

## UMA ABORDAGEM PARA A QUANTIFICAÇÃO DE RISCOS ECOLÓGICOS INERENTES A ACIDENTES INDUSTRIAIS COM SUBSTÂNCIAS TÓXICAS

**Heitor de Oliveira Duarte**

Universidade Federal de Pernambuco (UFPE)  
Av. Acadêmico Helio Ramos, s/n, Cidade Universitária, Recife-PE, Brazil, CEP: 50740-530  
heitorod@gmail.com

**Enrique Lopez Droguett**

Universidade Federal de Pernambuco (UFPE)  
Av. Acadêmico Helio Ramos, s/n, Cidade Universitária, Recife-PE, Brazil, CEP: 50740-530  
ealopez@uol.com.br

### *RESUMO*

Recentes acidentes industriais, como vazamentos tóxicos, têm causado danos catastróficos ao meio ecológico (plantas e animais), de forma que tem sido demandado um método efetivo para quantificar riscos ecológicos. Este trabalho visa propor uma metodologia de análise quantitativa de riscos ecológicos para acidentes industriais. Usamos a modelagem ecológica para simular futuras mudanças na abundância populacional de espécies em risco e para estimar a probabilidade de extinção ou declínio, tempo para extinção e outras medidas, para cada cenário acidental. Então, foi possível desenvolver uma abordagem que vincula os danos ecológicos (previstos via modelagem ecológica) com a frequência de ocorrência do acidente (estimada através de dados históricos e análise de confiabilidade). O resultado é uma curva de risco FN (como na análise quantitativa de riscos a humanos), onde N é o declínio médio da abundância populacional, e F é frequência acumulada de acidentes que causam declínio maior ou igual a N.

**PALAVRAS CHAVE.** Análise de riscos ecológicos, Modelagem ecológica, Acidentes industriais.

**AG&MA - PO na agricultura e Meio Ambiente; OA - Outras aplicações em PO; SIM – Simulação.**

### *ABSTRACT*

Recent industrial accidents such as toxic spill have caused catastrophic damage to the ecological environment (plants and animals), so that an effective method to quantify ecological risks has been demanded. This paper aims at proposing a methodology to quantitative ecological risk assessment for industrial accidents. We used ecological modeling to simulate future changes in the population abundance of species at risk and to estimate the probability of extinction or decline, time to extinction and other measures, for each accidental scenario. So, it was possible to develop an approach that links the ecological damage (predicted via ecological modeling) with the accident's frequency of occurrence (estimated from historical data and reliability analysis). The result is a risk FN curve (as in human quantitative risk assessment), where N is the average population abundance decline and F the cumulative frequency of accidents with N or greater abundance decline.

**KEYWORDS.** Ecological risk assessment, Ecological modeling, Industrial accidents.

## 1. Introdução

Recentes acidentes industriais, como vazamentos de substâncias tóxicas, têm causado danos catastróficos ao meio ecológico (plantas e animais) e, conseqüentemente, grande perdas econômicas à empresa responsável. Foi o que a British Petroleum dolorosamente aprendeu após o vazamento no Golfo do México, causando um dos maiores desastres ecológicos da história e um prejuízo para empresa estimado em U\$37 bilhões, a serem gastos com limpeza, multas, reparos e indenizações. Entretanto, este vazamento poderia ter sido evitado com a aquisição de um equipamento de U\$500 mil, capaz de vedar o poço em caso de acidente. As economias foram, portanto, mal calculadas diante dos riscos assumidos, resultando num prejuízo 74.000 vezes maior, sem contar a degradação da imagem da empresa (BETTI e BARRUCHO, 2010).

Vários outros graves acidentes industriais têm ocorrido atualmente, resultando no derramamento de substâncias tóxicas e danificando ecossistemas valiosos. Por exemplo, o naufrágio dos navios petroleiros Erika (1999) e Prestige (2002) e os vazamentos químicos em Doñana (Espanha) em 1998 e Baia Mare (Romania) em 2000. Além disso, inúmeros acidentes menos danosos ocorrem todo ano (EEA, 2003).

De fato, a maioria dos acidentes são vazamentos de petróleo. De acordo com a base de dados da *International Tanker Owners Pollution Federation Limited* (ITOPF, 2006 apud CANTAGALLO *et al.*, 2007), estima-se que entre 1970 e 2005, cerca de 5,7 milhões de toneladas de petróleo foram descarregadas no oceano. Também estima-se que cerca de 700.000 toneladas/ano de petróleo cru e seus derivados são derramados em ecossistemas aquáticos; e o tempo para recuperação de ecossistemas costeiros impactados por petróleo pode variar de 4 a 100 anos (AMBRÓSIO e MOTHÉ, 2007). Particularmente no Brasil, ocorreram cerca de 30 acidentes mais severos com vazamento de petróleo, entre 1990 e 2000 (AMBRÓSIO e MOTHÉ, 2007). Finalmente, sabe-se que como a demanda global por petróleo cresce, também cresce a quantidade deste produto e seus derivados sendo produzidos, processados, estocados e transportados, e conseqüentemente cresce a severidade de danos ecológicos quando acidentes acontecem.

Tal histórico de acidentes, somado ao fato de que cresce o potencial de danos, mostra que é necessário um método efetivo para analisar riscos ecológicos não apenas qualitativamente, como também quantitativamente. De fato, estabelecimentos com instalações ou atividades muito perigosas requerem valores quantitativos para os riscos inerentes a acidentes com potencial para causar danos ecológicos, a fim de dar suporte para decisões quanto a quantidade necessária de recursos a serem investidos em medidas preventivas. E esta é a principal contribuição da Análise Quantitativa de Riscos Ecológicos (AQRE).

O Instituto Americano de Engenheiros Químicos (AIChE) define risco como uma medida de danos a humanos, danos ecológicos ou perdas econômicas em termos de tanto a probabilidade do acidente, como a magnitude das conseqüências (AIChE, 2000). Em conformidade com esta definição, o risco deve ser composto pela frequência do acidente e pela magnitude das conseqüências para a totalidade do ambiente em volta, incluindo o meio ecológico, a saúde humana e materiais/estruturas físicos. A maioria dos estudos em Análise Quantitativa de Riscos (AQR) para acidentes industriais consideram apenas os riscos à saúde humana, ignorando a quantificação dos riscos ecológicos. Por outro lado, no contexto da AQR ecológica (i.e. AQRE), apesar de algumas metodologias serem capazes de quantificar riscos ecológicos, elas focam em riscos causados por eventos quase certos (e.g., poluição crônica, descarga contínua de resíduos, uso de pesticidas na agricultura, etc.) em um estabelecimento, i.e. eventos que acontecem com probabilidade um e causam menor impacto; uma vez que elas não incluem a frequência do evento na composição do risco, elas são incapazes de contemplar acidentes, i.e. eventos (raros) com baixa probabilidade de ocorrência, mas que podem causar danos catastróficos. Portanto, este trabalho visa propor uma metodologia que aborda tanto a frequência do acidente como a magnitude dos danos ecológicos. Em suma, a metodologia proposta é capaz de quantificar riscos ecológicos causados por eventos raros. Além disso, ela não é limitada a analisar apenas riscos ecológicos a organismos individuais (efeitos a nível-indivíduo); utiliza-se a modelagem populacional (PASTOROK *et al.*, 2002) para analisar efeitos

a uma população (i.e. conjunto de organismos da mesma espécie habitando uma mesma área e com potencial de reprodução entre si).

Nas metodologias de AQR a humanos (CETESB, 2000; CPR18E, 2005), o risco social é representado por uma curva FN, onde N é o numero de pessoas mortas e F a frequência acumulada de acidentes com N ou mais mortes. Neste sentido, usando a modelagem populacional como uma ferramenta na análise de riscos, foi possível desenvolver uma forma de representar o risco ecológico também como uma curva FN, onde N é o declínio médio da abundância populacional (de espécies-chave estrategicamente escolhidas para representar o ecossistema sendo analisado), e F é frequência acumulada de acidentes que causam declínio maior ou igual a N. A Figura 1 mostra um exemplo.

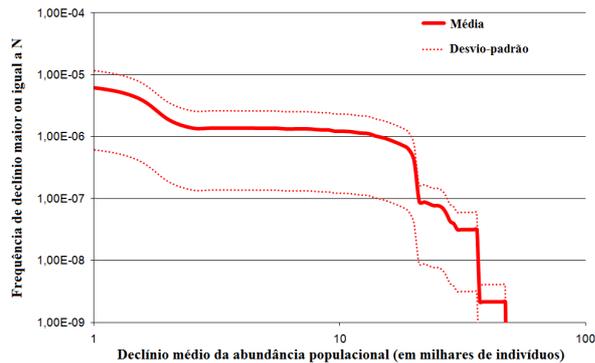


Figura 1 - curva FN para representação dos riscos ecológicos de acidentes num estabelecimento industrial.

Embora a curva FN seja o principal resultado da metodologia proposta, existem outros resultados adicionais relevantes, os quais também são advindos da modelagem populacional incorporada à metodologia. Esses resultados adicionais são curvas quantitativas de probabilidade versus consequência, onde a consequência pode ser expressa como porcentagem de declínio da abundância populacional, ou limite mínimo para a abundância populacional (e.g., um limite que indica que a população está em ameaça de extinção), ou tempo para extinção da população. Para cada curva existe um cenário accidental associado a ela.

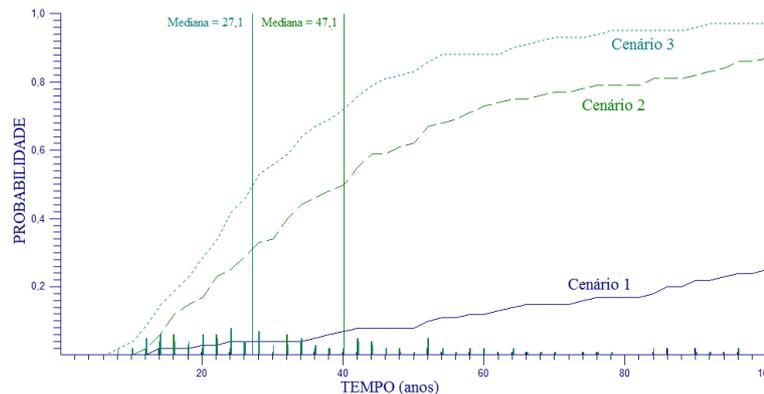


Figura 2 – Tempo de extinção para três diferentes concentrações de petróleo. Cenário 1:  $C(x,y,z,t) < 1$  ml/L; Cenário 2:  $C(x,y,z,t) = 16$  ml/L; Cenário 3:  $C(x,y,z,t) = 30$  ml/L. A curva contínua é a distribuição de probabilidade acumulada e pode ser interpretada como: “existe Y% de probabilidade que a população vai se extinguir no ano X ou antes”. As linhas verticais mostram as medianas para os cenários 2 e 3. As medianas são mostradas apenas quando estão dentro do período de simulação.

Este trabalho está organizado da seguinte maneira: a próxima seção introduz a modelagem populacional no contexto da análise de riscos químicos. Por conseguinte, apresentamos uma metodologia de AQRE, a qual incorpora a modelagem populacional. Por fim, concluímos relatando as principais conquistas e limitações da metodologia, implicações práticas dos resultados e propostas para trabalhos futuros.

## 2. Modelagem Populacional na Análise de Riscos

A típica análise de riscos ecológicos (EPA, 1998) sugere que o risco ecológico seja caracterizado como um quociente de perigo, i.e. exposição prevista do indivíduo ao tóxico dividida pelo nível de exposição (em concentração ou dose) em que não acontecem efeitos adversos ao indivíduo. Entretanto, esta abordagem é restrita a avaliar riscos ecológicos através de pontos de avaliação a nível-indivíduo (e.g., mortalidade, fecundidade). Isso frequentemente leva a estimativas de risco imprecisas e/ou ambíguas, pois as relações entre os indivíduos e o histórico de vida da espécie (estrutura etária) são ignorados. Pastorok *et al.* (2002, p. 4) ainda apresenta várias outras desvantagens do quociente de perigo. Adicionalmente, Forbes *et al.* (2010, p. 192) afirma que para beneficiar e dar mais transparência à comunicação do risco ecológico, este precisa ser expresso em unidades mais relevantes que o quociente de perigo, e estas unidades frequentemente estarão no nível-população. Neste sentido, defende-se o uso de modelos ecológicos na AQRE para prever a magnitude dos efeitos a nível-população (ou níveis ecológicos mais altos como nível-ecossistema ou -paisagem).

Um modelo ecológico é uma expressão matemática que pode ser usada para descrever ou prever processos ecológicos através de pontos de avaliação como abundância (ou densidade) populacional, riqueza de espécies numa comunidade, produtividade, ou distribuição de organismos (PASTOROK *et al.*, 2002). Assim, modelos populacionais e metapopulacionais (i.e. conjunto de populações da mesma espécie vivendo espacialmente separadas, mas com potencial de migração entre elas) são uma classificação de modelos ecológicos, nos quais a expressão matemática é essencialmente usada para extrapolar efeitos tóxicos na mortalidade, crescimento e fecundidade de organismos individuais para efeitos a nível-população (e.g., abundância populacional, taxa de crescimento da população). Assim, pode-se simular, para qualquer cenário de exposição química, futuras mudanças na abundância populacional de espécies em risco, e estimar a probabilidade de extinção ou declínio, tempo para extinção, entre outras medidas.

Como resultado, a modelagem populacional foi incluída na metodologia proposta. Isso permitiu desenvolver uma medida de risco ecológico que contempla tanto a magnitude das consequências (em número de declínio da abundância populacional) e a frequência de ocorrência do acidente. Contudo, a modelagem populacional é capaz de analisar apenas consequências a nível-população, mas não a níveis de hierarquia ecológica mais altos (ecossistema ou paisagem). O motivo para escolher a modelagem populacional ao invés da modelagem em níveis mais altos, é que além de fornecer resultados bem relevantes, modelos populacionais são muito mais maleáveis que modelos em níveis mais altos (PASTOROK *et al.*, 2010). Além disso, vários modelos populacionais são capazes de incorporar aspectos espaciais via Sistema de Informação Geográfica (SIG). Isso é particularmente útil quando a estrutura espacial do ambiente influencia a dinâmica populacional, como acontece numa metapopulação.

Por fim, é importante destacar que a maioria dos modelos populacionais incorporam componentes probabilísticos e são, portanto, modelos estocásticos. Por exemplo, devido a incerteza e variabilidade dos seus valores advindos de inferência estatística, as variáveis de entrada (e.g., taxas de mortalidade e fecundidade) e condições iniciais (e.g., abundância populacional inicial) são caracterizadas por uma distribuição de probabilidade. Assim, os resultados (i.e. efeitos a nível-população) também vão corresponder a uma distribuição de probabilidade, a qual pode ser derivada de várias maneiras (e.g., análise Monte Carlo). Considerando que a distribuição resultante descreve probabilidades para prever a futura abundância populacional após exposição a um tóxico, pode-se estimar o valor esperado (média), e isso vai ser essencial para a metodologia de AQRE.

## 3. A Metodologia

Primordialmente, esta metodologia tem por objetivo fornecer uma abordagem que possibilite quantificar riscos ao meio ecológico inerentes a acidentes industriais, desconsiderando outros componentes do ambiente, como pessoas e materiais físicos. A metodologia considera tanto a frequência de ocorrência do acidente como a magnitude dos efeitos ecológicos adversos, de modo que ela é capaz de quantificar riscos ecológicos relacionados a eventos com baixa

frequência de ocorrência. Além disso, ela não é restrita a analisar riscos ecológicos via pontos de avaliação a nível-indivíduo, como é o caso do quociente de perigo; através da modelagem populacional, a metodologia permite prever os efeitos adversos na população de espécies em risco, causados pela exposição a um tóxico. Por fim, a metodologia proposta é aplicável apenas a riscos ecológicos causados por vazamentos tóxicos, i.e. ela não é capaz de analisar o impacto ecológico direto de incêndio ou explosão, embora estes possam ser tratados como eventos iniciadores de um vazamento tóxico.

Algumas metodologias de AQRE encontram-se disponíveis na literatura. EPA (1998) fornece um guia detalhado para o processo de análise de riscos ecológicos, mas este considera apenas riscos causados por eventos quase certos (e.g. poluição crônica), i.e. eventos que acontecem com probabilidade 1 e normalmente causam menores danos ecológicos. EPA (1998) não contempla acidentes industriais, i.e. eventos (raros) com baixa frequência de ocorrência, mas que podem causar danos catastróficos. Já Camacho (2004) propõe uma metodologia chamada Análise Quantitativa de Riscos Ambientais, a qual integra uma metodologia para analisar o risco de acidentes industriais com outra para analisar o potencial de efeitos químicos ao meio-ambiente, considerando não só os danos ao meio ecológico, mas também a outros elementos: danos a humanos e danos econômicos. Contudo, Camacho não apresenta procedimentos definitivos (passo-a-passo) para a quantificação dos riscos ecológicos relacionados a acidentes, bem como não define uma forma padrão de expressar os resultados. Ao invés disso, ele apenas introduz um modelo populacional muito simples e específico para prever as consequências da exposição tóxica a uma população, i.e. a equação de Malthus-Verhulst (ODUM, 1998; NICOLI e PRIGOGINE, 1997; PIELOU, 1969; MAYNARD, 1974; GOEL *et al.*, 1971; MAY, 1973 *apud* CAMACHO, 2004). Certamente, este simples modelo pode ser capaz de prever efeitos a populações (causados por exposição tóxica) com necessidade de poucos dados e mínima calibração do modelo. Porém, ainda ficam as limitações: primeiro, este modelo ignora a distribuição espacial das populações, então como modelar metapopulações? Segundo, ele ignora a estrutura de idade/estágio dos indivíduos, e se indivíduos de diferentes idades têm diferentes características (e.g., indivíduos jovens podem ter uma taxa de sobrevivência maior que a de indivíduos mais velhos, e podem não reproduzir até os 4 anos de idade)? E finalmente a mais importante, depois que o modelo prevê efeitos a nível-população, como representar essas consequências associadas à frequência de ocorrência de um acidente? Em outras palavras, apesar de Camacho apresentar um procedimento para estimar a frequência do acidente e outro para quantificar efeitos adversos a nível-população, ele não apresenta nenhuma abordagem para conectar a frequência com os efeitos e assim quantificar o verdadeiro risco ecológico.

Ademais, no estudo de caso do trabalho de Camacho, ele faz uma aplicação da sua metodologia considerando somente danos à saúde humana, de forma que o ambiente ficou limitado a humanos, i.e. a aplicação da sua metodologia cai no caso da metodologia de AQR a humanos padrão (CPR18E, 2005). Na verdade, Camacho (2004, p. 132) afirma que:

“Não se teve nesta dissertação, a pretensão de explorar com detalhes as possibilidades e as dificuldades de abordagens usando dinâmica de populações. Ao invés disso, pretendeu-se apenas chamar a atenção para a possibilidade de seu emprego como uma ferramenta possível de se incorporar numa complexa Análise Quantitativa de Riscos Ambientais.”

Como resultado, vimos a possibilidade de incorporar a modelagem populacional à metodologia. Porém, isso ainda não resolve por completo a típica falta de conexão entre riscos ecológicos e acidentes industriais. Com o intuito de combater esta limitação, Stam *et al.* (2000) propõe um modelo para analisar riscos a ecossistemas aquáticos relacionados a instalações industriais. Este modelo, chamado PROTEUS, considera tanto uma abordagem probabilística para acidentes, como outra para quantificar danos ecológicos. A primeira abordagem baseia-se na metodologia de AQR padrão (CPR18E, 2005) e usa fatores de correção necessários para quantificar a frequência de acidentes provenientes de atividades com características específicas. A segunda quantifica os danos como o volume de superfície de água contaminada. Então, ele vincula a frequência do acidente com os danos, apresentando como resultado uma curva de frequência-consequência expressa como probabilidade acumulada versus quantidade de

superfície de água contaminada. Apesar disso, a presença de contaminante na água não implica necessariamente em risco ecológico (FORBES *et al.*, 2010), ou seja, mesmo prevendo o volume de superfície de água contaminada, ainda seria necessária uma avaliação qualitativa para julgar o efeito que tal contaminação pode causar em plantas e animais. Por este motivo, o modelo PROTEUS falha em direta e explicitamente quantificar impactos em entidades ecológicas (como populações). Além disso, fica difícil determinar um critério geral para aceitabilidade do risco, pois cada ecossistema aquático específico tem suas próprias respostas a um determinado volume de água contaminada.

Em resumo, esta metodologia surgiu a partir da necessidade de procedimentos definitivos de AQRE para acidentes industriais. Ela é interativa, de modo que pode ocorrer reavaliação durante qualquer estágio da análise. Também, ela usa critérios objetivos na segunda, terceira e quarta etapas a fim de descartar cenários acidentais os quais não vão contribuir significativamente para o risco ecológico final, evitando desperdício de tempo e dinheiro. Finalmente, ela é capaz de lidar com incerteza (expressa como intervalo de confiança).

Como mostrado na Figura 3, as etapas da metodologia proposta são:

1. Caracterização do problema;
2. Identificação dos perigos e consolidação de cenários acidentais;
3. Análise superficial dos efeitos ecológicos adversos;
4. Estimativa de frequências;
5. Quantificação e avaliação dos riscos.

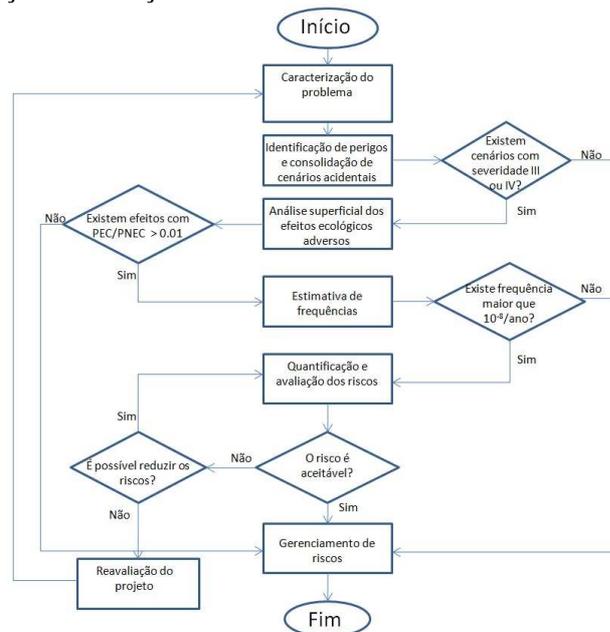


Figura 3 - Etapas para conduzir a metodologia de Análise Quantitativa de Riscos Ecológicos para acidentes industriais.

### 3.1. Caracterização do Problema

A primeira etapa consiste numa fase de planejamento da qual toda a análise de risco depende. Ele requer engajamento entre o analista de risco e outros especialistas, tais como: gestores de risco, gestores ambientais, ecologistas, técnicos e operadores industriais, bem como outras partes interessadas quando apropriado (e.g., líderes industriais, governo, ambientalistas, ONGs). Eles devem ser capazes de:

- Definir os objetivos da análise de risco; fronteiras espaciais (e.g., local, regional, nacional) e temporais (i.e. de um modo geral, o período de tempo pelo qual efeitos serão avaliados); resultados esperados e nível de incerteza aceitável. Tudo isso é particularmente necessário para garantir que os resultados da análise de risco vão fornecer informação relevante para os gestores de risco.
- Caracterizar o estabelecimento com relação à sua localidade e fronteiras, estrutura e

arranjo físico, condições dos processos, substâncias químicas de interesse, e instalações (e.g., tanques de armazenagem, unidades de transporte, tubos/dutos, equipamentos de carga) no estabelecimento a serem incluídas na AQRE, i.e. aquelas que lidam com os químicos de interesse em grandes quantidades.

- Caracterizar componentes ecológicos na região, i.e. localização e fronteiras de ecossistemas possivelmente afetados; receptores ecológicos (plantas e animais), definindo espécies-chave de interesse (e.g., espécies indicadoras que são mais sensíveis e servem como aviso prévio de efeitos ecológicos adversos, espécies de importância econômica/científica, raras ou ameaçadas de extinção); localização geográfica de populações ou metapopulações de espécies-chave; distribuição geográfica de populações locais dentro de uma metapopulação (quando apropriado); estressores físicos (e.g. pesca, caça) e químicos já afetando a região.
- Definir pontos de avaliação que podem fornecer informação relevante sobre a população de espécies-chave. Geralmente, pontos de avaliação a nível-população são abundância (ou densidade), taxa de crescimento da população, estrutura de idade/tamanho (i.e. classes de idade/tamanho dentro da população), e distribuição espacial (PASTOROK *et al.*, 2002). Para a aplicação desta metodologia, deve-se considerar pelo menos a abundância populacional.

É bem provável que documentos de estudos já realizados, como o Estudo e Relatório de Impacto Ambiental (EIA/RIMA), ou o Estudo de Análise de Risco (EAR), contenham informação necessária para responder grande parte das questões desta etapa.

### 3.2. Identificação de perigos e consolidação de cenários acidentais

Esta é uma etapa qualitativa que visa principalmente identificar todos os perigos, eventos iniciadores de acidentes e suas possíveis consequências ao meio ecológico. Ela deve ser feita para todas as instalações incluídas na AQRE. Técnicas estruturadas são aplicadas para (1) sistematicamente consolidar todos os cenários acidentais, (2) ranquear qualitativamente os riscos associados a cada cenário acidental, em termos de frequência e severidade, e (3) selecionar os cenários acidentais que devem ser submetidos a uma análise quantitativa. Recomenda-se o uso da Análise Preliminar de Perigos (APP), apesar de que outras técnicas (e.g., *HazOp*, *What if?*) podem ser usadas caso o analista de risco ache adequado para a instalação sendo estudada. Ericson (2005) fornece maiores detalhes sobre APP e outras técnicas de análise de perigos.

Ao final desta etapa, deve-se ter um conjunto de cenários acidentais consolidados. Geralmente, uma planilha é utilizada para relatar as informações qualitativas que consolidam cada cenário acidental, a saber: perigo, evento iniciador (o que, onde, quando), medidas de controle, possíveis consequências ao meio ecológico, bem como classes de frequência e severidade. Todos os cenários acidentais classificados com severidade crítica (i.e. dano ecológico considerável, atingindo ecossistemas além das fronteiras do estabelecimento e curto tempo de recuperação) ou catastrófica (i.e. dano ecológico considerável, atingindo ecossistemas além das fronteiras do estabelecimento e longo tempo de recuperação) devem ser selecionados para uma análise mais aprofundada na próxima etapa. Adicionalmente, esta etapa fornece conhecimento sobre os acidentes existentes, levando a um melhor nível de preparação para emergências.

### 3.3. Análise superficial dos efeitos ecológicos adversos

Para os cenários acidentais selecionados, os efeitos ecológicos adversos devem ser estimados via aplicação de modelos matemáticos que simulam a dispersão e circulação de derramamentos acidentais de substâncias tóxicas na água, atmosfera ou solo. Inicialmente, deve-se estimar a exposição de espécies-chave. Isso inclui descrever a distribuição do tóxico e prever a concentração que atinge as espécies-chave em cada instante de tempo, i.e. as concentrações  $C(x,y,z,t)$  dentro de uma área definida. Modelos de transporte e dispersão de químicos são frequentemente usados para avaliar e prever a distribuição e concentração de químicos. Está fora do escopo deste trabalho fornecer orientação sobre estes modelos; sugere-se ASTM (1998) e EPA (1992) para informações adicionais.

Normalmente, condições meteorológicas influenciam a dispersão do químico e, conseqüentemente, a concentração prevista de exposição. Se este for o caso, é necessário gerar um conjunto de cenários meteorológicos para cada cenário acidental. Por exemplo, se existem  $x$  cenários acidentais a partir da etapa anterior e  $y$  cenários meteorológicos definidos aqui, tem-se agora  $x \times y$  novos cenários acidentais, cada um com uma função específica  $C(x,y,z,t)$ . Um cenário meteorológico é definido por parâmetros meteorológicos que dependem do tipo de meio (ar, solo, água) pelo qual o químico se dispersa. Por exemplo, tais parâmetros meteorológicos poderiam ser: categoria de estabilidade atmosférica; direção e velocidade do vento; temperatura do ar, solo, ou água; pressão atmosférica; umidade; marés, correntes do oceano; estação do ano. A fim de evitar um número exagerado de novos cenários acidentais para a AQRE, é interessante agrupar os dados em um número limitado de parâmetros meteorológicos representativos.

Decerto, as próximas etapas da metodologia requerem custos adicionais e conhecimentos específicos. Por isso, deve-se decidir, dentre todos os cenários acidentais, quais aqueles em que se espera que a concentração química prevista de exposição cause efeitos ecológicos adversos. Em outras palavras, deve-se selecionar os cenários acidentais para os quais efeitos adversos a nível-população são prováveis de ocorrer, de forma a contribuir para o risco ecológico final. Neste sentido, necessitamos de um critério objetivo para isso.

EurEco (1997) verificou que a maioria dos esquemas desenvolvidos para análise de riscos ecológicos usam o quociente de perigo, calculado como a Concentração Prevista Ecológica (*Predicted Environmental Concentration - PEC*) dividida por uma Concentração Prevista de Nenhum Efeito (*Predicted No Effect Concentration - PNEC*), para indicar baixo risco para valores menores que 0,01. Adicionalmente, Pastorok *et al.* (2002, p.6) afirma que na melhor das hipóteses, quocientes de perigo determinísticos podem apenas ser usados para descartar químicos, receptores, ou regiões que claramente não são um problema (quando o quociente de perigo é consideravelmente menor que 1). Como resultado, usamos o critério  $PEC/PNEC > 0,01$  para selecionar cenários acidentais para próxima etapa. Para uma abordagem conservadora, o PEC vai ser o máximo local de  $C(x,y,z,t)$  dentro das fronteiras de espaço e tempo, enquanto que PNEC é fornecido por dados ecotoxicológicos sobre a espécie analisada, normalmente expresso pelo Nível de Efeito Não Observável (NOEL, i.e. a maior concentração de uma substância, estimada via experimento sob mesmas condições de exposição, que não causa qualquer alteração na morfologia, capacidade funcional, crescimento, desenvolvimento, ou duração da vida do organismo individual). É importante notar que o PNEC é uma medida a nível-indivíduo, assim como o quociente de perigo é uma quantificação do risco a nível-indivíduo.

Ao fim desta etapa, deve-se ter um conjunto de cenários acidentais que provavelmente contribuirão para o risco ecológico final. Vários parâmetros consolidam cada cenário acidental, tais como: perigo, evento iniciador, causas, medidas de controle, parâmetros meteorológicos, concentração química  $C(x,y,z,t)$ , e quociente de perigo (PEC/PNEC).

### 3.4. Estimativa de frequências

Para os cenários acidentais selecionados na etapa anterior, a frequência de ocorrência deve ser estimada. O resultado da AQRE é muito dependente desta estimativa, i.e. uma sub- ou superestimativa pode levar a erros grosseiros no cálculo do risco ecológico.

Em algumas análises de risco, a frequência de ocorrência de um acidente pode ser estimada a partir de registros históricos contidos em base de dados ou referências bibliográficas. Por exemplo, CPR18E (2005) descreve eventos iniciadores que causam vazamentos para vários sistemas/equipamentos, e a frequência genérica de cada evento é estimada. No entanto, essas frequências genéricas descrevem situações gerais (i.e. são valores médios) e podem precisar de correções de acordo com circunstâncias específicas da instalação em análise. Devido à complexidade de algumas instalações, pode ser necessário utilizar opinião de especialista e técnicas de Engenharia de Confiabilidade (e.g., árvore de eventos e de falha, diagramas sequenciais de eventos, redes bayesianas) com a finalidade de corrigir as frequências genéricas levando em consideração a influência de medidas de controle (e.g., sistemas de segurança, alarmes, dispositivos poka-yoke), bem como erros humanos que possam contribuir para a

ocorrência do cenário acidental. Em outras palavras, pode ser necessário conduzir uma análise de confiabilidade envolvendo falhas genéricas de sistemas/equipamentos, medidas de controle, erro humano e outras relações causais do sistema em análise. Está fora do escopo deste artigo fornecer fundamentação teórica em análise de confiabilidade; para teoria, modelos, métodos e aplicações no âmbito da confiabilidade de equipamentos e humana, os leitores podem consultar Ayub (2007), Bedford e Cooke (2001), Firmino *et al.* (2008), Henley e Kumamoto (1996), O'Connor e Patrick (2002) e Rausand & Hoyland (2004). Adicionalmente, a análise de confiabilidade proporciona um melhor entendimento sobre as relações causais do sistema em análise. Uma vez conhecidos os fatores e variáveis que fazem parte do processo, bem como as dimensões dos seus efeitos, é possível solucionar problemas gerenciais e operacionais de maneira mais eficiente.

Além das frequências dos eventos iniciadores do acidente, também devem ser levadas em consideração as frequências relacionadas aos parâmetros meteorológicos que consolidam cada cenário acidental (definidos na etapa anterior). Consequentemente, estatísticas meteorológicas (deduzidas, por exemplo, a partir de uma estação meteorológica próxima) devem ser usadas para definir frequências fracionais ou número de observações para cada cenário meteorológico.

Por fim, somente os cenários acidentais que contribuem significativamente para o risco ecológico devem ser incluídos na AQRE sob a condição de que a estimativa de frequência do cenário seja maior ou igual a  $10^{-8}$ /year. De acordo com CPR18E (2005, p. 3.17), um limite de  $10^{-8}$ /ano como critério para incluir eventos é considerado sensato porque eventos genéricos que levam ao completo vazamento do inventário têm frequência de falha no intervalo de  $10^{-5}$  a  $10^{-8}$  por ano. Este critério é, portanto, usado para selecionar cenários acidentais para a próxima etapa.

A saída desta etapa é então um conjunto de cenários acidentais que são prováveis de contribuir para o risco ecológico, com suas respectivas frequências de ocorrência, as quais são maiores ou iguais a  $10^{-8}$ /ano. Vários outros parâmetros consolidam cada cenário acidental, tais como: perigo, evento iniciador, causas, medidas de controle, parâmetros meteorológicos, concentração química  $C(x,y,z,t)$ , quociente de perigo, e estimativa de frequência de ocorrência.

### 3.5. Quantificação e avaliação do risco

Além da saída da etapa anterior, para esta etapa devem-se ter as seguintes variáveis de entrada: área de interesse (ecossistema) e suas fronteiras espaciais; e as espécies-chave na área. Também, o analista de risco deve agora definir fronteiras de tempo específicas para cada cenário acidental, i.e. o período de tempo pelo qual espera-se que o cenário acidental cause efeitos ecológicos (período de previsão), o que basicamente depende da concentração ao longo do tempo  $C(t)$  dentro das fronteiras espaciais e de ações de remediação para remover o químico da área.

Então, um modelo populacional deve ser formulado para descrever a dinâmica populacional atual (sem exposição ao químico de interesse) de espécies-chave na área. É necessário formular um modelo populacional para cada espécie-chave (se mais de uma estiver sendo analisada). A dinâmica populacional deve ser descrita através de pontos de avaliação definidos na primeira etapa. A concentração química prevista  $C(x,y,z,t)$ , para cada cenário acidental que atinge a área de interesse, deve ser vinculada ao modelo populacional para prever a dinâmica populacional com exposição ao químico. Pastorok *et al.* (2002) fornece um guia detalhado sobre a modelagem ecológica para análise de riscos e faz uma avaliação crítica dos softwares disponíveis para tal análise. Particularmente, os autores deste trabalho utilizam o software RAMAS GIS v. 5 (AKÇAKAYA, 2005), por ser compatível com os propósitos da metodologia e devido à sua alta recomendação.

Dados de entrada vão ser necessários para parametrizar o modelo populacional, e a qualidade e precisão de um modelo corretamente formulado depende apenas da qualidade desses dados. Se dados sobre as espécies-chave são insuficientes, então pode-se extrapolar a informação a partir de espécies relacionadas. Tipicamente, um modelo populacional requer informação sobre as seguintes variáveis de entrada (PASTOROK *et al.*, 2002; PAUWELS, 2002): estrutura de idade/tamanho da população; taxas de mortalidade e sobrevivência para cada idade/tamanho; taxas de migração; abundância populacional inicial para cada idade/tamanho; estimativas de

variabilidade para as taxas vitais e abundâncias iniciais; efeitos de densidade-dependência (i.e. mudanças nas taxas vitais causadas por mudanças na abundância populacional, e.g., numa população maior pode haver menos alimentos por indivíduos e redução na fecundidade como resultado); distribuição e localização geográfica da população; comportamento de forrageio (i.e. movimentação ao redor do próprio habitat a procura de alimento). O nível requerido de detalhes para uma variável particular depende do objetivo da análise.

Subseqüentemente, uma análise de exposição-resposta deve ser conduzida a fim de descrever a relação entre a concentração química  $C(x,y,z,t)$  e a magnitude dos efeitos a nível-indivíduo (representadas por mudanças em variáveis a nível-indivíduo, e.g., taxa de mortalidade e de sobrevivência) de espécies-chave. Provavelmente, será necessário especificar uma curva de dose-resposta (ou concentração-resposta), a qual pode ser construída a partir de dados de efeitos a longo prazo do químico nas espécies-chave. Estes são dados ecotoxicológicos a nível-indivíduo que basicamente examinam os efeitos da exposição química em variáveis como fecundidade e mortalidade por classe de idade. Uma vez que a análise de exposição-resposta é uma importante fase da AQRE, recomenda-se Barnthouse *et al.* (1986), Calabrese e Baldwin (1993) e Suter (1993) para detalhes de como analisar dados de ecotoxicidade e a relação exposição-resposta.

Ao vincular as relações de exposição-resposta ao modelo populacional, pode-se prever como diferentes concentrações do químico (note que para cada cenário acidental existe uma concentração química prevista) causariam efeitos adversos na população de espécies-chave. A Figura 4 mostra um exemplo de efeitos ao longo do tempo na abundância populacional para dois cenários distintos de exposição química. Com este resultado, pode-se determinar o declínio médio da abundância populacional.

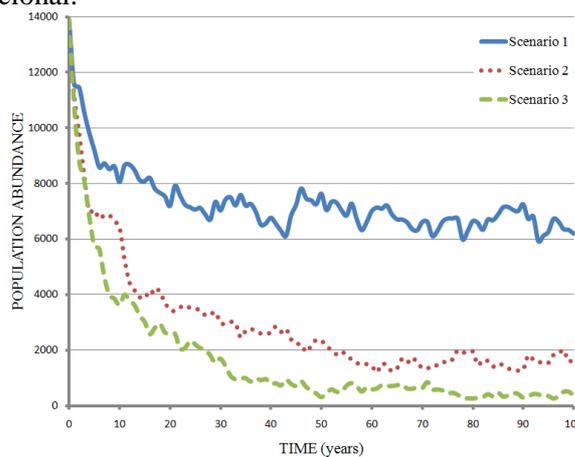


Figura 4 - Efeitos ao longo do tempo numa população de peixes para três cenários acidentais que causam exposição ao petróleo. Cenários 1, 2 e 3, respectivamente:  $C(x,y,z,t) < 1$  ml/L;  $C(x,y,z,t) = 16$  ml/L;  $C(x,y,z,t) = 30$  ml/L.

Além disso, a probabilidade de efeitos adversos pode ser representada por uma curva de probabilidade versus consequência (e.g., Figura 2), e existem várias maneiras para expressar isso (PASTOROK *et al.*, 2002), a saber:

- Probabilidade de declínio intermitente: a probabilidade de uma população declinar mais que uma determinada porcentagem do seu valor inicial, em qualquer instante durante o período de previsão;
- Probabilidade de extinção intermitente: a probabilidade de uma população decair abaixo de um determinado limite para a abundância, em qualquer instante durante o período de previsão;
- Probabilidade de declínio terminal: a probabilidade de uma população ter declinado mais que uma determinada porcentagem do seu valor inicial, ao fim da simulação;
- Probabilidade de extinção terminal: a probabilidade de uma população estar abaixo de um determinado limite para a abundância, ao fim da simulação;
- Tempo de extinção: o tempo necessário para que a população esteja abaixo de um determinado limite para a abundância.

Até esta fase da metodologia o risco ecológico ainda não foi quantificado. Na verdade, considerou-se que os cenários acidentais vão certamente ocorrer e os efeitos ecológicos adversos (a nível-população) foram quantificados através de distribuições de probabilidades, para cada cenário acidental. Para quantificar o verdadeiro risco ecológico, as estimativas para os efeitos ecológicos adversos devem ser combinadas com as frequências de ocorrência dos cenários acidentais. Para isso, constrói-se uma curva FN conduzindo os seguintes passos:

- Selecionar uma espécie-chave,  $s$ .
- Determinar o declínio médio da abundância populacional ao fim da simulação,  $N_{st}$ , para cada cenário acidental,  $i$ , para cada espécie-chave,  $s$ .
- Construir uma lista de declínio médio da população,  $N_{st}$ , e suas respectivas estimativas de frequência de ocorrência,  $F_{st}(0^{-1})$ . É necessária uma lista para cada espécie-chave.
- A curva FN é agora construída acumulando-se todas as frequências em cada lista (i.e. para cada espécie-chave) para as quais  $N_{st}$  é maior ou igual a  $N$ :

$$F_s(N) = \sum_{\forall i: N_{st} \geq N} F_i$$

A Figura 1 mostrou um exemplo de uma curva FN que caracteriza o risco ecológico inerente a acidentes em um estabelecimento industrial.

#### 4. Conclusões

Este artigo apresentou uma abordagem que incorpora a modelagem populacional a uma metodologia de AQRE, para assim quantificar riscos ecológicos inerentes a acidentes industriais, tais riscos são expressos na forma de uma curva FN. Esta fornece informação relacionada não só à magnitude das consequências, como também à frequência de ocorrência dos acidentes. Além disso, outros resultados adicionais fornecem informações mais detalhadas sobre os efeitos ecológicos adversos, i.e. curvas de probabilidade versus consequências associadas a cada cenário acidental. Tanto a curva FN como os resultados adicionais fornecem informação quantitativa para auxiliar o processo de gerenciamento de possíveis catástrofes ambientais. Assim, o decisor pode avaliar diferentes alternativas de redução do risco através de uma análise de custo-benefício.

Por exemplo, os resultados da metodologia fornecem informação para responder questões como: qual vai ser a abundância populacional de uma espécie 1 ano após exposição à substância tóxica derramada pelo acidente? Quanto tempo depois do acidente vai levar para que a população exposta decline a determinado valor? Qual a probabilidade de extinção da população depois do acidente? Qual a probabilidade da população decair abaixo de um determinado limite durante qualquer instante durante uma simulação de 1 ano após o acidente? Se a empresa investir certa quantidade de dinheiro em ações mitigadoras, qual vai ser a nova curva FN? Para qual valor a frequência de ocorrência de um acidente deve ser reduzida para que o risco seja aceitável?

A última questão é particularmente dependente de um critério para aceitabilidade do risco. Na verdade, após a quantificação dos riscos a populações, eles podem ser avaliados por partes interessadas a fim de determinar se são aceitáveis ou não. No entanto, estabelecer um critério para aceitabilidade para o risco é um processo demorado e complicado que requer a participação da sociedade no seu julgamento. Uma vez que o processo foi completado, tem-se um padrão, i.e. um valor ou intervalo onde o risco pode ser considerado aceitável. Não foi objetivo deste trabalho estabelecer um critério para aceitabilidade do risco. Reconhecidamente, isso ainda é uma limitação da metodologia e é uma proposta para trabalhos futuros. Entretanto, a curva FN facilita este processo de estabelecer critérios para aceitabilidade do risco. Por exemplo, deve-se determinar qual a frequência aceitável de uma população declinar determinada porcentagem do seu valor inicial (digamos 20%), ou a frequência aceitável de extinção da população. E isso é muito mais geral que, por exemplo, determinar um critério de aceitabilidade do risco para o volume de água contaminada, como no modelo PROTEUS (STAM *et al.*, 2000), porque cada ecossistema específico vai ter suas respostas específicas causadas pela exposição a um determinado volume de água contaminada.

Outra limitação da metodologia está na dificuldade de encontrar dados ecotoxicológicos para misturas específicas, i.e. a maioria dos dados encontrados são referentes a substâncias puras. Esta é uma limitação fundamental, uma vez que a maioria dos acidentes industriais são vazamentos de petróleo e cada tipo de petróleo tem uma composição diferente. Neste caso, para ser conservador, a análise deve focar no contaminante mais tóxico da mistura.

## Referências

- AIChE.** *Guidelines for Chemical Process Quantitative Risk Analysis*. Ed. 2. ed. New York, 2000.
- Akçakaya, H. R.** *RAMAS GIS: Linking Spatial Data with Population Viability Analysis (version 5)*. Setauket, New York: Applied Biomathematics, 2005.
- Ambrósio, M. C. R. e Mothé, C. G.** Impactos Ambientais do Derramamento de Petróleo. *Revista TN Petróleo*, s.l., ed. 53, p.98-104, 2007.
- ASTM.** *RBCA Fate and Transport Models Compendium and Selection Guidance*. West Conshohocken, PA: ASTM, 1998.
- Ayub, B. M.** *Risk Analysis in Engineering and Economics*. CRC Press, 2007.
- Barnhouse, L. W. et al.** *User's Manual for Ecological Risk Assessment*. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Washington, D.C. and Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, TN: Environmental Sciences Division Publication No. 2679, 1986.
- Bedford, T. e Cooke, R.** *Probabilistic Risk Analysis: Foundations and Methods*. Cambridge: Cambridge University Press, 2001.
- Betti, R. e Barrucho, L. G.** Como poupar meio milhão e arruinar uma empresa. A economia de 500000 dólares com um dispositivo de segurança levará a BP a gastar 37 bilhões de dólares em multas, reparos e indenizações. *VEJA, Editora ABRIL [S.I.]*, v. 2174, n. 43, 2010.
- Calabrese, E. J. e Baldwin, L. A.** *Performing Ecological Risk Assessments*. Boca, Raton, FL: Lewis Publisher, 1993.
- Camacho, E. N.** *Uma Proposta de Metodologia para Análise Quantitativa de Riscos Ambientais*. (2004). Tese - Programa de Pós-graduação de Engenharia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2004.
- Cantagallo, C. et al.** Limpeza de ambientes costeiros brasileiros contaminados por petróleo: uma revisão. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences [S.I.]*, v. 2, n. 1, p. 1-12, 2007.
- CETESB.** *Manual de orientação para elaboração de estudos de análise de riscos*. 2000.
- CPR18E.** *Guidelines for quantitative risk assessment (the "Purple book")*. 3. ed., 2005.
- EEA.** *Mapping the impacts of recent natural disasters and technological accidents in Europe*. Copenhagen: Environmental Issue Report, 2003.
- EPA.** *Guidelines for Exposure Assessment*. Federal Register 57:22888-22938, 1992.
- \_\_\_\_\_. *Guidelines for Ecological Risk Assessment*. Washington, DC, 1998.
- Ericson, A. C.** *Hazard Analysis Techniques for System Safety*. Hoboken, New Jersey: Wiley, 2005.
- EurEco.** *Review of selected schemes developed for environmental risk assessment of substances hazardous for the aquatic environment*. Institute for Inland Water Management and Waster Water treatment (RIZA). Luxembourg: April 1997. 1997. (Final report)
- Firmino, P. R. et al.** An Expert Opinion Elicitation Method Based on Bayesian Intervals Estimation and Computational Searching Algorithms: an Application to Oil Refinery Risk Analysis. In: PSAM 9- International Conference on Probabilistic Safety Assessment and Management, 2008, Hong Kong. Proceedings of the International Conference on Probabilistic Safety Assessment and Management, 2008.
- Forbes, V. E. et al.** Integrating population modeling into ecological risk assessment. *Integrated Environmental Assessment and Management [S.I.]*, v. 6, n. 1, p. 191-193, 2010.
- Henley, E. J. e Kumamoto, H.** *Reliability Engineering and Risk Assessment*. New Jersey, USA: Prentice Hall, 1996.
- O'Connor e Patrick, D. T.** *Patrical Reliability Engineering*. New York: John Wiley & Sons, 2002.
- Pastorok, R. A. et al.** *Ecological modeling in risk assessment: chemical effects on populations, ecosystems and landscapes*. CRC Press LLC, 2002.
- \_\_\_\_\_. Estimating Population-Level Risks for Wildlife from a Landscape Perspective: a Framework for Assessments at Wind Energy Facilities. *National Wind Coordinating Collaborative (NWCC) [S.I.]*, 2010.
- Pauwels, S. J.** *Fish Population Modeling: Data Needs and Case Study*. CRC Press LLC, 2002.
- Rausand, M. e Hoyland, A.** *System Reliability Theory; Models, Statistical Methods and Applications*. 2. ed. New York: Wiley, 2004.
- Stam, G. J. et al.** PROTEUS, a technical and management model for aquatic risk assessment of industrial spills. *Journal of Hazardous Materials [S.I.]*, v. 71, p. 439-448, 2000.
- Suter, G. W.** *Ecological Risk Assessment*. Boca, Raton, FL: Lewis Publisher, 1993.