observadas são respostas típicas ao enriquecimento orgânico dos sedimentos.

Um aumento na concentração de matéria orgânica biodegradável no sedimento estimula o crescimento de bactérias e fungos que degradam matéria orgânica e consomem o oxigênio disponível. Com a depleção de oxigênio no sedimento, a microbiota residente utiliza aceptores alternativos de elétrons para oxidar a matéria orgânica, produzindo sulfeto de hidrogênio, amônia e, possivelmente, metano, como produtos de queima. Algumas espécies bentônicas são sensíveis a baixas concentrações de oxigênio e a altas concentrações de sulfeto de hidrogênio ou amônia e são, então, eliminadas da comunidade. Outras espécies podem tolerar estas alterações químicas e colonizar, em maior escala, o substrato alterado.

O enriquecimento orgânico do substrato parece ser o principal mecanismo de impacto adverso dos fluidos não aquosos sobre a comunidade bentônica. A biodegradabilidade de fluidos sintéticos é similar ou maior que a do diesel ou óleos minerais, utilizados em fluidos oleosos (na utilização destes fluidos, o sedimento pode se tornar anaeróbico em

concentrações iguais ou maiores que 1000 mg/kg de óleo mineral). Ésteres (os componentes mais biodegradáveis dos fluidos sintéticos), assim como olefinas internas (IO) e olefinas alfa lineares (LAO), podem causar anóxia do sedimento em concentrações inferiores a 1000 mg/kg.

Onde os fluidos sintéticos acumulam em concentrações acima de 1000 mg/kg, as comunidades bentônicas são mais suscetíveis a serem afetadas negativamente pelos efeitos do enriquecimento orgânico. Espécies sensíveis a baixas taxas de oxigênio ou altas concentrações de sulfeto ou amônia podem ser eliminadas. O número de *taxa* presentes nos sedimentos superficiais declinará, mas o número de indivíduos das espécies que permaneceram pode aumentar. Espécies oportunistas não presentes nas comunidades bentônicas nos sedimentos não contaminados mais próximos da área afetada podem colonizar os sedimentos colonizados. A produção bentônica pode não se alterar profundamente e pode até aumentar. A menos que as olefinas internas e olefinas alfa lineares atinjam altas concentrações nos sedimentos, é improvável que o potencial de redução no sedimento se reduza o suficiente para eliminar toda a macrofauna bentônica, como acontece algumas vezes em seguida a descartes de cascalho aderido com fluidos oleosos (Kingston, 1992; Olsgard and Gray 1995).

Olefinas internas e olefinas alfa lineares acumuladas no sedimento próximo ao poço irão biodegradar lentamente. Ésteres provavelmente degradariam rapidamente nos sedimentos, como observado em diversos pontos de descartes em locais rasos de cascalhos com fluidos aquosos. A ressuspensão do sedimento e o transporte provavelmente não contribuem fortemente com o decréscimo da concentração de fluidos sintéticos no sedimento de lâmina d'água profunda. Comunidades bentônicas se recuperarão enquanto as concentrações de fluidos sintéticos diminuírem e as concentrações de oxigênio no sedimento aumentarem. É provável que, em três a cinco anos após cessarem os descartes de cascalho aderido com fluido sintético, as concentrações destes fluidos no sedimento tenham decaído para níveis suficientemente baixos e as concentrações de oxigênio tenham aumentado o suficiente, levando a uma possível recuperação completa. A taxa de recuperação de ecossistemas profundos bentônicos dependerá de uma taxa de recrutamento e de recolonização pela comunidade característica da área. Já que algumas espécies da fauna bentônica de profundidade se reproduzem e crescem lentamente, a recuperação completa pode requerer muitos anos. Provavelmente, a sucessão ecológica para a recuperação se iniciará logo após o término dos descartes de cascalho e estará avançada em três a cinco anos, quando os fluidos sintéticos tiverem se degradado a baixas concentrações (Neff *et al.*, 2000).

V.1.7 Aspecto: Descomissionamento da atividade de perfuração

1 - A Alteração da biota marinha

A retirada das estruturas submersas utilizadas durante a atividade de perfuração proporcionará, para a comunidade pelágica, o retorno das condições ambientais semelhantes àquelas anteriores ao início da atividade. No entanto, durante a retirada das estruturas, ocorrerão alterações semelhantes àquelas identificadas durante a instalação da atividade. Esse retorno pode variar, em tempo, conforme as características dos organismos afetados. Algumas espécies de corais, segundo Roberts & Hirshfield (2003), levariam centenas de anos para se recuperar. Durante a reestruturação da biota bentônica, pode-se observar uma alteração na composição das espécies, em relação à diversidade anterior, com uma posterior predominância de espécies oportunistas.

A permanência da estrutura de tamponamento de poços não desenvolvidos poderá impedir a reestruturação da infauna. Cada poço perfurado e tamponado representaria, então, um

novo substrato consolidado para a fixação de organismos bentônicos. Para a epifauna, o novo substrato também se revelaria alterado, distintamente daquele substrato originalmente presente na costa brasileira, que suporta comunidades de substratos não consolidados.

Com a retirada do substrato, ocorrerá um novo impacto sobre a comunidade bentônica.

2 - Interferência com a atividade pesqueira

Durante a permanência da Unidade de Perfuração em atividade no local de perfuração, há atração de cardumes, que, conseqüentemente, tornam-se alvos dos pescadores, apesar da existência de uma zona de exclusão. Portanto a desativação da Unidade representa também uma perda do pesqueiro, ocasionando uma nova modificação na dinâmica da atividade pesqueira.

V.1.8 Aspecto: Criação de áreas de restrição de uso

1 - Interferência com as atividades pesqueiras

No local de ocorrência da atividade, por determinação da Marinha, há proibição de utilização do espaço marítimo para embarcações em um raio de 500 metros ao redor da plataforma, por motivos de segurança operacional. A criação desta zona de exclusão afeta a atividade pesqueira pela não utilização da área.

Outro aspecto a ser levado em questão é a atração provisória de cardumes junto às plataformas, que funcionam como atratores artificiais, o que desloca, pelo menos em parte, recursos pesqueiros de determinadas áreas. Desta forma, atraídos pela disponibilidade de recursos pesqueiros ao redor das plataformas, pescadores fazem uso irregular das áreas de segurança como novos pesqueiros (Martins et al., 2005), colocando em risco a segurança das tripulações da embarcação e da plataforma. Além disso, a partir das novas características regionais devido à presença de plataformas de petróleo, podem ser observadas modificações nas modalidades de pesca utilizadas regionalmente.

V.1.9 Aspecto: Geração de resíduos sólidos e oleosos

1 - Pressão sobre a infra-estrutura de disposição final de resíduos

Os resíduos sólidos e oleosos gerados na atividade devem ser encaminhados à terra para destinação final. Estes resíduos podem ser recicláveis, lixo comum, sucata de madeira, sucata metálica, resíduos contaminados por óleo ou produtos químicos, ou outros resíduos perigosos. O manuseio do resíduo, desde a forma de coleta até sua disposição final, deve atender a Norma Técnica CGPEG/DILIC/IBAMA Nº 08/08. Com o envio destes resíduos para terra, a infra-estrutura de disposição final sofrerá uma maior pressão, tendo que realizar constantes adequações para atender à demanda da indústria de E&P.

V.1.10 Aspecto: Demanda de insumos e serviços no município da base de apoio

1 - Incremento das atividades de comércio e serviços

A aquisição de materiais, insumos e equipamentos, bem como a contratação de serviços, implicará num aumento na arrecadação tributária. Os impostos, por apresentarem natureza não vinculada, permitem uma distribuição direta de recursos para investimentos públicos

de caráter geral, o que, em tese, pode contribuir para o desenvolvimento da região onde a atividade se insere.

2 - Pressão sobre o tráfego marítimo, aéreo e rodoviário

O transporte de materiais, insumos e equipamentos e a contratação de serviços implicarão numa pressão sobre o tráfego marítimo, aéreo e rodoviário. Por se tratar de uma atividade de curta duração, quando comparada a etapa de produção de petróleo e/ou gás, normalmente o incremento do fluxo de meios de transporte é de pouca expressividade sobre os tráfegos marítimo, aéreo e rodoviário. Entretanto, dependendo das características da localidade onde está sediada a base de apoio, este impacto poderá ter maior ou menor relevância independentemente do grau de incremento do fluxo de meios de transportes.

3 - Pressão sobre a infraestrutura portuária

Durante a atividade de perfuração marítima, deve ser determinada uma base de apoio terrestre, que deverá fornecer a logística de fornecimento, transporte e armazenagem de insumos e serviços para a atividade *offshore* a ser desenvolvida, levando a um aumento da pressão sobre a infraestrutura portuária existente. A partir da base de apoio, também poderá ser realizado o deslocamento de pessoal alocado na atividade de perfuração da terra para o mar de do mar para a terra, caso haja impossibilidade de realização do transporte via aérea. Por se tratar de uma atividade de duração reduzida, a pressão sobre a infraestrutura portuária terá pouca expressividade.

4 - Pressão sobre a infraestrutura portuária, aeroportuária e rodoviária

A logística de fornecimento, transporte e armazenagem de insumos e serviços e o deslocamento dos trabalhadores da atividade de perfuração a ser desenvolvida, leva a um aumento da pressão sobre a infraestrutura existente. Conforme mencionado para o impacto da pressão sobre o tráfego, a pressão sobre a infraestrutura apresentará maior ou menor relevância, dependendo das características da localidade onde está sediada a base de apoio e das rodovias que serão utilizadas na logística do empreendimento.

5 - Geração de externalidades negativas

A conjugação dos aspectos geração de tributos e valor adicionado na economia, demanda de mão de obra, pressão sobre a infraestrutura portuária, sobre o tráfego marítimo, aéreo e rodoviário e interferência com atividades socioeconômicas, também gera impactos negativos para a população. As causas determinantes para os diversos problemas da sociedade são de difícil detecção e multifatoriais. Tais fatores variam, dentre outras causas, de acordo com a estrutura política da região e a capacidade técnica da empresa na implementação dos projetos ambientais no âmbito do licenciamento e de projetos diversos no âmbito de sua responsabilidade social. Exemplificando a problemática criada pela atividade do petróleo, cita-se Cunha (2003), que evidencia os conflitos socioambientais gerados após a instalação do maior terminal de petróleo da América Latina, no canal de São Sebastião, que vão desde conflitos de acesso à atracação, carga e descarga de produção, até a descaracterização da paisagem, além de outros fatores, ressaltando a importância de gerenciamento e negociação de conflitos, na perspectiva da sustentabilidade. Assim, de uma forma geral, fica evidente que, no caso específico do impacto da atividade petrolífera, ações (governamentais e privadas) visam ordenar, regular e/ou mitigar estes impactos provenientes de externalidades negativas da atividade sobre a população. Conforme pode ser observado em diversos casos, é possível destacar o aumento populacional desordenado e consequente processo de favelização, aumento da criminalidade (pelo aumento da riqueza, má distribuição de renda e segurança pública por vezes ineficiente), aumento da prostituição (infantil ou não), dentre outros.

Os efeitos sinérgicos das atividades petrolíferas em Bacias com grande densidade de atividade exploratória tendem a exacerbar as externalidades negativas.

V.1.11 Aspecto: Demanda de mão-de-obra

1 - Geração e manutenção de empregos

A mão-de-obra diretamente empregada na atividade possui, como característica, uma maior especialização profissional. Com isso, normalmente, a empresa não cria novos campos de trabalho direto para a população local, tendo em vista que ela já traz consigo trabalhadores próprios ou de companhias que a ela prestam serviço, oriundos de localidades que não aquelas da área de influência da atividade. Já a geração de empregos indiretos abrange atividades de apoio que normalmente são de baixa remuneração e de curta duração.

2 - Geração de expectativa

A expectativa pela absorção profissional e prestação de serviços na cadeia produtiva do petróleo contribui para a descaracterização dos meios de vida tradicionais, com consequente perda da identidade cultural das comunidades locais.

V.2 - IMPACTOS AMBIENTAIS POTENCIAIS DA ATIVIDADE DE PERFURAÇÃO MARÍTIMA:

A viabilidade ambiental da atividade de perfuração marítima é medida não somente pela avaliação dos impactos reais e dos impactos residuais (aqueles que não são mitigáveis ou o que resta dos impactos após ações de mitigação), mas também pelos impactos causados pelos riscos acidentais da atividade, que incluem vazamento de óleo diesel, derramamento de fluido de perfuração não aquoso, *blowout* do poço e colisão de embarcações e da plataforma com mamíferos e quelônios marinhos.

Esta Nota Técnica apresentará, segundo uma visão conservativa, os impactos ambientais ocasionados por derramamento de óleo decorrente de um cenário de pior caso, em função da perda de controle de poço (*blowout*) ou de vazamento de óleo diesel. Cabe reiterar que, ao se considerar o cenário de derramamento de óleo de pior caso (por *blowout*), cenários menores de derramamento de óleo (como o diesel) ou de fluido não aquoso já seriam contemplados na avaliação de seus impactos sobre os fatores afetados, já que no cenário de maior probabilidade de espalhamento da pluma todos os fatores afetados em derramamentos menores são considerados.

Segundo Patin (1999), este grupo de situações acidentais de pequenos volumes incluem pequenas perdas de controle do poço e eventos rotineiros de pequenos derramamentos. O autor alerta para o fato de que, embora, em geral, não atraiam muita atenção, seus impactos ecológicos e riscos ambientais associados, todavia, podem ser bastante consideráveis, principalmente devido à sua regularidade, levando a impactos crônicos no ambiente marinho.

Ressalta-se que, para esta análise conservativa, não foram consideradas as características físicas e químicas do óleo – que pode variar de acordo com o reservatório e as características geológicas onde a atividade será realizada e as condições hidrodinâmicas da área, uma vez que esta Nota Técnica abrange a avaliação dos impactos decorrentes da atividade de perfuração marítima em qualquer local de águas profundas e distantes da costa brasileira, caracteristicamente, de ampla diversidade física e biológica.

V.2.1 Aspecto: Derramamento acidental de óleo por *blowout* (perda de controle de poço)

O petróleo, no seu estado líquido, é uma substância oleosa, inflamável, menos densa que a água, com odor característico e cor variando entre o negro e o castanho claro. É uma mistura complexa de compostos, sendo constituído, basicamente, por hidrocarbonetos (50 a 98%), nitrogênio, enxofre e oxigênio. Metais ainda podem ocorrer em menores quantidades, como o vanádio e níquel, além de metais-traço, como ferro, cobre, alumínio, cobalto, titânio, magnésio, cálcio, zinco e bário (NRC, 2003).

Os hidrocarbonetos podem ser classificados, de acordo com sua estrutura química, em aromáticos, alifáticos, alcanos (parafinas), alcenos (olefinas) e cicloalcanos. É a estrutura das moléculas dos hidrocarbonetos que definem, primeiramente, seu grau e taxa de biodegradação. Quanto maior sua estrutura ou peso molecular, menor a taxa de decomposição por ação bacteriana (Bento, 2005).

O estado físico do óleo, o seu grau de dispersão e alguns fatores ambientais (temperatura, concentração de nutrientes e de oxigênio, composição de espécies e abundância de bactérias biodegradadoras) também definem a taxa de degradação do óleo.

A taxa na qual um vazamento de óleo se dispersa determinará seu efeito no meio ambiente. A maior parte dos óleos tende a se espalhar horizontalmente em uma superfície macia e escorregadia sobre a água, chamada de filme. Os fatores que afetam a habilidade de um vazamento de óleo se dispersar incluem a tensão superficial, a gravidade específica e a viscosidade (EPA, 1999).

Segundo Dicks (1999) e NRC (2003a), o derramamento de óleo no ambiente pode afetar os organismos marinhos direta ou indiretamente. O óleo pode matar organismos marinhos, reduzir sua aptidão, através de efeitos sub-letais, e romper a estrutura e a função de comunidades e ecossistemas. Tais efeitos foram claramente estabelecidos em estudos laboratoriais e, após derramamentos bem estudados, no entanto, a determinação de efeitos mais sutis nas populações, comunidades e ecossistemas em concentrações mais baixas de HPA's e na presença de outros contaminantes, é ainda um desafio. A existência de múltiplas variáveis temporais e espaciais torna a compreensão dos efeitos extremamente difícil, especialmente ao se considerar as escalas de tempo e de espaço nas quais as populações e ecossistemas marinhos podem naturalmente se alterar.

Os ecossistemas marinhos mudam naturalmente em uma gama de escalas de tempo, variando de horas a milênios, e em escalas espaciais, entre metros até a extensão de bacias oceânicas. São muitas as causas que modificam os ecossistemas, além da poluição por óleo. Estas causas incluem intervenções antrópicas, alteração física do habitat, outras fontes de contaminação, pesca, alteração dos padrões de predação e clima. As escalas temporais em que o óleo afeta o oceano variam entre dias e décadas, estas no caso de alguns derramamentos de grandes volumes. Neste caso, os oceanos podem ser afetados em escalas espaciais de 10 m² a milhares de km².

Os efeitos dos hidrocarbonetos no ambiente marinho podem ser agudos ou crônicos. A toxicidade aguda é definida como o efeito imediato de uma única exposição ao agente tóxico. A toxicidade crônica é definida tanto como o conjunto de efeitos de exposição contínua e de longa duração a um agente tóxico quanto como o conjunto de efeitos sub-letais de longa duração a uma exposição crônica (Boyd *et al.*, 2001). A toxicidade aguda e crônica dos hidrocarbonetos nos organismos marinhos depende de: (i) concentração de hidrocarbonetos e duração da exposição, persistência e biodisponibilidade de hidrocarbonetos específicos; (ii) habilidade dos organismos de acumular e metabolizar vários hidrocarbonetos; (iii) destino de produtos metabolizados; (iv) interferência de hidrocarbonetos específicos (ou metabólitos) nos processos metabólicos

normais que podem alterar as chances de um organismo de sobreviver e se reproduzir no ambiente; e (v) os efeitos narcóticos específicos dos hidrocarbonetos na transmissão nervosa.

Muitos estudos recentes relacionados à toxicidade aguda se focam na toxicidade individual de determinados componentes em organismos marinhos ou na toxicidade diferencial de óleos crus e refinados. Concluiu-se que a toxicidade individual dos hidrocarbonetos é altamente relacionada à sua solubilidade na água. A toxicidade aguda de um tipo específico de óleo representa o resultado da soma da toxicidade de compostos individuais, especialmente os aromáticos. Os efeitos narcóticos de componentes do petróleo são características importantes na definição da toxicidade aguda e são mais estreitamente relacionados aos compostos voláteis de peso molecular mais baixo. Os efeitos sub-letais seguidos à exposição aguda ou crônica de hidrocarbonetos incluem o rompimento nos processos energéticos, interferências com processos biossintéticos e desenvolvimento estrutural e efeitos tóxicos diretos nos estágios de desenvolvimento e reprodutivos (Capuzzo, 1987).

As alterações causadas pelo vazamento de óleo se tornam mais difíceis de serem analisadas de acordo com o nível de organização biológica: de indivíduos até ecossistemas, passando por populações e comunidades. Do mesmo modo, determinar a recuperação dos organismos também se reveste de certa dificuldade, ao considerar-se sua variabilidade inerente.

O mosaico de interações complexas e as mudanças que ocorrem naturalmente nos ecossistemas podem levar a um erro na determinação da magnitude de algum impacto. Por exemplo, se ocorre um derramamento de óleo durante o desenvolvimento de estágios larvais de peixes em local próximo à superfície, a maior parte ou todo o ictioplâncton pode morrer. Se ocorrer em um ano reprodutivo para determinada espécie de peixe - mantida por estágios anuais não freqüentes, o impacto poderia ser muito maior do que anteriormente mensurado, representando uma alteração desproporcional num processo biológico temporalmente restrito.

Um pequeno derramamento num sítio de nidificação de aves marinhas, onde uma larga parcela da população se reúne para reprodução, representaria um impacto desproporcionalmente grande. Tal fato ocorreu, de fato, quando cerca de 30.000 aves cobertas de óleo chegaram à costa de Skagerrak após um reduzido derramamento de óleo de um ou dois navios (Mead & Baillie, 1981). Em outro extremo, o acidente ocorrido com o petroleiro Amoco Cadiz na costa da França resultou no vazamento de 230.000 toneladas de óleo cru em águas costeiras e na morte de, pelo menos, 5.000 aves (Hope-Jones *et al.*, 1978). Estes exemplos ajudam a ilustrar que o volume de óleo é somente um dos fatores que determinam a mortalidade de aves. E a fraca relação empírica entre o volume do derramamento e a mortalidade de aves evidencia a necessidade de uma compreensão melhor das outras variáveis que influenciam na dimensão da magnitude e importância do impacto (como o tempo de toque de óleo em determinado ecossistema costeiro ou em determinado fator ambiental).

Nos acidentes de derramamento de óleo do Exxon Valdez e do Torrey Canyon, a destruição da cobertura das algas impactou indiretamente gastrópodos e outros invertebrados (Southward and Southward, 1978; Peterson, *et al.*, 2001). Tais efeitos indiretos, sucessionais ou em cascata acontecendo num ecossistema complexo podem ser muito importantes e só observáveis em campo, ou seja, não demonstrados em laboratório, onde, muitas vezes, os efeitos de longa duração não são observados.

As respostas dos organismos aos hidrocarbonetos do petróleo podem ser manifestadas em quatro níveis da organização biológica: (1) bioquímica e celular; (2) individual, com a integração de respostas fisiológicas, bioquímicas e comportamentais; (3) de população,

incluindo alterações nas dinâmicas de populações; e (4) de comunidade, resultando em alterações na estrutura e dinâmica da comunidade. Danos nos processos comportamentais, de desenvolvimento e fisiológicos podem ocorrer em concentrações significativamente mais baixas (contaminação crônica) que níveis agudos tóxicos. Tais respostas podem alterar a sobrevivência, a longo prazo, de populações afetadas. A integração de alterações fisiológicas e comportamentais ainda pode resultar em alterações em níveis de populações e comunidades.

Fatores naturais ocorrem freqüentemente em ambientes aquáticos (Figuras V.2 e V.3), mas de maneiras distintas em ambientes dulcícolas e marinhos, podendo reduzir a severidade de um derramamento de óleo e acelerar a recuperação de uma área afetada. Alguns fatores naturais incluem intemperização, evaporação, oxidação, biodegradação e emulsificação.

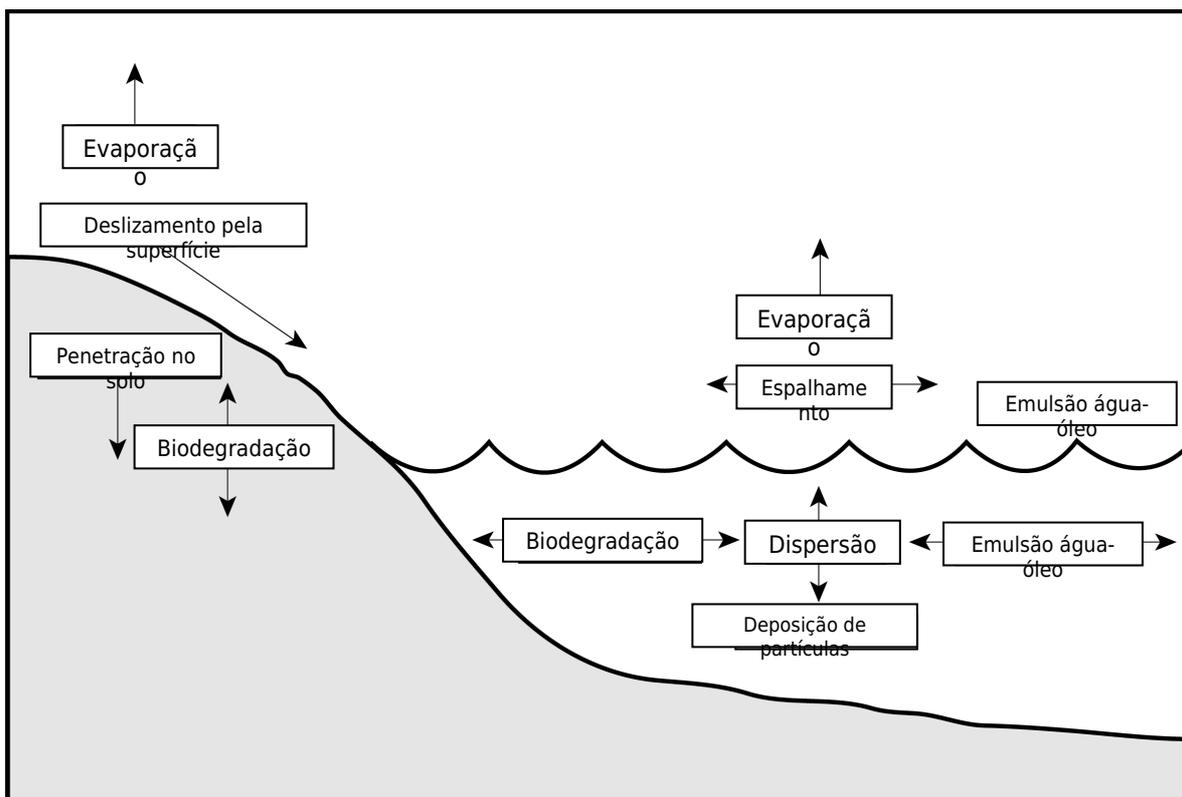


Figura V.2. Destino do óleo vazado em superfície terrestre e dispersado para ambiente aquático. Fonte: modificado de EPA (1999).

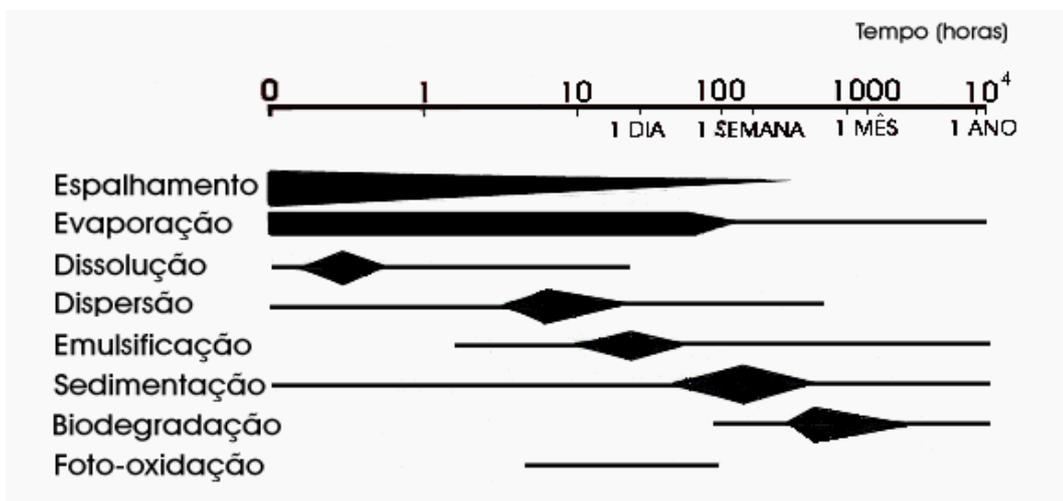


Figura V.3. Tempo e fatores que agem na intemperização do óleo.

A intemperização, a fotodegradação e a fotoativação são processos extremamente importantes na alteração da toxicidade do óleo após um acidente com vazamento (Bento, 2005). Neff *et al.* (2000) demonstraram uma rápida perda de hidrocarbonetos aromáticos (benzeno, tolueno, etilbenzeno e xileno) a partir da evaporação e redução da toxicidade aguda de frações mais leves com a perda destes compostos. Com a intemperização e a perda destes compostos monoaromáticos, os HPA's se tornam contribuintes mais importantes para a toxicidade de óleos intemperizados.

Estudos realizados antes de 1985 utilizavam hidrocarbonetos em concentrações mais altas do que aquelas verificadas em cenários reais. Após 1985, alguns dos melhores exemplos de avaliação dos efeitos tóxicos agudos e crônicos do óleo em organismos marinhos vieram de observações realizadas em campo, logo após acidentes com derramamento de óleo, e em estudos de laboratório, desenvolvidos para replicar o cenário real de exposição ao óleo vazado.

Os efeitos sub-letais da exposição a hidrocarbonetos podem ocorrer em concentrações de magnitude muitas vezes menor do que as concentrações que induzem efeitos tóxicos agudos. Prejuízos a mecanismos de alimentação, taxas de crescimento e de desenvolvimento, potencial reprodutivo, taxas de recrutamento e um aumento da suscetibilidade a doenças e outras desordens histopatológicas são alguns exemplos de efeitos sub-letais que podem ocorrer com a exposição a hidrocarbonetos do petróleo (Capuzzo, 1987). Estágios iniciais do desenvolvimento podem ser especialmente vulneráveis à exposição de hidrocarbonetos e a falha no recrutamento em ambientes contaminados cronicamente pode ser relacionada aos efeitos tóxicos diretos de sedimentos contaminados com hidrocarbonetos.

Resíduos de óleo em sedimentos de praia são capazes de afetar toxicamente ovos e larvas de peixes, como as mortalidades observadas após o acidente com o petroleiro Exxon Valdez e após exposição de ovos de arenques do Pacífico por 16 dias a óleo cru intemperizado (Carls *et al.*, 1999). Neste estudo, foram observadas as seguintes alterações, em concentrações abaixo de 0,7 ppb de HPA's: malformações, danos genéticos, mortalidade, tamanho reduzido de ovos e prejuízos à natação. Concentrações abaixo de 0,4 ppb de HPA's causaram nascimentos precoces e edemas do saco vitelínico. Exposição a óleo menos intemperizado produziu resultados similares, mas somente em concentrações mais altas (de 9,1 ppb). A alta toxicidade reportada por Heintz *et al.* (1999) e Carls *et al.* (1999) sugere que altas concentrações de um ou mais constituintes, em frações intemperizadas relativas ao total de HPA's, contribuem para o aumento da toxicidade. A toxicidade crônica de hidrocarbonetos do petróleo após um derramamento de óleo é associada às frações persistentes do óleo e a respostas individuais de diferentes espécies a componentes específicos do óleo.

Meador *et al.* (1995) revisaram os processos que controlam a persistência de HPA's nos organismos marinhos, especialmente sob condições de exposição crônica, evidenciando mecanismos diferenciados de distribuição de tecidos e eliminação de compostos tóxicos. A transferência de contaminantes para a biota marinha e consumidores humanos e os efeitos toxicológicos nos ecossistemas são dependentes da disponibilidade e persistência destes contaminantes nos ambientes bentônicos. A bioacumulação de contaminantes orgânicos lipofílicos é influenciada por fatores químicos, como a solubilidade e a cinética de adsorção de componentes específicos; e fatores biológicos, como a transferência de compostos através da cadeia alimentar, a quantidade de lipídio corporal em organismos expostos e as transformações metabólicas. A incidência de tumores e outros distúrbios histopatológicos em peixes demersais e mariscos de áreas costeiras contaminadas sugere uma possível conexão entre níveis de contaminantes orgânicos lipofílicos (como HPA's) e a incidência crescente de condições histopatológicas.

Em ambientes oceânicos, peixes e cetáceos possuem a habilidade de nadar para áreas distantes de um derramamento ou realizar mergulhos profundos, reduzindo a probabilidade de serem atingidos no caso de um derramamento de maiores proporções. Para animais aquáticos de hábitos costeiros, como quelônios, sirênios e cetáceos, há o risco de contaminação pelo óleo que chega às praias e o risco pelo consumo de presas contaminadas pelo óleo. Em águas mais rasas, o óleo pode afetar gramas marinhas que são utilizadas como alimento, abrigo e local de reprodução por diferentes espécies.

Os fatores ambientais que podem ser afetados no caso de um *blowout* ocorrendo em águas profundas e distantes da costa incluem a água, o ar, o sedimento, ecossistemas costeiros (no caso do óleo atingir regiões costeiras), comunidades planctônicas, bentônicas e nectônicas (incluindo-se as aves marinhas), recursos pesqueiros, atividades pesqueiras, atividades turísticas, tráfego marítimo e infraestrutura portuária e infraestrutura de disposição final de resíduos.

Desta maneira, os impactos potenciais relacionados ao *blowout* serão apresentados com uma visão generalista, considerando-se as características dos fatores e ecossistemas possivelmente afetados e sua relação com a presença de óleo e operações de contingência, já que, nesta Nota Técnica, não há definição de uma região da costa brasileira que possa ser afetada, ou do tipo de óleo que pode ser derramado e, conseqüentemente, dos cálculos de tempo de toque e volume derramado.

Cabe ressaltar que os impactos decorrentes de um *blowout* têm sua importância elevada quando fatores ambientais considerados como prioritários para a conservação da biodiversidade e de maior sensibilidade ambiental (MMA, 2002, 2008) são afetados. Sua vulnerabilidade ambiental aumenta conforme o crescimento da probabilidade de alcance da pluma, ou seja, quão mais provável o toque da pluma num destes fatores, maior sua vulnerabilidade e maior a prioridade nas ações de contingência, a serem definidas no Plano de Emergência Individual. Para isto, esta Nota Técnica ilustra uma futura expectativa de se delinear as prioridades de ações e medidas de contingência a serem tomadas em função da localização da atividade de exploração, suas características e os fatores ambientais que podem ser afetados.

1 - Alteração na qualidade da água

Os complexos processos de transformação do óleo no ambiente marinho se iniciam nos primeiros segundos do contato do óleo com a água do mar. A progressão, duração e resultado destas transformações dependem das propriedades e composição do óleo, dos parâmetros do derramamento e das condições ambientais. As principais características das transformações do óleo são seu dinamismo, especialmente nos estágios iniciais do derramamento, e a íntima interação dos mecanismos físicos, químicos e biológicos da dispersão e degradação dos componentes do óleo até seu completo desaparecimento como substâncias originais. A camada superficial da coluna d'água passa a ser, então, a mais afetada, sofrendo alterações na sua coloração, odor e transparência, impedindo sua utilização até mesmo para a navegação.

A distribuição do óleo derramado na superfície da água ocorre sob a influência de forças gravitacionais, da viscosidade do óleo e da tensão superficial da água. Dez minutos após um derramamento de 1 tonelada de óleo, pode-se observar seu espalhamento num raio mínimo de 50 m, formando uma película de 10 mm de espessura. A película se torna mais fina à medida em que o óleo espalha, podendo cobrir áreas maiores de dezenas de km². Nos primeiros dias após o acidente, uma parte considerável do óleo se transforma em fase gasosa. Além de componentes voláteis, a película perde rapidamente hidrocarbonetos hidrossolúveis. O restante - a fração mais viscosa - atrasa o espalhamento da mancha (Patin, 1999).

Futuras alterações ocorrem sob o resultado de uma combinação de fatores meteorológicos e hidrológicos e dependem da intensidade e direção de ventos, ondas e correntes. Enquanto a pluma se torna mais fina, especialmente após a espessura crítica de cerca de 0,1 mm, ela se desintegra em fragmentos separados que se espalham em áreas maiores e mais distantes. Tempestades e turbulências aumentam a velocidade de dispersão da pluma e dos seus fragmentos. Uma parte considerável do óleo se dispersa na água como gotículas que podem ser transportadas por longas distâncias. As condições meteorológicas e oceanográficas no momento do acidente dificultam a previsão precisa da região potencialmente afetada pelas alterações na qualidade da água.

A maior parte dos componentes do óleo é hidrossolúvel até um certo grau, especialmente hidrocarbonetos alifáticos e aromáticos de baixo peso molecular. Componentes polares, formados a partir da oxidação de algumas frações de óleo no ambiente marinho, também se dissolvem na água do mar. Comparada à evaporação, a dissolução leva mais tempo. Condições hidrodinâmicas e físico-químicas nas águas da superfície afetam fortemente a taxa de desenvolvimento deste processo.

As transformações químicas no óleo na superfície da água começam a ocorrer em menos de um dia após o derramamento. Normalmente, o óleo possui uma natureza oxidativa e envolve reações fotoquímicas sob a influência de raios solares ultravioleta. Estes processos são catalisados por alguns elementos traço (como o vanádio) e inibidos por compostos do enxofre. As reações da foto-oxidação, principalmente a fotólise, iniciam a polimerização e decomposição das moléculas mais complexas na composição do óleo, aumentando a viscosidade do óleo e promovendo a formação de agregados sólidos (GESAMP, 1993).

O óleo se agrega na forma de grumos de petróleo (*tar balls*), que podem ser posteriormente encontrados em águas oceânicas ou costeiras, ou até mesmo em praias. Eles derivam do óleo cru após a evaporação e dissolução de suas frações relativamente leves, emulsificação de resíduos do óleo e transformação química e bacteriana. A composição química dos agregados de óleo é muito variável. No entanto, mais freqüentemente, sua base inclui asfaltenos (mais de 50%) e compostos de alto peso molecular das frações pesadas do óleo.

Os grumos de óleo podem existir de um mês a um ano em mares fechados e até muitos anos em oceano aberto. Eles completam seu ciclo através de uma lenta degradação na coluna d'água, na costa (se eles forem carregados para lá por correntes), ou no assoalho marinho (caso eles percam sua flutuabilidade) (Patin, 1999).

A delimitação da área a ser afetada pelo derramamento do óleo varia, então, conforme as características do óleo, hidrodinâmicas e meteorológicas no momento do acidente e nos dias seqüentes. A qualidade da água é afetada pela presença de compostos contaminantes do óleo, que podem permanecer na coluna d'água por tempo indeterminado, dependendo, principalmente, das condições hidrodinâmicas locais. Processos naturais de transformação química do óleo e processos de intemperização e solubilização do óleo auxiliam no retorno às condições hidrodinâmicas e meteorológicas normais.

2 - Alteração na qualidade do ar

Logo após o primeiro instante do derramamento de óleo, inicia-se a formação de uma pluma de vapor de hidrocarbonetos (*smog*). Esta pluma, em reação com a luz solar, pode se transformar numa pluma fotoquímica (*smog* fotoquímico), contendo altas concentrações de poluentes (SO₂, NO_x, CO, O₃ e material particulado fino). A principal característica desta pluma é a presença do ozônio no mesmo nível do ar que se respira, podendo causar numerosos problemas de saúde.

A formação de partículas finas inaláveis de ácidos, como o sulfúrico e o nítrico, do ozônio e do dióxido de nitrogênio, ao sofrer fotodissociação, cria condições para a geração de uma

ampla variedade de poluentes em combinação com os compostos orgânicos voláteis e o ozônio.

Com a formação do *smog*, a qualidade do ar sobre o mar apresenta características de ar urbano de grande metrópole. Como as transformações de hidrocarbonetos precisam de luz solar e de um certo tempo para reagir, a pluma de *smog* surgiria a uma certa distância do ponto do acidente, quando os vapores já estivessem bem dispersos na camada limite da atmosfera. A qualidade do ar voltaria às condições anteriores após a dissipação da pluma de *smog* e da dispersão da pluma de óleo na coluna d'água.

3 - Alteração na qualidade do sedimento

Uma parte do óleo (entre 10% e 30%) é adsorvida no material suspenso na coluna d'água e, posteriormente, depositada no assoalho marinho. Isto acontece principalmente na região costeira e em águas rasas, onde os particulados são abundantes e há uma intensa mistura. Em áreas mais profundas e distantes da costa, onde as atividades de perfuração correlatas a esta Nota Técnica devem se localizar, a sedimentação do óleo (exceto de frações pesadas, portanto, de densidade maior que a água do mar) ocorre de maneira extremamente lenta.

Simultaneamente, ocorre o processo de biossedimentação. Filtradores planctônicos e outros organismos absorvem o óleo emulsificado, sedimentando-os no assoalho com os metabólitos e resíduos. Como visto anteriormente, as formas suspensas de óleo e seus componentes sofrem uma intensa decomposição química e biológica na coluna d'água. No entanto, esta situação muda radicalmente quando o óleo suspenso atinge o assoalho marinho. A taxa de decomposição do óleo sedimentado decai abruptamente. Os processos de oxidação se tornam mais lentos, especialmente sob condições anaeróbias no assoalho oceânico. As frações pesadas do óleo acumuladas nos poros do sedimento podem ser preservadas por meses ou até anos (Patin, 1999).

O óleo pode persistir por períodos relativamente longos se sedimentado. A profundidade de penetração no sedimento é influenciada por: (i) granulometria do sedimento – a penetração não é tão grande na lama como em sedimentos mais grosseiros; (ii) viscosidade do óleo – óleos viscosos e *mousse* (emulsão de água em óleo) tendem a penetrar nos sedimentos menos profundamente que óleos de menor viscosidade como os leves crus e o diesel; (iii) drenagem – a água contida pode impedir o óleo de penetrar no sedimento. Por outro lado, o óleo pode alcançar profundidades maiores que um metro em sedimentos grosseiros bem drenados; e (iv) tocas de animais – a penetração em sedimentos finos é maior na existência de tocas de animais bentônicos, como poliquetas.

A maior parte do óleo se acumula no sedimento, numa porcentagem muito maior que seus níveis presentes na coluna d'água (Patin, 1999). Crostas de óleo em areias ou lama se formam quando quantidades relativamente grandes de óleo e *mousse* se consolidam em sedimentos superficiais. O óleo e o sedimento incorporado formam uma camada dura, como uma camada asfáltica, quando o óleo intemperiza (EPA, 1999).

A biodegradação do óleo começa a ser significativa quando os processos físicos removem a maior parte do óleo. A biodegradação pode então contribuir de maneira significativa, reduzindo a toxicidade do óleo. No entanto, a taxa de biodegradação de hidrocarbonetos suspensos cai rapidamente quanto eles se acomodam no sedimento (GESAMP, 1993; Patin, 1999). A biodegradação é relativamente lenta onde o oxigênio é limitado, como em sedimentos lamosos ou no interior de espessas camadas de óleo (EPA, 2000a).

4 - Alteração nos ecossistemas costeiros

Mesmo considerando-se que a atividade de perfuração marítima a que se refere esta Nota Técnica se localiza em águas profundas e distantes da costa, o óleo derramado, dependendo das condições oceanográficas e meteorológicas e considerando-se as características físicas do cordão litorâneo da região onde a atividade se insere, pode atingir os ecossistemas costeiros que entram em contato direto com o mar ou que estejam separados do mar por estreitas barreiras. Em determinados ecossistemas, o mar pode alcançar ou ultrapassar áreas de berma, atingindo áreas mais internas da costa, como canais de comunicação ou lagoas costeiras.

Os impactos do derramamento do óleo nos ecossistemas costeiros variam em função do tipo de óleo derramado e da extensão deste derrame e do tempo de toque do óleo na costa, das condições de hidrodinâmica e intemperismo, da sensibilidade ambiental do ecossistema e dos fatores ambientais a eles relacionados e da sua sensibilidade ambiental ao óleo (variando de acordo com o Índice de Sensibilidade do Litoral - ISL, de 1 a 10, de menos a mais sensíveis, respectivamente) (MMA, 2002). Desta maneira, neste item serão abordadas as principais alterações que podem ser observadas em cada feição de ecossistema costeiro da costa brasileira em função do toque de óleo.

A linha de costa, mais do que qualquer outra região do ambiente marinho, é exposta aos efeitos do óleo, já que é nesta região que ele naturalmente tende a se acumular. O grau de retenção do óleo numa costa afeta consideravelmente as alterações e a duração do impacto percebido a curto prazo. A retenção depende do tipo do óleo e do tipo de sedimento do ecossistema afetado. Óleos mais viscosos tendem a ser retidos em maiores quantidades como acumulações superficiais do que aqueles menos viscosos. Costas com maiores variações de maré podem reter mais óleo que costas íngremes, que recebem menor amplitude de maré (Dicks, 1999).

Os ecossistemas que são observados na costa brasileira incluem lagoas costeiras, áreas alagadas, manguezais, estuários, banhados e áreas úmidas costeiras, restingas, dunas e praias arenosas, costões rochosos e recifes de coral.

A presença de Unidades de Conservação nos ecossistemas costeiros e em ilhas oceânicas agrava os danos observados após a ação impactante, potencializando tanto a magnitude quanto a importância do impacto.

A. Alterações nas lagoas costeiras e áreas alagadas

A importância ecológica e econômica de lagoas costeiras e áreas alagadas é relevante na determinação de sua sensibilidade ambiental, aliada às suas características físicas, de baixa energia, substrato plano, declive muito baixo, sedimento saturado com água, com baixa permeabilidade (a não ser pela presença de orifícios feitos por animais) e sedimentos moles, que facilitam a penetração do óleo em camadas mais profundas, cobertura de óleo e posterior morte de organismos bentônicos e planctônicos.

A sensibilidade ambiental ao óleo destes ecossistemas pode ser comparada à de marismas e manguezais, com ISL 10, onde o substrato mole e a dificuldade de acesso tornam a limpeza do óleo impraticável e o esforço para a limpeza tende a introduzir o óleo nas camadas mais profundas, agravando o dano (MMA, 2002). O toque de óleo em lagoas costeiras e áreas alagadas afetaria áreas da costa brasileira consideradas de extrema importância biológica (MMA, 2008), a depender do local do derramamento, alterando a qualidade de suas águas e sedimentos, suas características biológicas, afetando os organismos planctônicos, bentônicos e nectônicos nela existentes, conforme as alterações descritas nos impactos ambientais sobre estas comunidades, descritos a seguir.

B. Alterações em manguezais, marismas e estuários

Ecossistemas costeiros, de transição entre os ambientes terrestre e marinho, são de grande importância ambiental, por apresentarem alta produtividade biológica. Manguezais são associados às margens de baías, enseadas, barras, desembocaduras de rios, lagunas e reentrâncias costeiras, onde há encontro de águas fluviais e marinhas. Estão sujeitos ao regime de marés e são dominados por espécies vegetais típicas. Estuários são regiões semi-fechadas do oceano, influenciados pelas descargas de água doce de terra, de um ou mais rios. Manguezais são exportadores de matéria orgânica para os estuários e para o oceano, contribuindo para a produtividade primária na zona costeira e representando grandes berçários naturais para espécies típicas desses ambientes e para outros organismos que utilizam estes ecossistemas como áreas de reprodução, eclosão, criadouro, abrigo e alimentação.

No caso de toque de óleo nos manguezais, o óleo tende a cobrir as raízes aéreas (pneumatóforos) da vegetação ou a penetrar no sedimento, prejudicando a flora e reduzindo o habitat disponível à fauna local, observando-se um tempo de recuperação de mais de 10 anos, no caso do óleo ser pesado, e se ocorrer uma posterior alta mortalidade de organismos (Dicks, 1999; IPIECA, 2000b).

Ações de limpeza inapropriadas podem dificultar ainda mais sua recuperação, que ocorre, normalmente, de forma lenta, devido aos baixos níveis de energia e biodegradação desses ambientes. Equipamentos de limpeza não devem ser utilizados, já que podem introduzir o óleo nas camadas mais profundas, agravando o dano. Admite-se somente limpeza manual. A retirada da camada superior do substrato significa a remoção de um grande número de espécies, como poliquetas e espécies da flora.

De ISL 10, a penetração do óleo é limitada pelos sedimentos saturados de água, a cobertura com óleo pode afetar diretamente a vegetação e sufocar organismos bentônicos e sistemas de raízes. O impacto na biota pode ser alto, devido à exposição tóxica (óleos leves ou frações dispersas) ou asfixia (frações pesadas) (IPIECA, 2000b; MMA, 2002). A cada alteração sofrida na estrutura de manguezais e estuários, seus elementos tendem a sofrer redução e simplificação, tornando-os menos aptos e mais frágeis à ação de novos tensores.

C. Alterações nas restingas

Ecossistema da Mata Atlântica, representa um conjunto das comunidades vegetais, fisionomicamente distintas, sob influência marinha e flúvio-marinha. Estas comunidades, distribuídas em mosaico, ocorrem em áreas de grande diversidade ecológica, sendo consideradas comunidades edáficas por dependerem mais da natureza do solo que do clima.

De substrato vegetado, a região que pode ser afetada no caso do derramamento de óleo é ocupada pela comunidade halófila, em faixa sujeita à ação de ressacas. Considerada, pelo MMA (2002) como de ISL 3, seu substrato é semipermeável, de baixa penetração e com possibilidade de soterramento do óleo, devido à lenta mobilidade da massa sedimentar, mesmo que, geralmente, a penetração do óleo seja menor que 10 cm.

Com o toque de óleo nas restingas, as alterações sobre as comunidades bióticas intermarés podem ser severas. No caso de necessidade de corte da vegetação, observa-se, posteriormente, uma reposição lenta, geralmente de porte e diversidade menores, onde algumas espécies passam a predominar. Dada a fragilidade desse ecossistema, a vegetação exerce papel fundamental para a estabilização de dunas e mangues, assim como para a manutenção da drenagem natural (Resolução CONAMA Nº 07/1996). Após o toque de

óleo, a limpeza é necessária, podendo-se utilizar o tráfego de veículos, respeitando o ciclo de marés e as eventuais restrições ambientais locais.

D. Alterações em dunas e praias arenosas

Praias arenosas são ambientes dinâmicos, onde a ação das ondas (que levam oxigênio ao sedimento) e marés determina a diversidade de espécies, a biomassa e a estrutura das comunidades. Há intercâmbio de areia, matéria orgânica e outros materiais entre dunas, praias entremarés e zonas de surf (Brown & McLachlan, 2002).

O efeito da contaminação de hidrocarbonetos nas praias arenosas ou dunas é especialmente prejudicial nas zonas do supra-litoral, que se localizam, geralmente, na base de dunas ou morros que circundam praias. A fauna dominante nessas áreas (isópodos e anfípodos) possuem características ecológicas e fisiológicas semi-terrestres e desenvolvimento embrionário direto, ou seja, não possuem fase larvar de dispersão para que as fêmeas possam transportar os embriões até que eles se tornem indivíduos morfologicamente similares aos adultos, mas menores em tamanho, ou seja, os embriões permanecem no mesmo habitat que seus ancestrais. As populações destas espécies afetadas pelo derramamento de óleo são incapazes de se recuperar facilmente do recrutamento realizado por outras populações próximas.

A presença de contaminantes do óleo nas praias arenosas altera o comportamento de fluidização do sedimento. A taxa de contaminação varia conforme o tipo de areia. Enquanto a contaminação por óleo pesado é crítica para areias de granulometrias maiores, a contaminação por óleo leve é crítica para areias finas. A presença de água intersticial piora o cenário (Fabiano *et al.*, 2008).

O óleo pode ser limpo da superfície das praias por processos naturais, principalmente pela ação das ondas nos primeiros anos após o derramamento (Barth, 2001). A limpeza natural é normalmente mais rápida em praias expostas com sedimentos mais grosseiros do que em sedimentos lamosos mais abrigados. O processo de floculação argila-óleo (um processo reconhecido inicialmente após o derramamento do Exxon Valdez, ocorrido em 1989, no Alaska) promove uma limpeza natural em alguns casos, através da redução da aderência do óleo a seixos. O óleo pode persistir por períodos relativamente longos se for enterrado pela movimentação do sedimento, em função de vento ou maré, ou através da formação de mantas asfálticas (IPIECA, 2000a).

De um ponto de vista ecológico, a maior preocupação se revela em relação aos efeitos do óleo em sedimentos relativamente abrigados, já que estes são mais prováveis de reter o óleo e porque são mais produtivos, sustentando uma variedade de poliquetas, moluscos e crustáceos. Tais organismos podem morrer se o óleo penetrar no sedimento (como observado após o acidente de derramamento com o *Sea Empress*, em 1996, onde houve encalhe em massa em muitas praias de espécies entremarés, como moluscos, e submarés) (IPIECA, 200a). Em espécies maiores de crustáceos e moluscos, que possuem recuperação mais lenta, detectam-se hidrocarbonetos em seus tecidos até anos após o derramamento.

A recuperação após um derramamento de óleo com toque nas praias depende, por um lado, da sensibilidade das espécies afetadas, com variações de recuperação observadas entre meses a mais de um ano e, por outro, da persistência do óleo nos sedimentos, com taxas de recuperação de mais de sete anos (após o derramamento do Flórida) (IPIECA, 2000a).

De forma indireta, a depleção da fauna de sedimento, pela contaminação do óleo, pode afetar indiretamente aves ou peixes que o utilizam como áreas de alimentação, e quelônios que utilizam determinadas praias para desova, conforme detalhado nos respectivos impactos, adiante.

Em comparação a sedimentos mais lamosos (a penetração do óleo em ambos os tipos é incrementada por uma boa drenagem, pela granulometria dos dois tipos de substrato e pela viscosidade do óleo), praias arenosas geralmente promovem a degradação do óleo, através da presença de água intersticial, observando-se uma queda consistente na concentração do óleo um ano após o derramamento (IPIECA, 2000a).

No acidente do navio *Prestige*, as praias arenosas expostas às ondas foram consideravelmente afetadas pelo derramamento do óleo e pelas atividades de limpeza do óleo. A macrofauna bentônica ocorrente nas praias arenosas sofreram danos em sua abundância, registrando-se um menor número de taxa após o acidente (Gesteira & Dauvin, 2005; Rodriguez *et al.*, 2007).

Dez anos após o acidente ocorrido durante a Guerra do Golfo (em 1991) (Figura V.4), restavam seixos de óleo nas praias arenosas (Figura V.5). Em alguns locais, o sedimento com óleo foi coberto por uma camada de areia fresca, onde pôde-se observar a presença do óleo mesmo dez anos após o derramamento. Todavia, altas concentrações de oxigênio em sedimentos arenosos levam a uma degradação significativa de óleo. Cinco anos pós o acidente no Golfo, o ambiente já poderia ser recolonizado. Conseqüentemente, a maioria das praias arenosas pode ser considerada como totalmente recuperada cerca de cinco anos após o derramamento (Barth, 2001).



Figura V.4. Faixa estreita de óleo intemperizado ao longo de uma praia arenosa no Golfo Pérsico, dois anos após o derramamento ocorrido em 1991. A faixa estava sendo erodida pela ação das ondas.

Fonte: Barth (2001).



Figura V.5. Seixos de óleo (*tar balls*) observados em praias arenosas dez anos após o acidente ocorrido no Golfo Pérsico.

Fonte: Barth (2001).

A sensibilidade ambiental ao óleo de praias varia conforme as características físicas do sedimento e do ecossistema, sendo ISL 3 para praias de areia fina a média, expostas, faixas arenosas contíguas à praia, não vegetadas, sujeita à ação de ressacas e campos de dunas expostas; ISL 4 para praias de areia grossa, praias intermediárias de areia fina a média, expostas ou abrigadas; ISL 5 para praias mistas de areia e cascalho, ou conchas e fragmentos de corais; e ISL 6 para praias de cascalho (MMA, 2002).

A presença de um grande número de Unidades de Conservação nestes tipos de ecossistemas reforça a importância biológica das praias e dunas afetadas pelo óleo e que danificam, indiretamente, organismos que não habitam estes ecossistemas, mas que os utilizam para abrigo, alimentação ou reprodução.

E. Alterações nos costões rochosos

Costões rochosos dominam uma grande porção da linha costeira no mundo e, apesar de diferenças regionais na sua forma e função, todos eles desempenham um papel importante dentro de seu ecossistema marinho local. Algas marinhas são comuns nos costões rochosos, onde representam uma expressiva fonte de material orgânico para os demais organismos marinhos. Muitas espécies de costões possuem um ciclo anual de crescimento e sua produtividade pode ser muito alta. A fauna ocorrente nos costões também participa desta alta produtividade, liberando um grande número de ovos e larvas no mar, que proporcionam parte do suprimento alimentar para peixes juvenis e outras espécies em águas costeiras. Quando a maré está alta, muitos peixes e outros animais também se deslocam para se alimentar diretamente sobre animais e plantas dos costões, e quando a maré está baixa, muitas aves e alguns mamíferos se aproximam para forragear. As comunidades altamente diversificadas e produtivas em costões rochosos também proporcionam alguns benefícios econômicos humanos.

A vulnerabilidade de um costão rochoso ao óleo depende de sua topografia e de sua composição, assim como de sua posição: um paredão rochoso vertical localizado em uma costa exposta às ondas deve permanecer sem óleo, já que a pluma é geralmente impedida por ondas reflexivas. Uma costa rochosa gradualmente inclinada localizada em águas calmas em uma baía abrigada pode vir a conter grandes quantidades de óleo que podem ainda penetrar profundamente no substrato (NRC, 2003a). Os complexos padrões de movimentação da água próxima aos costões rochosos tendem a concentrar o óleo em

certas áreas. Alguns costões são notoriamente conhecidos por agir como locais naturais de retenção de resíduos e o óleo pode ser carregado para estes locais da mesma maneira. O óleo tende a não permanecer em rochas ou algas molhadas, mas se fixa firmemente a rochas secas.

A severidade do impacto e sua taxa de recuperação após o derramamento em costões que sofrem a variação de marés são função das características geomorfológicas do ecossistema, do tipo de óleo derramado, das condições climáticas ocorrentes em seguida ao derramamento, da espessura e do espalhamento da pluma, do período do ano e da recente história de estresses que as comunidades sofreram (NRC, 2003a).

Em pouco tempo, a ação das ondas e das marés que levou o óleo para a costa começa a removê-lo gradualmente, mas a taxa desta intemperização depende de muitos fatores. A exposição das ondas, as condições climáticas e as características costeiras são as mais importantes. Uma mancha de óleo num costão exposto a uma pesada ação das ondas não permanece na área por muito tempo. No entanto, poderia demorar muitos anos para que um limitado movimento de águas em uma baía abrigada removesse o óleo aprisionado sob pedras, seixos ou fendas. A extensão do dano em organismos afetados é fortemente relacionada à toxicidade e frescor do óleo. Um óleo cru intemperizado pode causar efeitos limitados, mas agudos e tóxicos a moluscos e efeitos de branqueamento em algas pardas antes do processo de intemperização do óleo se iniciar (Dicks, 1999).

Em alguns derramamentos que ocorreram, uma quantidade razoável de óleo causou uma mortalidade em larga escala em espécies sensíveis. No entanto, os danos às comunidades afetadas de costões rochosos se restringem a dois ou três anos (IPIECA, 2000c), porque o óleo geralmente não é retido em quantidade em superfícies rochosas e porque tais espécies geralmente possuem um potencial considerável para o restabelecimento de suas populações. Contudo, os impactos mais duradouros também podem ocorrer em determinadas circunstâncias, como no caso de grandes quantidades de óleo viscoso tocando um costão na maré alta e formando um pavimento asfáltico ou no caso de danos a espécies que possuem características lentas de restabelecimento de sua população, em função de um longo ciclo de vida.

Os impactos são mais observados em gastrópodes e bivalves de costões, que são mais suscetíveis aos efeitos narcóticos do óleo, e em pequenos crustáceos que vivem entremeados a algas e sob seixos. Tais organismos podem morrer e o processo de quebra de detritos que realizam pode ser interrompido. Populações de equinodermas e de crustáceos podem ter seu processo de predação reduzido.

Os sub-efeitos letais de contaminação do óleo, incluindo redução das taxas de crescimento, perda de funções reprodutivas e outras alterações bioquímicas nos organismos afetados têm sido observados em uma série de espécies ocorrentes em costões rochosos. No entanto, a extensão destes efeitos na ecologia e produtividade das comunidades afetadas após um derramamento de óleo é ainda desconhecida (IPIECA, 2000c). O impacto, mesmo que temporário, reduz e compromete o restabelecimento das populações afetadas nestes ambientes após o impacto.

Alguns componentes do petróleo podem ser acumulados por organismos que habitam os costões (principalmente organismos com hábito alimentar filtrador), particularmente os HPA's. A bioacumulação pode ser biomagnificada, caso organismos de níveis tróficos superiores se alimentem de organismos contaminados e efeitos tóxicos podem ser sentidos no topo da cadeia.

Costões rochosos lisos, de alta declividade e expostos, assim como falésias em rochas sedimentares e estruturas artificiais lisas, possuem o ISL 1, segundo MMA (2002), com grau alto de exposição a ondas e adaptados a altos impactos hidráulicos e pressão. Costões

rochosos abrigados possuem ISL 8 e são cobertos de algas e outros organismos, além de possuírem baixo grau de exposição a ondas, o que impede uma remediação local natural pela ação das mesmas. Nos costões de ISL 1, não há penetração ou permanência do óleo e a remoção natural tende a ocorrer rapidamente. Nos costões rochosos lisos, de declividade média a baixa, expostos, de ISL 2, não há penetração do óleo, a remoção geralmente ocorre de maneira rápida, podendo ser necessária a limpeza mecânica na faixa da preamar. Em escarpas ou encostas de rocha lisa, abrigada, de ISL 8, onde não há ação de ondas, o óleo tende a recobrir a superfície afetada, persistindo por longo tempo, em função da ausência de hidrodinamismo. Podem ser observadas contaminação tóxica (por óleos leves e frações dispersas) e asfixia (por óleos pesados) na biota. Neste caso, é necessária a utilização de remoção mecânica.

No entanto, na utilização de remoção mecânica, pode-se observar estresse em organismos expostos à lavagem por água quente, como no caso do acidente do *Exxon Valdez*, ocorrido em *Prince William Sound*, onde 30% dos costões rochosos e praias de cascalho foram lavados para remoção do óleo (Figuras V.6 e V.7). Apesar da remoção agressiva, resíduos de óleo persistiram por mais de 13 anos em habitats mais abrigados. O monitoramento revelou que o tratamento intensivo dado durante a limpeza resultou numa recuperação mais lenta das comunidades de costões na zona intermarés, demonstrando o quanto uma remoção demasiadamente agressiva, em alguns casos, pode reduzir a recuperação de comunidades afetadas (NRC, 2003a).



Figura V.6. Vegetação saudável de costão rochoso em Prince William Sound.

Fonte: NOAA



Figura V.7. Vegetação estressada de costão rochoso em Prince William Sound, após lavagem com água quente em alta pressão.

Fonte: NOAA

F. Alterações nos recifes de corais

A produtividade biológica/m² de um recife de coral é geralmente 50 a 100 vezes maior que nas águas marinhas à sua volta. Eles são considerados como os ecossistemas marinhos de maior complexidade e diversidade e possuem um papel fundamental no balanço de massa

geoquímico dos oceanos. Estima-se que, anualmente, os recifes de coral sejam responsáveis pela deposição de metade do cálcio trazido para os oceanos pelos rios e pela deposição de mais de 111 milhões de toneladas de carbono. Numa escala local, áreas que possuem recifes são fontes importantes de pesca, representam barreiras naturais para a erosão costeira e seu valor de beleza se torna, em muitas regiões, a base do turismo ecológico (IPIECA, 2001d).

Os recifes de corais podem ser expostos a um derramamento de óleo de diversas maneiras, as quais definem a severidade do impacto: (i) em algumas áreas, pode haver o contato direto com o óleo superficial que se deposita sobre corais que afloram na maré baixa (Figura V.8); (ii) a porção do óleo que entra na coluna d'água como fração dissolvida ou partículas suspensas pode tocar os recifes; (iii) o óleo localizado na sub-superfície, principalmente se o óleo for pesado, com densidade se aproximando ou excedendo a da água do mar e se houver condições para a mistura com material do sedimento para aumentar sua densidade, pode tocar nos recifes; e (iv) a ação de ondas nos corais ou na linha de costa pode criar gotas de óleo que se distribuem na coluna d'água e entram em contato com os corais. Como os corais secretam muco, especialmente sob estresse, estas gotículas de óleo podem se fixar facilmente às suas estruturas.

Recifes de corais que se expõem na maré baixa são os mais vulneráveis a um derramamento de óleo, por haver o contato direto com uma pluma relativamente fresca de óleo, com altas taxas de exposição, resultando em impactos agudos e incrementando a toxicidade do dano.

Alguns dos fatores mais comuns que influenciam os efeitos do óleo sobre os recifes de corais são a quantidade de óleo derramado, o grau de intemperização do óleo antes do contato com os corais, a frequência de contaminação, a presença de outros fatores estressantes, como uma alta taxa de sedimentação (levando a impactos sinérgicos), fatores físicos, como tempestades, chuva e as condições de maré (principalmente nos estágios iniciais de contaminação), a natureza da operação de remoção, o tipo de coral e os fatores sazonais, como reprodução.

Hidrocarbonetos policíclicos aromáticos são os mais persistentes na coluna d'água e entre os que possuem maiores taxas de toxicidade aguda. Em seguida, os recifes podem ser expostos a plumas dispersas de óleo carregados pela coluna d'água e os impactos resultantes deste toque seriam dependentes de concentrações e tempo de duração à exposição. Óleos pesados, se misturados ao sedimento e conseqüentemente, tendo sua densidade aumentada até o ponto de afundarem, ou se intemperizados, podem propiciar uma rota de exposição direta a habitats submersos e recifes de corais. Apesar da toxicidade de óleos pesados ser menor que a de leves, seu potencial para causar danos físicos significantes de sufocamento é largamente aumentado.

O contato dos recifes de corais com óleo causa efeitos de toxicidade aguda, que acontecem rapidamente após o impacto, sendo que a morte, mesmo que não observada imediatamente, é reportada após um prolongado período de exposição (NOAA, 2001).

Os efeitos crônicos observados podem ser substanciais, sub-letais e de longa duração, resultando na morte da colônia. São descritos impactos histológicos, bioquímicos, comportamentais, reprodutivos e de desenvolvimento. Algumas espécies de corais podem ainda ser mais resistentes aos impactos do que outras (NOAA, 2001). O óleo se bioacumula rapidamente nos tecidos dos corais (pela alta taxa de lipídios) e sua depuração é lenta.

Além dos impactos diretos de toque da pluma de óleo, também são observados impactos indiretos, como a atração de bactérias predadoras em função do aumento da secreção de muco pelos corais. Os danos diretos ou indiretos variam conforme a época e a estratégia reprodutiva dos recifes (se o impacto ocorrer durante o desenvolvimento de estágios

iniciais, o dano é maior), a época do ano, o local de ocorrência do impacto e a vulnerabilidade das espécies afetadas (as espécies que se ramificam são mais suscetíveis ao óleo do que aquelas que não se ramificam) (IPIECA, 2000d; NOAA, 2001).



Figura V.8. Pluma de óleo derivando em direção a recifes de corais durante a maré baixa, no derramamento de Bahia las Minas, Panamá, em abril de 1986.

Fonte: NOAA

Segundo MMA (2002), recifes areníticos que servem de suporte para colônias de corais possuem ISL 9, de limpeza para remoção do óleo impraticável, onde ações de resposta podem agravar o dano.

5 - Alteração nas comunidades planctônicas

Os efeitos de um derramamento de óleo na comunidade planctônica são distintos entre o bacterio, fito, ictio e zooplâncton, sendo que o zooplâncton e o ictioplâncton são os organismos deste compartimento mais sensíveis ao óleo. Outros fatores que também determinam a magnitude dos efeitos são as características ambientais da área afetada, a quantidade e o tipo de óleo derramado, sua biodisponibilidade, a capacidade dos organismos acumularem e metabolizarem os componentes do óleo e sua influência nos processos metabólicos (Boyd *et al.*, 2001).

No plâncton, os efeitos são difíceis de serem discernidos devido à alta variabilidade natural sazonal e espacial. Dependendo da espécie, o crescimento do fitoplâncton em decorrência da contaminação pelo óleo pode ser inibido ou enriquecido, neste caso, provavelmente em resposta à redução da predação pelo zooplâncton, que normalmente apresenta uma alta mortalidade pós derrame. Imediatamente após o derramamento do óleo, a população de fitoplâncton sofre uma severa redução (Gregory, 2007). A redução da taxa de fotossíntese no fitoplâncton pelo toque da pluma de óleo inibe o crescimento de algas, no caso de concentrações altas de óleo.

Os organismos podem sofrer a mortalidade diretamente em relação ao toque de óleo, contaminação externa, contaminação histológica ou anomalias no seu desenvolvimento. A população se recupera rapidamente, pelo recrutamento de outras áreas não atingidas e por fatores como ampla distribuição, elevada densidade, ciclos de vida curtos e alta fecundidade (Dicks, 1999).

O zooplâncton apresenta como efeitos imediatos: sensibilidade à exposição ao óleo, anormalidades no desenvolvimento e redução das taxas de alimentação e de reprodução. Os efeitos sub-letais do óleo no zooplâncton incluem decréscimo da biomassa (geralmente temporário), deterioração de partes anatômicas, como caudas, alteração da reprodução,

redução das taxas de crescimento e redução da imunidade. Nos primeiros dias após o derramamento, observa-se um declínio substancial na biomassa do zooplâncton (Johansson *et al.*, 1980). O zooplâncton pode assimilar o óleo diretamente da água ou, indiretamente, do alimento (bacterio, fito e protozooplâncton). As partículas de óleo ingeridas são posteriormente excretadas e afundam, auxiliando na sedimentação do óleo ao longo da coluna d'água, redistribuindo o óleo disponível da zona pelágica para a bentônica.

Espécies carbonoclásticas do bacterioplâncton que degradam hidrocarbonetos sofrem um incremento em densidade após o derramamento (Johansson *et al.*, 1980), evidenciando processos de biodegradação ocorrendo na coluna d'água.

Ovos e larvas de peixes são extremamente suscetíveis a danos por hidrocarbonetos, com efeitos observados em concentrações de óleo relativamente baixas (entre 1 e 10 ppm). No entanto, em função das altas taxas de reprodução, grandes perdas observadas no ictioplâncton não refletem, necessariamente, um declínio do estoque da população adulta, esta comercialmente explorada e menos suscetível à contaminação por óleo (Pearson *et al.*, 1995).

Os efeitos no zoo e ictioplâncton podem atingir níveis tróficos superiores, como as comunidades bentônica e nectônica, já que um grande número de espécies destas comunidades iniciam seu desenvolvimento como formas planctônicas.

Os efeitos do óleo nesta comunidade podem ser ainda potencializados caso o derramamento ocorra em áreas consideradas prioritárias para sua conservação.

6 - Alteração nas comunidades bentônicas

Os efeitos de um derramamento de óleo sobre a biota bentônica dependem dos tipos e das concentrações dos compostos de hidrocarbonetos que permanecem nos sedimentos. Os HPA's, componentes mais tóxicos do óleo, são eliminados através da evaporação após o derramamento, mas algumas frações podem permanecer no ambiente por mais de 20 meses após o acidente (Gesteira & Dauvin, 2005).

Para que haja concentração de hidrocarbonetos em sedimentos sub-marés, elevadas concentrações de partículas com densidade maior que a água do mar devem estar disponíveis, para que haja adsorção do óleo e ele possa afundar até o assoalho marinho, ou a densidade do óleo derramado seja maior que a da água do mar, com posterior decantação (Matuella, 2007). Esta condição ainda é favorecida na existência de estuários ou baías semi-abertos, de maneira que não haja consistente ação das ondas e marés para remoção do óleo. Os efeitos imediatos da biota bentônica às altas concentrações de óleo são a narcose e a incapacidade dos organismos de aderirem ao sedimento (Gregory, 2007).

Organismos filtradores e detritívoros são os organismos bentônicos mais sensíveis à contaminação por óleo, por acumularem em seus tecidos poluentes dissolvidos e sedimentados. Como o óleo tende a acumular no sedimento, após sua adsorção a partículas de material em suspensão, podem ser observados danos nesta comunidade. De uma maneira geral, os organismos do bentos são afetados por intoxicação (pela ingestão de partícula ou organismos contaminados pelo óleo) e por recobrimento (de órgãos ou tecidos respiratórios) (Gandra, 2005).

Os efeitos padrões nas comunidades se concentram em quatro fases principais: (i) um período de rápida mortalidade em espécies sensíveis ao óleo (principalmente anfípodas, que exibem uma taxa baixa de colonização após um acidente com derramamento de óleo), onde altas concentrações de HPA's provocam uma resposta inicial tóxica; (ii) uma fase de menor diversidade e abundância; (iii) um período de aumento na abundância de espécies oportunistas, como poliquetas e oligoquetas (mais resistentes a altos níveis de HPA's no

sedimento), que se aproveitam do aumento do número de bactérias biodegradadoras (sua concentração aumenta conforme as concentrações remanescentes de HPA's), das quais se alimentam, e da redução dos níveis de oxigênio no sedimento, em decorrência do processo de biodegradação; e (iv) um período de rápido decréscimo de abundância de espécies oportunistas que competem com as mesmas espécies sensíveis ao óleo, mas que estão em processo de recolonização da área (Kingston *et al.*, 1995; Jewett *et al.*, 1999; Gesteira & Dauvin, 2000; Nikitik & Robinson, 2003; Gesteira & Dauvin, 2005).

A extensão dos efeitos do óleo em organismos bentônicos sensíveis é fortemente relacionada à toxicidade e ao frescor do óleo. Um óleo cru intemperizado pode resultar em efeitos muito limitados, mesmo que permaneça em regiões costeiras por um longo período. Óleos mais leves podem causar efeitos tóxicos agudos a moluscos e efeitos de branqueamento em algas pardas antes mesmo de serem intemperizados (IPIECA, 2000c).

As respostas da comunidade bentônica ao derramamento de óleo podem não ser imediatas, dada a baixa toxicidade do óleo ou dado o impacto sub-agudo inicial (Kingston *et al.*, 1995), podendo ser observadas alterações na fisiologia, no comportamento e na reprodução das espécies afetadas, na estrutura etária e de desenvolvimento, na estrutura genética da população e na redução do potencial de recrutamento. Impactos agudos sobre a comunidade bentônica também podem ser resultados da toxicidade de componentes do óleo que dependem de suas propriedades (combinação entre o tipo de óleo e as condições do clima), de sua concentração e da quantidade de óleo que afeta os organismos (NRC, 2003a). O impacto agudo de uma única dose de substância tóxica em concentrações elevadas pode ser o mesmo de repetidas doses em baixas concentrações.

A eliminação de organismos de níveis tróficos inferiores, em função do derramamento do óleo, pode prejudicar os ciclos de carbono, nitrogênio e enxofre e alterar a composição específica da teia trófica. A comunidade bentônica sofre, após o derramamento de óleo, períodos sucessivos de alterações temporais, até que se observe um "clímax" ambiental estável, cerca de 20 anos após o acidente, observando-se um aumento do número de espécies oportunistas e a redução da diversidade da fauna bentônica. Normalmente, em áreas impactadas, como nos acidentes do Exxon Valdez, Flórida e Amoco Cadiz, observa-se a redução ou o desaparecimento de anfípodos, que demoram a recolonizar a área afetada, o aumento de nematódeos, poliquetas e oligoquetas em sedimentos ainda contaminados com hidrocarbonetos, e redução de grupos como camarões, crustáceos e bivalves, sendo que espécies de curto ciclo de vida tendem a substituir as espécies de ciclo mais longo (Kingston *et al.*, 1995; Jewett *et al.*, 1999; Matuella, 2007).

7 - Alteração nas comunidades nectônicas

Os organismos nectônicos podem ser afetados por um derramamento de óleo de quatro maneiras distintas: (i) de forma bioquímica ou celular; (ii) quando apenas determinados organismos são afetados, com integração de alterações fisiológicas, bioquímicas e comportamentais; (iii) alteração de uma população, com efeitos na sua dinâmica; e (iv) impacto na comunidade, resultando em alterações na sua estrutura e dinâmica (NRC, 2003a).

Os efeitos sub-letais na biota nectônica incluem interrupção de processos energéticos, interferências com processos biossintéticos ou formação estrutural e efeitos tóxicos diretos no desenvolvimento e estágios reprodutivos. Estes efeitos podem ocorrer em concentrações muito inferiores do que aquelas consideradas mínimas para induzir efeitos tóxicos agudos. Peixes podem ser expostos ao óleo derramado de diferentes formas: no contato direto, há contaminação de suas brânquias; a coluna d'água pode conter componentes tóxicos e voláteis do óleo que podem ser absorvidos por seus ovos, larvas ou estágios juvenis; ou podem ingerir organismos contaminados, sendo afetados indiretamente. A vulnerabilidade ambiental de mamíferos marinhos ao óleo é altamente

variável. A quantificação do dano se relaciona à pelagem ou à gordura corporal, que são responsáveis pela termo-regulação destes animais. Quelônios marinhos são mais vulneráveis ao derramamento de óleo em função da época do ano, principalmente naquela relacionada ao período reprodutivo, quando as rotas migratórias ou os locais de concentração e desova podem ser afetados pelo óleo. Aves marinhas são extremamente vulneráveis ao óleo, em função de suas características biológicas e comportamentais (grande parte do seu ciclo de vida é realizada no oceano, realizam mergulhos quando sofrem estresse externo e possuem reduzidas taxas reprodutivas) (EPA, 1999, NRC, 2003a).

Há evidências de que peixes são capazes de detectar e evitar áreas contaminadas por óleo (IPIECA, 2000e). No entanto, experimentos de laboratório têm demonstrado efeitos na reprodução e alimentação em concentrações muito baixas de óleo. As alterações incluem redução do número de ovos, redução de sobrevivência de larvas após adultos com maturação gonadal terem sido expostos ao óleo e anormalidades gonadais (GESAMP, 1993). Os efeitos do óleo sobre peixes resultam em alterações das taxas cardíacas e respiratórias, aumento do fígado, redução no crescimento, erosão das nadadeiras, alterações bioquímicas, celulares, reprodutivas e comportamentais. A exposição crônica a determinados componentes do óleo pode causar anomalias genéticas ou câncer em espécies sensíveis. As alterações que ocorrem nos peixes podem afetar recursos pesqueiros de valor agregado à economia (EPA, 1999).

Atualmente, não há evidências de mortalidade massiva de peixes juvenis ou adultos em função de derramamento de óleo em ambientes oceânicos. No entanto, em ambientes costeiros, este risco se amplifica, particularmente devido à ocorrência de espécies com estoques relativamente baixos e que possuem áreas reprodutivas restritas (IPIECA, 2000e). Peixes expostos a baixas concentrações de óleo podem apresentar, no entanto, alterações no comportamento de reprodução e alimentação, relacionados ao grau de exposição, à espécie afetada, à temperatura e aos padrões de alimentação, com as concentrações de hidrocarbonetos em seus organismos se reduzindo progressivamente em períodos que variam de alguns dias até anos (GESAMP, 1993), normalmente quando o óleo desaparece da coluna d'água.

Muitas vezes, áreas de exploração de petróleo e de transporte se interseccionam com habitats de quelônios marinhos, que, aparentemente, não evitam áreas contaminadas pelo óleo. Um derramamento acidental de óleo demonstra a alta vulnerabilidade ambiental destes animais, particularmente considerando-se seus estágios iniciais de desenvolvimento e suas características altamente migratórias. A exposição crônica pode não ser letal, mas ela pode debilitar uma tartaruga marinha no seu equilíbrio natural, de maneira que o animal afetado não suporte outros tensores. Os efeitos do óleo nos quelônios incluem aumento da mortalidade de ovos, alterações no desenvolvimento, mortalidade direta devido ao óleo em áreas de reprodução, alterações na pele, sistemas sanguíneo, digestivo e imunológico e nas glândulas de sal (NOAA, 2003b).

Os estágios iniciais de desenvolvimento de quelônios marinhos são mais vulneráveis já que eles ainda não possuem todo o seu potencial de depuração de contaminantes desenvolvido, ou por conterem maiores quantidades de lipídios no seu corpo, onde componentes do óleo se acumulam. Ovos cobertos por óleo podem ter seu sucesso embrionário comprometido, quando sua parte superior, responsável por trocas gasosas durante as fases iniciais da incubação, é encoberta, ou quando há alteração do ambiente hídrico da areia onde os ovos estão sendo incubados, ou por alteração da temperatura do ninho, através da mudança de cor ou da condutividade térmica da areia. Quanto estes fatos ocorrem, observa-se uma maior mortalidade de embriões, ou seja, efeitos físicos do sufocamento dos ovos podem representar uma ameaça à viabilidade da ninhada, mesmo que o óleo possua uma baixa toxicidade (NOAA, 2003b).

Ao atingirem a água, as tartarugas filhotes se expõem aos mesmos riscos aos quais as adultas estão expostas. No entanto, seu tamanho relativo, restrição de mobilidade e hábitos específicos de alimentação e natação (preferencialmente realizados na superfície, onde a pluma de óleo se concentra) aumentam o risco destes indivíduos. Caso um animal ingira óleo, este permanece no seu trato digestivo durante dias, aumentando o contato interno e a probabilidade de que componentes tóxicos sejam absorvidos. Indiretamente, estes animais podem ingerir organismos contaminados, biomagnificando a toxicidade de determinados compostos na cadeia alimentar.

Tartarugas marinhas também podem ingerir as chamadas *tar balls*, já que elas se alimentam indiscriminadamente de qualquer objeto que julgam serem de dimensões apropriadas. A ingestão destes *pellets* pode levar à inanição ou à necrose ou úlcera de órgãos internos, através do bloqueio das estruturas de ingestão ou digestivas, redução da eficiência de absorção, absorção de toxinas e problemas de flutuabilidade, pelo aumento de gases de fermentação.

Os efeitos indiretos do óleo sobre as tartarugas marinhas poderiam causar mais danos num nível populacional, como alterações nas capacidades de navegação e orientação, decorrentes de alterações olfatórias, por contaminação química pelo óleo. Tais efeitos podem não prejudicar uma única tartaruga, mas ao alterar sua capacidade de orientação. Neste caso, pode-se prever, ainda, um impacto populacional maior do que o efeito direto da toxicidade, já que a sua capacidade de localizar a área para reprodução ou a praia para desova poderá ser danificada (NOAA, 2003b).

Em mamíferos marinhos, a exposição direta ao óleo pode resultar em problemas temporários nos olhos. A ingestão do óleo pode causar sangramentos no trato digestivo e danos ao fígado e rins. A inalação de vapores de hidrocarbonetos pode resultar em danos ao sistema nervoso e alterações comportamentais (EPA, 1999).

Ao contrário de mamíferos marinhos que possuem pelagem, cetáceos e alguns pinípedes possuem uma espessa camada de gordura para isolamento térmico, o que os torna menos suscetíveis ao derramamento de óleo em comparação aos mamíferos com pêlos. Pinípedes (ocorrentes na região sul do Brasil) estão associados a ambientes costeiros, já que podem se locomover para terra para reproduzir, habitando praias e costões rochosos em determinadas épocas do ano, fato que aumenta sua vulnerabilidade ao óleo em relação aos cetáceos, que são geralmente mais erráticos e migratórios. Quando cetáceos e pinípedes emergem à superfície para respirar, podem inalar vapores de hidrocarbonetos, resultando em danos aos pulmões. Se entrar em contato com as sensíveis membranas mucosas, o óleo pode causar irritações oculares. Filhotes de pinípedes e cetáceos podem ingerir o óleo através da amamentação, caso as mamas das mães estejam contaminadas. Migrações em águas contaminadas também podem resultar em danos de longa duração.

Em sirênios (ocorrentes na costa nordeste e, eventualmente, na costa norte brasileira), os efeitos do óleo derramado se restringem à possibilidade de inalação de vapores de hidrocarbonetos voláteis enquanto emergem para respirar e às irritações nas membranas mucosas e nos olhos, além de alterações indiretas a seu habitat e a danos indiretos resultantes de colisões com embarcações a serem utilizadas nas ações de contingência. Como nos demais animais, indivíduos juvenis estão sob maiores riscos. Filhotes ainda em amamentação podem ser contaminados através da mama contaminada da mãe. Podem ocorrer efeitos crônicos decorrentes de deslocamentos realizados através de áreas contaminadas pelo óleo e há possibilidades substanciais de consumo de grama marinha ou outros organismos contaminados.

Os animais que podem ser mais seriamente afetados em caso de derramamento de óleo são os mamíferos marinhos com pelagem (no caso do Brasil, leões marinhos - *Otaria flavescens*, lobos marinhos de peito branco - *Arctocephalus tropicalis*, lobos marinhos -

Arctocephalus australis e lontras - *Lutra longicaudis*, estas habitam banhados e oceanos associados a lagoas costeiras) e as aves marinhas, quando se aproximam de áreas contaminadas, principalmente para alimentação, reprodução e repouso. Estes grupos de animais podem ser afetados diretamente pelo contato direto com o óleo, por contaminação tóxica, destruição de fontes alimentares ou de habitats e alterações reprodutivas.

O contato físico ocorre quando pêlos e penas entram em contato com o óleo, tornando-os totalmente encobertos e eliminando seu poder de isolamento e impermeabilidade, e levando os animais ao risco de hipotermia ou morte. No caso das aves marinhas, o risco de submersão na água eleva-se, já que pode haver dano ao seu sistema de flutuação.

A contaminação tóxica ocorre quando espécies sensíveis inalam vapores de óleo, que podem danificar o sistema nervoso central, fígado e pulmões destes animais. A ingestão do óleo, que pode ocorrer enquanto os animais tentam remover o óleo de sua pelagem ou penas ou quando ele se adere ao seu alimento, reduz sua habilidade de se alimentar ou digerir, através de alterações nas células do trato gastrointestinal. Em aves marinhas, a ingestão do óleo ou de presas contaminadas pode causar, por longos períodos, imunossupressão e anemia, comprometendo a capacidade do seu sangue de carrear oxigênio e dificultando a perseguição sobre presas durante os mergulhos (NRC, 2003a).

A destruição de fontes alimentares e de habitats ocorre quando predadores consomem presas contaminadas. Quando o óleo torna a presa impalatável, animais dos níveis tróficos superiores podem iniciar um processo de inanição. Em alguns casos, pode haver a destruição de populações de animais que representam presas, não havendo, subseqüentemente, alimento para os predadores. Dependendo do ambiente afetado, o óleo pode persistir por longos períodos, incrementando os efeitos deletérios e indiretos, para aves e mamíferos marinhos, de indisponibilidade de presas.

As alterações reprodutivas se refletem na transferência do óleo para os ovos chocados através da plumagem contaminada dos adultos. Observam-se, então, o sufocamento dos ovos e posterior impedimento de troca de gases. Embriões podem não completar seu desenvolvimento e o número de habitats disponíveis para a ninhada pode ser reduzido pelo derramamento (EPA, 1999, NRC, 2003a).

O número de aves marinhas mortas e os danos a populações locais após um derramamento de óleo variam mais conforme a localização e o período de ocorrência do que em relação às proporções da pluma. Aparentemente, grandes plumas que se espalham em águas oceânicas possuem efeitos menores nas aves marinhas do que aquelas menores que se dispersam em habitats críticos, onde as aves se agregam na água. O período em que o derramamento ocorre também é decisivo. Se ele ocorrer durante épocas de acasalamento ou migração, o impacto será de maior magnitude. Derramamentos numerosos de pequenas proporções podem causar maiores danos a populações de aves marinhas do que um único grande derramamento (NRC, 2003a).

Além da evidência de contaminação massiva de aves e mamíferos marinhos após o contato com o óleo, exposições crônicas a hidrocarbonetos no ambiente marinho podem afetar a sobrevivência e a performance reprodutiva destes animais. Efeitos sub-letais do óleo em aves marinhas incluem a redução do sucesso reprodutivo, danos fisiológicos e aumento da vulnerabilidade a outros tensesores.

Há uma dificuldade de se demonstrar efeitos de derramamentos de óleo em níveis populacionais tanto para aves quanto para mamíferos marinhos. Apesar de haver a morte de muitos indivíduos, torna-se difícil mensurar declínios em populações locais ou regionais, ou demonstrar efeitos demográficos significativos, em decorrência das técnicas de pesquisa empregadas e à ausência de informações precisas relacionadas às populações anteriormente à ocorrência do impacto. No entanto, considerando-se padrões de história

natural, incluindo longos ciclos de vida, baixa mortalidade de adultos e baixas taxas de reprodução, torna-se arriscado inferir que taxas elevadas de mortalidade não causam efeitos nas populações (NRC, 2003a).

Durante as ações de contingência, resgate e limpeza de animais afetados pelo óleo, aves e mamíferos marinhos podem sofrer maiores estresses, aumentando os efeitos deletérios resultantes do derramamento do óleo, podendo, inclusive, levá-los à morte.

8 - Alterações nos recursos pesqueiros

Os efeitos do óleo sobre os recursos pesqueiros se relacionam àqueles descritos para as espécies comercialmente importantes, destacando-se: contaminação direta pelo óleo, ou contaminação indireta por ingestão de organismos contaminados ou por contaminação de seu habitat. Outros efeitos do óleo identificáveis são mortandade de ovos e larvas, além de prejuízos na reprodução e alimentação de espécies, alterações na distribuição de estoques, dentre outros.

As alterações nos recursos pesqueiros se darão em relação às áreas onde se concentram os pesqueiros, sua proximidade com o local de ocorrência do acidente e o estado atual dos estoques. Quanto maior o estado de depleção dos estoques, que pode ser decorrente de outras atividades antrópicas, maior a sensibilidade dos recursos pesqueiros ao óleo e mais reduzidas suas chances de sucesso de reocupação da área, mesmo após o desaparecimento do óleo.

9 - Interferências com as atividades pesqueiras

A mancha ocasionada por um possível derramamento de óleo pode afetar os estoques pesqueiros, impactando a atividade de pesca. Esta situação gera uma necessidade de readequação da atividade de pesca a novos locais de captura, particularmente em áreas não afetadas pelo derramamento de óleo. Tal readequação pode se refletir em custos adicionais de combustível, alimentação e conservação, além de favorecer o acirramento de conflitos por disputa de pesqueiros e o aumento do esforço de captura nos locais não atingidos pelo óleo. Observa-se, ainda, a redução da quantidade e qualidade do pescado obtido nas áreas afetadas (Fossi et al., 2000).

10 - Interferências com as atividades turísticas

As localidades turísticas afetadas por derramamentos de óleo sofrerão intensa diminuição do fluxo de visitantes enquanto forem notados os vestígios de contaminação e não houver recuperação parcial dos ecossistemas costeiros e aquáticos. A mera divulgação da ocorrência de um derramamento acarreta queda na ocupação turística e, por consequência, na receita das atividades correlatas. Para a avaliação do dano, deve-se considerar a diversidade e expressividade das atividades turísticas da região afetada, principalmente se a mesma for de grande atrativo litorâneo.

11 - Intensificação do tráfego marítimo e interferências com a infraestrutura portuária

Após um acidente com derramamento de óleo, ocorrem interferências diretas sobre o tráfego de embarcações na área afetada. Barcos de apoio e barcos oil recovery são deslocados para a região atingida, interferindo e alterando as rotas de barcos de pesca, turismo e de cabotagem, que devem evitar a área atingida, podendo haver aumento do percurso, potencializando os riscos de colisão entre as embarcações, que, muitas vezes, transportam materiais nocivos. Os portos mais próximos do local do acidente sofrem uma pressão adicional sobre sua infraestrutura em decorrência do afluxo das embarcações que

irão participar das operações de resposta ao derramamento, e poderá ocorrer uma alteração de itinerários de algumas embarcações.

12 - Pressão sobre a infraestrutura de disposição final de resíduos

Com a ocorrência de um derramamento de óleo, haverá, evidentemente, uma geração de resíduos sólidos e oleosos, que deverão ser tratados e/ou dispostos em locais apropriados. O procedimento completo de recolhimento, armazenamento e disposição final dos resíduos contaminados implicam numa pressão sobre a demanda de serviços e produtos relacionados a transporte, logística e acondicionamento e sobre instalações de disposição temporária e final destes resíduos. Esta pressão eleva a abrangência espacial deste impacto, englobando áreas e atividades não afetadas diretamente pelo acidente.

V.2.2 Aspecto: Comissionamento da Unidade de Perfuração e deslocamento das embarcações de apoio

1 - Introdução acidental de espécies exóticas

Espécies exóticas são organismos que foram, intencional ou acidentalmente, introduzidos em ambientes fora de sua área de distribuição original. A introdução de espécies invasoras é uma das vias de alterações ecológicas e evolutivas e muda, fundamentalmente, a estrutura e a função da maioria dos ecossistemas mundiais, além de impactar vários cenários da sociedade humana. Além disso, as taxas e impactos observados de novas invasões aumentaram dramaticamente em tempos recentes (Smithsonian Environmental Research Center; de Paula & Creed, 2005).

A invasão e dispersão de plantas e animais exóticos são consideradas, atualmente, uma das maiores ameaças à biodiversidade e funcionamento dos ecossistemas aquáticos (Schmitz & Simberloff 1997, Bax *et al.* 2003; Thielges *et al.*, 2005). Espécies exóticas podem reduzir o número e abundância de espécies nativas, alterar a estrutura de habitats e afetar, negativamente, processos ecológicos (Grosholz, 2002). Estruturas artificiais, como navios e estruturas aquáticas, atuam como vetores para a dispersão de espécies exóticas no ambiente marinho, proporcionando habitat ou facilitando o transporte destas espécies. Plataformas de perfuração também se apresentam como vetores importantes no aumento da distribuição de diversas espécies marinhas, já que não possuem proteção antiincrustante eficaz, podem passar longos períodos estacionadas ou serem arrendadas de outros países.

Acredita-se que plataformas poderiam facilitar a extensão de expansão de espécies e/ou a introdução de espécies exóticas em novas áreas geográficas, funcionando como substratos duros e verticais num ambiente onde predominam ambientes sedimentares macios. Plataformas *offshore* estão entre as maiores estruturas artificiais no ambiente marinho.

Aderidos às porções submersas destas plataformas, encontram-se assembléias de espécies de invertebrados encontrados tipicamente em recifes naturais rasos e estacas de píeres. Estas espécies exóticas ocorrem em densidades altas e podem afetar, negativamente, espécies nativas da área. O seu potencial de invasão, ocorrendo através de bioincrustação, de habitats naturais e de se tornarem as mais abundantes do local ainda é desconhecido. Espécies introduzidas por água de lastro, como *Isognomon bicolor*, *Limnoperna fortunei* e *Vibrio colerae*, ou através da aquicultura, como o tucunaré (*Cichla sp*) e o tambaqui (*Colossoma macropomum*) têm seu poder de dispersão e adaptação já mapeado na literatura.

Os processos bióticos, incluindo competição e predação, podem ter um papel importante na limitação de invasões em recifes de corais naturais. Comunidades de embaiamentos costeiros e plataformas diferem em composição e abundância de espécies daqueles recifes rochosos costeiros e estas diferenças podem incluir a disponibilidade de competidores e

predadores potenciais que poderiam influenciar o estabelecimento de espécies exóticas (Page *et al.*, 2006).

Invasões biológicas podem resultar em mudanças significativas nas comunidades onde elas ocorrem. Alterações em populações nativas estão entre os mais importantes impactos ambientais e econômicos. Em muitas instâncias, espécies alóctones podem afetar, adversamente, populações locais, através de predação ou competição por recursos limitados. Da mesma maneira, populações repelem invasores através das mesmas interações, assim prevenindo o estabelecimento ou o alcance de espécies introduzidas. A introdução de espécies alóctones ou parasitas, ou ainda doenças, num ecossistema, ou a fuga de parasitas e doenças para uma área ainda maior, que não sua área original, podem levar a importantes ramificações nas dinâmicas de populações e na diversidade genética de estoques naturais ou ainda à introdução de doenças exóticas letais (MMS, 2000). Em adição às pressões biológicas, aspectos físicos ambientais, como regimes de salinidade e temperatura, afetam a probabilidade de um habitat ser invadido (Smithsonian Environmental Research Center http://www.serc.si.edu/labs/marine_invasions/population_ecology/overview.jsp).

Para o estabelecimento de uma espécie exótica, todo o ciclo de introdução, desde a região exportadora (origem da embarcação ou estrutura) até a região importadora (destino da embarcação ou estrutura) deve ser concluído. Este ciclo concentra a viabilidade de recursos, presença de predadores, interações inter-específicas, processos regionais, como dispersão e as características de um potencial invasor. Outros fatores ainda podem ser importantes no processo de invasão, como intervalos de tempo e número de invasões. A probabilidade de introdução de espécies exóticas pode estar mais fortemente relacionada à estrutura da comunidade receptora (riqueza específica, presença ou ausência de predadores e/ou competidores) do que com as características da fonte transportadora ou da própria espécie exótica (Miller *et al.*, 2002).

Em geral, introduções de espécies exóticas podem criar cinco tipos de impactos negativos: (i) alteração do habitat; (ii) alteração trófica; (iii) alteração de pool genético; (iv) alteração espacial; e (v) introdução de patógenos. A alteração do habitat inclui a colonização excessiva de espécies exóticas, que impedem o crescimento de organismos endêmicos. A introdução de espécies exóticas pode alterar a estrutura da comunidade local, através da predação sobre espécies nativas ou através de explosões populacionais de espécies introduzidas. A alteração espacial ocorre quando espécies introduzidas territorialmente competem com espécies nativas ou as desalojam. Espécies invasoras que conseguem sobreviver ao processo de lastreamento e deslastreamento, ou ao processo de bioincrustação, podem extinguir populações naturais locais, através de predação, alelopatia ou competição por espaço, alterando, desta maneira, comunidades marinhas nativas.

A introdução de espécies exóticas também ameaça a biodiversidade nativa e poderia levar a alterações nas abundâncias relativas de espécies e indivíduos de importância ecológica ou econômica.

A introdução de bactérias, vírus e parasitas é outra ameaça severa aos habitats essenciais de peixes, já que podem reduzir a qualidade desses habitats. Novos patógenos ou altas concentrações de doenças podem ser espalhados pelo ambiente, resultando em condições deletérias de habitat (NOAA, 2003a).

A introdução de espécies exóticas, via descarte de água de lastro ou bioincrustação, é considerada uma das quatro grandes ameaças aos oceanos (Clarke *et al.*, 2003). Mesmo que as rotas das embarcações sejam realizadas num mesmo continente, espécies de águas costeiras podem ser introduzidas em águas oceânicas, durante o deslocamento de embarcações e unidades de perfuração entre as bases de apoio e as locações dos poços, ou

espécies oceânicas podem se dispersar em águas costeiras, nas rotas entre os blocos onde ocorrerão as atividades de perfuração e as bases de apoio.

Apesar da costa tropical e subtropical brasileira não apresentar, atualmente, o nível de invasão de espécies exóticas reportado para águas mais frias da Argentina e Uruguai, fica claro que águas costeiras brasileiras não são imunes à propagação de espécies exóticas, como dinoflagelados tóxicos introduzidos ou criptogênicos, que podem aumentar a severidade e os impactos de marés vermelhas (Clarke *et al.*, 2003).

Estruturas que ficam submersas (como cascos de navios, âncoras e equipamentos submarinos) atuam como substrato consolidado para a incrustação de algas e invertebrados sésseis que podem ser posteriormente transportados. Estas estruturas atuam como substrato para a comunidade bentônica e, posteriormente, como atratora para a comunidade nectônica. A diversidade e a densidade muitas vezes encontradas em estruturas submersas são maiores que aquelas registradas para recifes de estrutura biológica. Estruturas rígidas funcionariam como berçário para espécies de peixes (Athanassopoulos *et al.*, 1999; Love *et al.*, 2003; Love & York, 2005; de Paula & Creed, 2005).

No Brasil, diversas espécies exóticas já se estabeleceram nos ecossistemas costeiros, através de introduções antrópicas, sendo os mais comumente encontrados em plataformas e navios os corais escleractíneos *Tubastrea* spp e os cirripédios *Megabalanus coccopoma* e *Amphibalanus reticulatus*.

2 - Colisão com espécies marinhas

A movimentação da plataforma de perfuração, nas fases de mobilização e desmobilização, antes e depois das atividades de perfuração previstas, e a movimentação de barcos de apoio e barcos utilizados durante possíveis ações de contingência e resposta, podem causar o impacto potencial de colisão com quelônios e mamíferos marinhos, que congregam várias espécies ameaçadas de extinção ou prioritárias para a conservação (Hazel *et al.*, 2007).

Colisão com embarcações pode resultar em ferimentos ou na morte de mamíferos, além de que movimentos erráticos de barcos podem estressar os animais. Além dos efeitos fisiológicos do estresse, o comportamento natural destes animais poderia ser alterado com a presença de embarcações em seus locais de concentração, resultando numa redução do período gasto na alimentação, maior lentidão para evadir áreas vulneráveis, cisão de grupos de mães e filhotes, redução da taxa de sobrevivência e possíveis efeitos deletérios na população. Tais alterações podem potencializar o risco de colisão de embarcações com animais, por aumento de desorientação ou estresse.

Colisões de embarcações com mamíferos marinhos são raras, no entanto, há registro de colisão entre um golfinho-rotador (*Stenella longirostris*) com uma embarcação no Arquipélago de Fernando de Noronha, provavelmente causada por atividades turísticas (Camargo & Bellini, 2007). Nas Ilhas Canárias, há cerca de 50 registros de cetáceos que sofreram colisão com embarcações, representando 10,8% do total de cetáceos encalhados. Deste total, os mais afetados pela colisão foram cachalotes, cachalotes pigmeu, baleias bicudas, baleias-bicudas-de-Cuvier, *Mesoplodon bidens* e *M. europaeus*, rorquais, baleias sei, baleias fin, baleias-piloto-de-peitorais-curtas e um golfinho-pintado-do-Atlântico. Reitera-se que este número pode ser subestimado, já que um grande número de animais que sofreram colisão pode não ter sido levado às praias onde encalhariam, em função da movimentação de correntes, que os afastariam da costa (Government of Spain, 2008).

As colisões ocorridas nas Ilhas Canárias podem ter ocorrido com qualquer tipo de embarcação, de barcos de recreação a navios velozes, numa média de cinco colisões por ano. A não observação no momento do acidente impossibilita a confirmação do tipo de

embarcação, no entanto, na maioria dos casos, os tipos de corte, seção ou dano indicam que grandes embarcações foram as responsáveis pela colisão.

O tráfego de embarcações afetou severamente indivíduos de baleias franca (*Eubalaena glacialis*) no Atlântico Norte, onde as colisões foram identificadas como a maior fonte de mortalidade para a espécie. Para manatis ocorrentes na Flórida (*Trichechus manatus latirostris*), 25% de todos os óbitos registrados foram causados por colisão com embarcações. Registros de encalhes realizados em Queensland, Austrália, informaram que 7% de óbitos de dugongos (*Dugong dugon*) e 14% de tartarugas marinhas se referiam a colisões com embarcações (Hazel *et al.*, 2007).

Em experimento realizado para avaliar as alterações comportamentais de tartarugas verdes (*Chelonia mydas*) causadas por embarcação de pesquisa se aproximando em velocidade lenta, moderada e rápida, observou-se que, de 1890 encontros, à medida em que a velocidade da embarcação aumentava, o número de tartarugas que evitavam as proximidades do barco diminuía. Ou seja, a velocidade de embarcações maiores aumenta a probabilidade de que as tartarugas não consigam escapar da aproximação destas embarcações, tornando-as mais vulneráveis ao risco de colisão. De acordo com os autores (Hazel *et al.*, 2007), mudanças nas atividades humanas, com restrição de velocidade de navegação, seriam necessárias para evitar os riscos de colisão em áreas de importância ecológica para os quelônios marinhos.

Como pode ser observado na Ilha de Merritt, na Flórida, delimitar restrições de velocidade de navegação em locais de importância para mamíferos marinhos pode ser uma medida eficaz na proteção dos animais, gerando uma maior oportunidade para que tantos os navegadores quanto os próprios animais identifiquem os riscos de colisão e possam evitar o acidente. Esta medida, no entanto, se enfatiza na confiança de que os animais evitariam o risco, já que, quando submersos, ou em mares revoltos, a identificação da presença destes animais por observadores de bordo torna-se improvável. A tomada de decisão de evitar o acidente acaba por não permanecer nas mãos do navegador e dificulta o estabelecimento legal de redução da velocidade em áreas sensíveis (Hazel *et al.*, 2007).

3 - Interferência na atividade pesqueira

A movimentação de embarcações durante o comissionamento da Unidade de Perfuração poderá afetar a atividade pesqueira, por possibilidade de avaria de petrechos de pesca e colisão com a embarcação pesqueira.

V.2.3 Aspecto: Descomissionamento da Unidade de Perfuração

1 - Introdução acidental de espécies exóticas

Além de atuarem como uma fonte potencial de espécies exóticas para habitats de recifes naturais, a presença de espécies exóticas em plataformas de petróleo pode influenciar no grau em que estas estruturas proporcionam as funções ecológicas de recifes naturais. A presença de espécies exóticas em plataformas ainda tem conseqüências para várias opções de descomissionamento de plataformas, incluindo sua remoção e seu transporte, caso não sejam realizados inadvertidamente, podendo se revelar como fontes potenciais de transporte e dispersão destas espécies (Page *et al.*, 2006).

A remoção de uma parte ou de toda a estrutura em vez de outra alternativa de descomissionamento poderia facilitar a dispersão de espécies exóticas, caso a remoção seja realizadas de maneira casual, sem cuidados ambientais e sem prezar pelo perigo de transporte e dispersão de espécies exóticas.

Após o descomissionamento da plataforma de perfuração, a sonda e as embarcações de apoio seguirão para outra locação, oceânica ou costeira, podendo se apresentar como

vetores de dispersão de organismos bentônicos incrustados em suas estruturas submersas, podendo ocorrer, posteriormente, a disseminação de espécies exóticas de águas profundas para regiões costeiras.

2 - Colisão com espécies marinhas

O impacto que pode ocorrer durante a mobilização e o comissionamento da Unidade de Perfuração também tem possibilidade de ocorrer nesta fase da atividade, quando há a movimentação da própria unidade ou dos barcos de apoio. Em áreas de deslocamento ou concentração de mamíferos e quelônios marinhos, seja para áreas de residência, alimentação ou reprodução, este impacto apresenta maior probabilidade e maior importância.

3 - Interferência na atividade pesqueira

As mesmas interferências que podem ocorrer durante o comissionamento da Unidade de Perfuração poderão ser identificadas no descomissionamento da atividade.

VI - CONSIDERAÇÕES FINAIS SOBRE OS IMPACTOS AMBIENTAIS DA ATIVIDADE DE PERFURAÇÃO MARÍTIMA:

São duas as premissas que permitem considerar a entrada de efluentes, poluentes ou contaminantes no meio marinho como o fator de maior importância e risco relacionado aos impactos antropogênicos nos meios aquáticos. Primeiramente, a emissão destas substâncias se relaciona à maior parte das atividades humanas, incluindo-se, aí, as atividades de exploração e produção de hidrocarbonetos. Em seguida, ao contrário dos ecossistemas terrestres, onde os poluentes se fixam no solo e nas plantas, no meio aquático eles se espalham por longas distâncias a partir da fonte poluidora. Em águas internas, os efeitos da poluição aparecem rápida e nitidamente. No oceano, as alterações podem ocorrer de maneira mais lenta e de forma não tão óbvia (Patin, 1999).

Áreas profundas e distantes da costa tendem a apresentar maior resiliência e maior resistência a alterações decorrentes de uma ação impactante. Impactos ocorrentes nestas áreas tendem a se “diluir” em função das características do corpo receptor (profundidade, alto hidrodinamismo, ocorrência de ventos, dentre outros). No entanto, a resiliência e a resistência destas áreas não implicam na posterior inexistência do impacto, que pode ser observável, mensurável e mesmo duradouro.

Os impactos ambientais relacionados à atividade de perfuração marítima em águas profundas são identificáveis e conhecidos através dos estudos já analisados pela CGPEG e de extensa literatura científica pertinente. Ações de monitoramento e mitigação, se executadas efetivamente, possuem eficácia no controle destes impactos, fornecendo informações a respeito das alterações ocorridas a partir da implantação da atividade e ações que auxiliem na minimização de seus efeitos.

Especial atenção deve ser dada aos fatores ambientais intimamente relacionados e mais impactados pela atividade, como a biota bentônica (pelos efeitos físicos, químicos e físico-químicos sobre este componente ambiental); mamíferos marinhos, pela emissão de ruídos em seu ambiente, onde observa-se a necessidade do aumento do conhecimento dos efeitos destes ruídos, através de realização de monitoramento das emissões sonoras pelas unidades de perfuração, principalmente em áreas sensíveis; aves marinhas, impactadas, indiretamente, pela alteração da qualidade do ar em função de emissões atmosféricas das unidades de perfuração, ou, diretamente, pela atração devida ao aumento da oferta de

alimento (pelo adensamento de recursos da biota ao redor da plataforma e nas suas estruturas submersas), disposição de local de pouso e atração pela iluminação da unidade de perfuração; e ictiofauna, pela possibilidade de contaminação através de algumas substâncias contidas nos cascalhos gerados pela atividade, pela bioacumulação e pela atração deste componente da biota à plataforma de perfuração, que oferece abrigo e alimento (Buchanan *et al.*, 2003; OSPAR, 2007).

Ressalta-se também que os impactos socioambientais relacionados à atividade devem ser considerados, com destaque para a interferência com a atividade pesqueira, o aumento da pressão sobre a infraestrutura portuária, nas bases de apoio da atividade e o aumento dos tráfegos marítimo, aéreo e rodoviário nos municípios da Área de Influência.

Os impactos ambientais potenciais decorrentes de acidentes durante a execução da atividade de perfuração marítima se concentram, principalmente, nas alterações ocorrentes após o derramamento de óleo, colisão com quelônios marinhos ou cetáceos e introdução de espécies exóticas. As consequências ecológicas de derramamentos de óleo são caracterizadas por uma grande variedade de efeitos, entre agudos e crônicos. Os efeitos mais danosos do derramamento de óleo ocorrem quando o óleo penetra em áreas costeiras e ocorre o toque na linha de costa. Esta situação pode ocorrer mesmo que o acidente de derramamento tenha acontecido em águas profundas e distantes da costa, conforme as condições de corrente e meteorológicas da área, além das características do óleo. Por outro lado, quando o óleo se mantém em mar aberto, a película geralmente se dispersa ou forma grumos adensados, podendo não acarretar em efeitos ecológicos significativos (Patin, 1999).

Colisões com animais marinhos podem ocorrer durante o deslocamento da unidade de perfuração marítima para a locação e para fora dela e também durante todas as fases da atividade, enquanto as embarcações de apoio se locomovem. Neste caso, animais atingidos podem sofrer desde danos simples até morte. No caso de animais ameaçados de extinção e que apresentam uma taxa reprodutiva baixa, a morte de um indivíduo pode ser significativa, principalmente considerando-se seu *status* de ameaça de extinção.

A introdução de espécies exóticas pode variar entre não significativa - caso não haja estabelecimento da nova espécie - a significativa - caso a espécie alóctone se estabeleça e reduza o número e abundância de espécies nativas, alterando a estrutura de habitats e afetando, negativamente, processos ecológicos.

Informações obtidas através de projetos de acompanhamento, monitoramento, controle e avaliação dos efeitos de empreendimentos de perfuração marítima em águas profundas permitem adicionar conhecimento relacionado aos impactos ambientais da atividade, principalmente aqueles relacionados ao comportamento, extensão e toxicidade das plumas de dispersão de cascalho, efeitos ambientais da utilização de fluidos sintéticos, concentrações de baritina e bentonita em fluidos aquosos e seus resíduos, assim como de outros componentes químicos no sedimento, e aumento de níveis de hidrocarbonetos disponíveis na área após a realização da perfuração, informações ainda escassas (Buchanan *et al.*, 2003).

Esta Nota Técnica tem, como objetivo, a contextualização do conhecimento recente dos impactos ambientais relacionados à atividade de perfuração marítima em águas profundas, de maneira a auxiliar no processo de simplificação e redução de Termos de Referência para estas atividades, e a agilizar a análise dos referidos estudos ambientais, que deverão conter apenas a matriz de identificação e avaliação dos impactos ambientais, com suas referidas classificações, em função das características da atividade a ser licenciada, ou ainda, contribuir para o conhecimento da atividade, com a inserção de informações concordantes ou discordantes desta Nota Técnica, devidamente referenciadas, e que congreguem a análise das ações da atividade na área em que ela se insere.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Athanassopoulos, J.D.E; Dalton, J.S.; Fischer, A.P. 1999. Off shore Oil Platform Decommissioning: A Comparative Study of Strategies and the Ecological, Regulatory, Political and Economic Issues Involved in Decommissioning Planning. 101 pp.
- Barth, H.J. 2001. Preliminary report on: The coastal ecosystems 10 years after the 1991 Gulf War oil spill. 11 pp.
- Bax, N.; Williamson, A.; Agüero, M.; Gonzalez, E.; Geeves, W. 2003. Marine invasive alien species: a threat to global biodiversity. Marine Policy Volume 27, Issue 4, July 2003. Emerging Issues in Oceans, Coasts and Islands. 313-323.
- Bento, D.M., 2005. Análise Química da Degradação dos Hidrocarbonetos de Óleo Diesel no Estuário da Lagoa dos Patos - Rio Grande/RS. Dissertação apresentada na Universidade Federal do Rio Grande, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre. em Oceanografia Física, Química e Geológica. 112 pp.
- Bernier, R.; Garland, E.; Glickman, A.; Jones, F.; Mairs, H.; Melton, R.; Ray, J.; Smith, J.; Thomas, D.; Campbell, J. 2003. Environmental aspects of the use and disposal of non aqueous drilling fluids associated with offshore oil & gas operations Report No: 342. 104 pp.
- Boesch, D.F. & Rabalais, N.N. (eds). 1987. Long-term environmental effects of offshore oil and gas development. 708 pp.
- Bourne, D.G.; Høj, L.; Webster, N.S.; Swan, J.; Hall, M.R. 2006. Biofilm development within a larval rearing tank of the tropical rock lobster, *Panulirus ornatus*. Aquaculture Volume 260, Issues 1-4, 29. Pages 27-38
- Boyd, J.N.; Kucklick; J.H.; Scholz, D.K.; Walker, A.H.; Pond, R.G.; Bostrom, A. 2001. Scientific and Environmental Associates, Inc. Cape Charles, Virginia. Health and Environmental Sciences Department. Publication number 4693. Effects of oil and chemically dispersed oil in the environment. 50pp.
- Breuer, E.; Howe, J.A, Shimmiel, G.B.; Cummings, D.; Carroll, J. 1999. Contaminant Leaching from Drill Cuttings Piles of the Northern and Central North Sea: A Review. Scottish Association for Marine Science. Centre for Coastal & Marine Sciences. 49 pp.
- Brown, A.C. & McLachlan, A. 2002. Sandy shore ecosystems and the threats facing them: some predictions for the year 2025. Environmental Conservation. 29:1:62-77 Cambridge University Press.
- Buchanan, R.A.; Cook, J.A.; Mathieu, A. 2003. Environmental Effects Monitoring for Exploration Drilling. Environmental Studies research Funds. LGL Limited. 182 pp.
- Burke, C.J.; & Veil, J.A. 1995. Potential Environmental Benefits from Regulatory Consideration of Synthetic Drilling Muds. U.S. Department of Energy Office of Policy. 28 pp.
- Camargo, F.S. & Bellini, C. 2007. Report on the collision between a spinner dolphin and a boat in the Fernando de Noronha Archipelago, Western Equatorial Atlantic, Brazil. Biota Neotropica, v 7 (n 1). 209-211.
- Capuzzo, J.M. 1987. Biological effects of petroleum hydrocarbons: assessments from experimental results. In Boesch, D.F. & Rabalais, N.N. (eds). 1987. Long-term environmental effects of offshore oil and gas development. 708 pp.
- CARLS, M.G.; RICE, S.D.; HOSE, J.E. 1999. Sensitivity of fish embryos to weathered crude oil: Part I. Low-level exposure during incubation causes malformations, genetic damage, and mortality in larval Pacific herring (*Clupea pallasii*). Environmental toxicology and chemistry vol. 18, N 3, 481-493.
- CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. 2006. Emissários Submarinos: Projeto, Avaliação de Impacto Ambiental e Monitoramento. 240 pp.

- Clarke, C.; Hilliard, R.; Junqueira, A.O.R.; Neto, A.C.L., Polglaze J.; Raaymakers, S. 2004. Ballast Water Risk Assessment, Port of Sepetiba, Federal Republic of Brazil, December 2003: Final Report. GloBallast Monograph Series No. 14. IMO London.
- Cranford, P.J.; Gordon Jr., D.C.; Lee, K.; Armsworthy, S.L.; Tremblay, G.H. 1999. Chronic toxicity and physical disturbance effects of water- and oil-based drilling fluids and some major constituents on adult sea scallops (*Placopecten magellanicus*). Marine Environmental Research Vol. 48, Issue. 225-256.
- Cranswick, D. 2001. Brief Overview of Gulf of Mexico OCS Oil and Gas Pipelines: Installation, Potential Impacts, and Mitigation Measures. OCS Report. MMS 2001-067. 19 pp.
- Daan, R. & Mulder, M. 1996. On the short-term and long-term impact of drilling activities in the Dutch sector of the North Sea. ICES Journal of Marine Science, 53: 1036-1044.
- Daan, R. & Mulder, M. 2005. The macrobenthic fauna in the Dutch sector of the north sea in 2004 and a comparison with previous data. Royal Netherlands Institute for Sea Research. Monitoring Macrozoobenthos of the North Sea. Nioz-Rapport 2005-3. 95 pp.
- Daan, R.; Mulder, M.; Witbaard, R. 2006. Oil contaminated sediments in the North Sea: environmental effects 20 years after discharges of OBM drill cuttings. Royal Netherlands Institute for Sea Research. Nioz-Rapport 2006 - 4. 29 pp.
- De Paula, A. F. ; Creed, J. C. 1999. Efeitos de ancoragem sobre a biodiversidade macrofital na Parque Nacional Marinho dos Abrolhos. In: VIII Reunião Brasileira de Ficologia, 1999, Porto de Galinhas. Anais da VIII Reunião Brasileira de Ficologia.
- De Paula, A.F. & Creed, J.C. 2005. Spatial distribution and abundance of nonindigenous coral genus *Tubastraea* (Cnidaria, Scleractinia) around Ilha Grande, Brazil. Braz. J. Biol., 65(4): 661-673.
- Dicks, B. 1999. The environmental impact of marine oil spills – effects, recovery and compensation. International Seminar on Tanker Safety, Pollution Prevention, Spill Response and Compensation. Rio de Janeiro, Brasil. The International Tanker Owners Pollution federation Ltd. 8 pp.
- Dinsdale, E.A. & Harriot, V.J. 2004. Assessing anchor damage on coral reefs: a case study in selection of environmental indicators. Environ Manage. 33(1):126-39.
- EPA – Environmental Protection Agency. 1999. Understanding Oil Spills and Oil Spill Response. Understanding Oil Spills In Freshwater Environments. Oil Program Center. 48 pp.
- Fabi, G.; Grati, F.; Lucchetti, A.; Trovarelli, L. 2002. Evolution of the fish assemblage around a gas platform in the northern Adriatic Sea. ICES Journal of Marine Science, 59: S309-S315.
- Fabi, G.; Grati, F.; Puletti, M.; Scarcella, G. 2004. Effects on fish community induced by installation of two gas platforms in the Adriatic Sea. Marine Ecology Progress Series. Vol. 273: 187-197
- Fabiano, M.; Albertelli, G.; Vezzulli, L.; Moreno, I.M.; Paoli, C.; Baiardo, S.; Montefalcone, M. 2008. Oil spills impacts on the coastal environment: a bibliography. Project Mapres. Technical Report. 111 pp.
- FEEMA – Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente. 1997. Diretriz para realização de EIA e respectivo RIMA. Deliberação CECA/CN nº 3663 de 28 / 08 / 1997 (DZ 041).
- Fossi, M.C.; Casini, S.; Savelli, C.; Corbelli, C.; Franchi, E.; Mattei, N.; Sanchez-Hernandez, J.C.; Corsi, I.; Bamber, S.; D, H.M. 2000. Biomarker responses at different levels of biological organization in crabs (*Carcinus aestuarii*) experimentally exposed to benzo(a)pyrene. Chemosphere, v. 40, p. 861-874, 2000.
- Gandra M.S. 2005. Efeitos do petróleo sobre a associação de macroinvertebrados bentônicos de praias arenosas do extremo sul do Brasil. Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Oceanografia Biológica da Fundação Universidade Federal do Rio Grande, como requisito parcial à obtenção de título de Mestre. 86 pp.

Garcia, K.C. 2007. Avaliação estratégica do risco à biodiversidade (aerb) nos planos e programas da e&p offshore de petróleo e gás natural no Brasil. Tese submetida ao corpo docente da coordenação dos programas de pós-graduação de engenharia da UFRJ como parte dos requisitos necessários para a obtenção do grau de doutor em ciências em planejamento energético. 293 pp.

GESAMP – Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Pollution. 1993. Impact of oil and related chemicals on the marine environment. IMO, London. Rep. Stud. GESAMP (50): 180 pp.

Gesteira, J.L.G.; Dauvin, J.-C. 2000. Amphipods are good bioindicators of the impact of oil spills on soft-bottom macrobenthic communities. *Mar. Pollut. Bull.* 40(11): 1017-1027.

Gesteira, J.L.G. & Dauvin, J.-C. 2005. Impact of the Aegean Sea oil spill on the subtidal fine sand macrobenthic community of the Ares-Betanzos Ria (Northwest Spain). *Marine Environmental Research* 60 (2005) 289–316.

Gomes, A.S.; Palma, J.J.C.; Silva, C.G. 2000. Causas e conseqüências do impacto ambiental da exploração dos recursos minerais marinhos. *Brazilian Journal of Geophysics*, Vol. 18(3).

Government of Spain. 2008. Interaction between maritime traffic and cetaceans in the Canary Archipelago. Submitted by the Government of Spain and the Regional Government of the Canary Islands to the Working Group on Ship Strikes, Conservation Committee. Santiago, Chile, June 2008. IWC/60/CC 12 Agenda item 4. 3 pp.

Grant, A. & Briggs, A.D. 2001. Toxicity of sediments from around a North Sea oil platform: are metals or hydrocarbons responsible for ecological impacts? *Marine Environmental Research* Volume 53, Issue 1, February 2002, Pages 95-116.

Gregory, A. 2007. Response of macrobenthic communities to oil spills along Goa coast. Dissertation submitted to Environmental Science Department. Institute of Science, Mumbai University. 87 pp.

Grosholz, E. 2002. Ecological and evolutionary consequences of coastal invasions. [Trends in Ecology & Evolution](#). [Volume 17, Issue 1](#), 1 January 2002, Pages 22-27.

Hazel, J.; Lawler, I.R.; Marsh, H.; Robson, S. 2007. Vessel speed increases collision risk for the green turtle *Chelonia mydas*. *Endangered Species Research*. Vol. 3: 105-113.

Heintz, R.A.; Short, J.W.; Rice, S.D. 1999. Sensitivity of fish embryos to weathered crude oil: part ii. Increased mortality of pink salmon (*Oncorhynchus gorbuscha*) embryos incubating downstream from weathered *Exxon Valdez* crude oil. *Environmental Toxicology and Chemistry*. Volume 18, Issue 3.

Heip, C. 1992. Benthic studies: summary and conclusions. *MARINE ECOLOGY PROGRESS SERIES*. 91: 265-268.

Hope-Jones, P.; Monnat, J.-Y.; Cadbury, C.J.; Stowe, T.J. 1978. Birds oiled during the Amoco Cadiz incident—an interim report. *Marine Pollution Bulletin* 9:307-310.

Institute of Ecology and Environmental Management. 2006. Guidelines for ecological impact assessment in the United Kingdom. 67 pp.

IPIECA - International Petroleum Industry Environmental Conservation Association. 2000a. IPIECA Report Series. Volume Nine. Biological impacts of oil pollution: sedimentary shores. 22 pp.

IPIECA. 2000b. IPIECA Report Series. Volume Four. Biological impacts of oil pollution: mangroves. 24 pp.

IPIECA. 2000c. IPIECA Report Series. Volume Seven. Biological impacts of oil pollution: rocky shores. 24 pp.

IPIECA. 2001d. IPIECA Report Series. Volume Three. Biological impacts of oil pollution: coral reefs. 20 pp.

- IPIECA. 2000e. IPIECA Report Series. Volume Eight. Biological impacts of oil pollution: fisheries. 32 pp.
- Jewett, S.C.; Dean, T.A.; Smith, R.O.; Blanchard, A. 1999. 'Exxon Valdez' oil spill: impacts and recovery in the soft-bottom benthic community in and adjacent to eelgrass beds. Marine Ecology Progress Series. Vol. 185: 59-83.
- Johansson S., Larsson U., and Boehm, P. (1980) The Tsesis oil spill. Impact on the pelagic ecosystem. Marine Pollution Bulletin, 11: 284-293.
- Kingston, P.F. 1992. Impact of offshore oil production installations on the benthos of the North Sea. ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil 1992 49(1):45-53.
- Kingston, P.F. 2002. Long-term Environmental Impact of Oil Spills. Spill Science & Technology.
- Kroncke I.; Duineveld, G.C.A.; Raak, S.; Rachor, E., Daan, R. 1992. Effects of a former discharge of drill cuttings on the macrofauna community. Marine Ecology Progress Series. Vol. 91: 277-287.
- Lawrence, D. 2005. Significance Criteria and Determination in Sustainability-Based Environmental Impact Assessment (Final Report) Prepared for Mackenzie Gas Project Joint Review Panel. 49 pp.
- Love, M.S. & York, A. 2005. A comparison of the fish assemblages associated with an oil/gas pipeline and adjacent seafloor in the Santa Barbara channel, Southern California Bight. Bulletin of Marine Science, 77(1): 101-117.
- Love, M.S.; Schroeder, D.M.; Nishimoto, M.M. 2003. The ecological role of oil and gas production platforms and natural outcrops on fishes in southern and central California: a synthesis of information. 66 pp.
- Martins, A.S.; Olavo, G.; Costa, P.A.S. 2005. A pesca de linha de alto mar realizada por frotas sediadas no Espírito Santo, Brasil. In: Costa, P.A.S.; Martins, A.S.; Olavo, G. (Eds.) Pesca e potenciais de exploração de recursos vivos na região central da Zona Econômica Exclusiva brasileira. Rio de Janeiro: Museu Nacional. p.35-55 (Série Livros n.13).
- Matuella B.A. 2007. O efeito de um derramamento de óleo na abundância e estrutura populacional de *Excirolana armata* (Dana, 1853) em duas praias da Ilha do Mel, PR. Dissertação apresentada como requisito parcial à obtenção do grau de Mestre no Curso de Pós- Graduação em Sistemas Costeiros e Oceânicos, do Centro de Estudos do Mar da Universidade Federal do Paraná. 79 pp.
- McNeely, J.A.; Miller, K.R.; Reid, W.V.; Wener, T.B. 1990. Conserving the world's biological diversity. In: Gland, Switzerland, International Union for Conservation of Nature and Natural Resources [IUCN], 1990. 193 p.
- Mead C. & Baillie S. 1981. Seabirds and oil: the worst winter. Nature 292 (7): 10-11.
- Meador, J.P.; Stein, J.E.; Reichert, W.L.; Varanasi, U. 1995. Bioaccumulation of polycyclic aromatic hydrocarbons by marine organisms. [Rev Environ Contam Toxicol](#). 143:79-165.
- Miller, T.E.; Kneitel, J.M.; Burns, J.H. 2002. Effect of community structure on invasion success and rate. Ecology, 83(4), pp. 898-905.
- MMA - Ministério do Meio Ambiente. 2002. Biodiversidade Brasileira. Avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade nos biomas brasileiros. 404 pp.
- MMA - Ministério do Meio Ambiente. 2007. Áreas prioritárias para conservação, uso sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade brasileira.
- MMA - Ministério do Meio Ambiente. 2008. Atlas de Sensibilidade Ambiental ao Óleo da Bacia Marítima de Santos. 116 pp.

- MMS - Minerals Management Service Gulf of Mexico OCS Region. 2000. Gulf of Mexico Deepwater Operations and Activities Environmental Assessment. 248 pp.
- Nediljka, G-M.; Katarina, S.; Davorin, M.; Borivoje, P. 2006. Offshore drilling and environmental protection. Energy and Environment 2006 / Frankovic, Bernard (ed). - Opatija : Hrvatski savez za suncevu energiju Rijeka. 309-318.
- Neff, J.M.; McKelvie, S.; Ayers Jr., R.C. 2000. Environmental Impacts of Synthetic Based Drilling Fluids. OCS Study. MMS 2000-064. 132 pp.
- Neff, J.M. 2005. Composition, environmental fates, and biological effect of water based drilling muds and cuttings discharged to the marine environment: a synthesis and annotated bibliography. Submitted to PERF. 83 pp.
- NIKITIK, C. C. S & Robinson, A. W. 2003. Patterns in benthic populations in the Milford Haven waterway following the Sea Empress oil spill with special reference to amphipods. Marine Pollution Bulletin. 46, 1125-1141.
- NOAA - National Oceanic and Atmospheric Administration. 2001. Toxicity of Oil to Reef-Building Corals: A Spill Response Perspective. NOAA Technical Memorandum NOS OR&R 8. 95 pp.
- NOAA - National Oceanic and Atmospheric Administration. 2003a. Non-fishing impacts to essential fish habitat and recommended conservation measures. 80 pp.
- NOAA - National Oceanic and Atmospheric Administration. 2003b. Oil and Sea Turtles. Biology, Planning, and Response. 116 pp.
- NRC - National Research Council of the National Academies. 1983. Drilling Discharges in the Marine Environment. National Academy Press, Washington, D.C.
- NRC - National Research Council of the National Academies. 2003a. Oil in the Sea III. Inputs, Fates, and Effects.
- NRC - National Research Council of the National Academies. 2003b. Ocean Noise and Marine Mammals. 221 pp.
- NRC - National Research Council of the National Academies. 2005. Marine Mammal Populations and Ocean Noise: Determining When Noise Causes Biologically Significant Effects. 143 pp.
- Olsgard, F. & Gray, J.S. 1995. A comprehensive analysis of the effects of offshore oil and gas exploration and production on the benthic communities of the Norwegian continental shelf. Marine Ecology Progress Series. Vol. 122: 277-306.
- OSPAR Commission. 2007. Assessment of the impact on the marine environment of offshore oil and gas activity - an overview of monitoring results in the United Kingdom, the Netherlands and Norway. Offshore Industry Series. 6 pp.
- Page, H.M.; Dugan, D.S.; Richards, J.B.; Hubbard, D.M. 1999. Effects of an offshore oil platform on the distribution and abundance of commercially important crab species. Marine Ecology. vol. 185, pp. 47-57 (1 p.1/4).
- Page, H.M.; Dugan, J.E.; Culver, C.S.; Hoesterey, J.C. 2006. Exotic invertebrate species on offshore oil platforms. Marine Ecology Progress Series. Vol. 325: 101-107.
- Pastakia, C.M.R. 1998. The rapid impact assessment matrix (RIAM) - A new tool for environmental impact assessment. 6 pp.
- Patin, S. 1999. Environmental Impact of the Offshore Oil and Gas Industry. EcoMonitor Publishing. 425 pp.
- Pearson, W.H.; Bienert, R.W.; Moksness, E.; Skalski, J.R. 1995. Potential effects of the Exxon Valdez oil spill on Pacific herring in Prince William Sound. Can. Tech. Rpt. Fish. Aquat. Sci. 2060:63-68.

- Peterson, C.H.; McDonald, L.L.; Green, R.H.; Erickson, W.P. 2001. Sampling design begets conclusions: the statistical basis for detection of injury to and recovery of shoreline communities after the "Exon Valdez" oil spill. *Marine Ecology Progress Series* 210: 255-283.
- Raimondi, P.T.; Barnett, A.M.; Krause, P.R. 1997. The effects of drilling muds on marine invertebrate larvae and adults. *Environmental Toxicology and Chemistry* Vol. 16, Issue 6: 1218-1228.
- Reid, S.M. & Anderson, P.G. 1999. Effects of Sediment Released During Open-cut Pipeline Water Crossings. 36 pp.
- Relini, G.; Tixi, F.; Relini, M.; Torchia, G. 1997. The macrofouling on offshore platforms at Ravenna. [International Biodeterioration & Biodegradation Volume 41, Issue 1](#): 41-55.
- Resolução CONAMA Nº 07/1996.
- Resolução CONAMA Nº 306/2002.
- Rezai, H.; Ibrahim, H.M.; idris, B.A.G.; Kushairi, M.R.M. 1999. Some effects of submarine pipeline construction on the sessile zoobenthic community of Redang Island. *Hydrobiologia* 405: 163-167
- Richardson, W. J.; Greene, C. R.; Jr., Malme, C. I.; Thomson, D. H. 1995. *Marine Mammals and Noise*. San Diego: Academic Press.
- Roberts, S. & Hirshfield, M. 2003. Deep Sea Corals: out of sight, but no longer out of mind. *Oceana*. 20 pp.
- Rodríguez, J.G.; Incera, M.; de la Huz, R.; López, J.; Lastra, M. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs), organic matter quality and meiofauna in Galician sandy beaches, 6 months after the Prestige oil-spill. *Baseline / Marine Pollution Bulletin* 54: 1031-1071
- Rossouw, N. 2003. A review of methods and generic criteria for determining impact significance. *Ajeam-Ragee* Volume 6: p44-61
- Spadotto, C.A. 2002. Classificação de Impacto Ambiental. Comitê de Meio Ambiente, Sociedade Brasileira da Ciência das Plantas Daninhas.
- Schaanning, M.T.; Trannum, H.C.; Øxnevad, S.; Carroll, J.; Bakke, T. 2008. Effects of drill cuttings on biogeochemical fluxes and macrobenthos of marine sediments. [Journal of Experimental Marine Biology and Ecology. Volume 361, Issue 1](#): 49-57.
- Schaffel, S.B. 2001. A questão ambiental na etapa de perfuração de poços marítimos de óleo e gás no Brasil. Tese submetida ao corpo docente da coordenação dos Programas de Pós-graduação de Engenharia da Universidade Federal do Rio de Janeiro como parte dos requisitos necessários para a obtenção do grau de mestre em Ciências em Planejamento Energético. 147 pp.
- Schmitz, D.C. & Simberloff, D. 1997. Biological Invasions: A Growing Threat. *Issues. Sci Technol* 13:33-40
- Southward A.J. & Southward E.C. 1978. Recolonization of rocky shores in Cornwall after use of toxic dispersants to clean up the Torrey Canyon spill. *J. Fish. Res.* 35: 682-706.
- Thieltges, D.W.; Strasser, M.; reise, K. 2005. How bad are invaders in coastal waters? The case of the American slipper limpet *Crepidula fornicata* in western Europe. *Biological Invasions*, vol. 8, number 8: 1673-1680.
- Thomas, J.E (org.). 2001. *Fundamentos de Engenharia de Petróleo*. Ed. Interciência. 271 pp.
- Tsui, P.T.P & McCart, P.J. 1981. Effects of stream-crossing by a pipeline on the benthic macroinvertebrate communities of a small mountain stream. *Hydrobiologia* vol. 79, número 3: 271-276.
- Vinikour, W.S. & Scubert, J.P. 1987. Effects of Gas-Pipeline Construction on the Aquatic Ecosystem of Canada Creek, Presque Isle County, Michigan. National Technical Information Service. 82 pp.

Vinikour, W.S.; Schubert, J.P.; gartman, D.K. 1987. Comparison of impacts on macroinvertebrates and fish from gas pipeline installation by wet-ditching and plowing. 10 pp.

Wills, J. 2000. Muddied Waters. A Survey of Offshore Oilfield Drilling Wastes and Disposal Techniques to Reduce the Ecological Impact of Sea Dumping. 139 pp.