

Afonso Rodrigues de Aquino
Francisco Carlos Paletta
Josimar Ribeiro de Almeida
organizadores

RISCO AMBIENTAL

Afonso Rodrigues de Aquino
Francisco Carlos Paletta
Josimar Ribeiro de Almeida
(organizadores)

Risco ambiental

Blucher

Risco Ambiental

© 2017 Afonso Rodrigues de Aquino, Francisco Carlos Paletta e Josimar Ribeiro de Almeida (organizadores)
Editora Edgard Blücher Ltda.

Blucher

Rua Pedroso Alvarenga, 1245, 4º andar
04531-934 – São Paulo – SP – Brasil
Tel.: 55 11 3078-5366

contato@blucher.com.br
www.blucher.com.br

Segundo Novo Acordo Ortográfico, conforme 5. ed.
do *Vocabulário Ortográfico da Língua Portuguesa*,
Academia Brasileira de Letras, março de 2009.

É proibida a reprodução total ou parcial por quaisquer
meios sem autorização escrita da editora.

Todos os direitos reservados pela Editora
Edgard Blücher Ltda.

FICHA CATALOGRÁFICA

Aquino, Afonso Rodrigues de Risco ambiental / Afonso
Rodrigues de Aquino, Francisco Carlos Paletta, Josimar
Ribeiro de Almeida. – São Paulo : Blucher, 2017.
134 p. : il., color.

Bibliografia
ISBN 978-85-803-9240-1

1. Meio ambiente 2. Gestão ambiental 3. Impacto
ambiental 4. Riscos ambientais I. Título. II. Paletta, Fracisco
Carlos. III. Almeida, Josimar Ribeiro de.

17-0422

CDD 363.7
CDU 504.06

Índice para catálogo sistemático:
1. Meio ambiente : Risco ambiental

Autores

Afonso Rodrigues de Aquino
Ana Luiza Fávaro Piedade
Caio Roberto Picolomini Buongiorno
Dymes Rafael Alves dos Santos
Ernesto Díaz Rocha
Felipe de Moura Küper
Francisco Carlos Paletta
Gustavo Sousa Affonso
Isabella Cristina Antunes C Bordon
Joaquim Matheus Santiago Coelho
Josimar Ribeiro de Almeida
Leandro Augusto Pidone
Maria José Alves de Oliveira
Renan Braga Ribeiro
Renata Bazante Yamaguishi
Renata Medeiros Lobo Muller
Sandra Regina Mattiolo
Verônica Araujo Boemer
Waldir Macho La Rubbia

Apresentação

As avaliações qualitativa e quantitativa de sustentabilidade, vulnerabilidade e riscos ambientais, são ferramentas para uma emergente transformação: a transformação ambiental. Esta, como outras transformações, encontra resistência nos mais diversos setores sociais, porém como está relacionada à manutenção da vida de todos os indivíduos, vem encontrando, rapidamente, diversos adeptos e a aprovação da opinião pública.

Por ameaçar diretamente a vida no planeta, afetar o equilíbrio da biodiversidade, e a exploração de recursos renováveis, a alteração global do clima, nas últimas décadas, é um dos problemas que tem despertado atenção cada vez maior por parte da comunidade científica, dos governantes e de toda a população.

Em função dos riscos acarretados pelas mudanças climáticas, acordos mundiais de proteção ao clima foram adotados, principalmente, a partir da década de 1980. Os principais marcos dessas ações internacionais foram: a fundação do Painel Intergovernamental de Mudanças do Clima (IPCC), a aprovação da Convenção-Quadro das Nações Unidas e a criação do Protocolo de Kyoto.

Para a avaliação de risco ambiental há quatro etapas inter-relacionadas, a saber:

1. identificação do perigo;
2. avaliação dose-resposta;
3. avaliação da exposição;
4. caracterização do risco.

Essas etapas deverão estar presentes de forma integrada no processo analítico de um estudo de avaliação de risco sócio-ambiental como parte da metodologia. Essa metodologia pode ser aplicada a situações de risco atual, passado ou futuro. A experiência na avaliação de risco vem sendo aplicada a situações em que a contaminação química por produtos perigosos é a principal agente e está

associada à saúde humana e ao meio ambiente. A aplicação dos conceitos de risco é abordada neste livro, que menciona riscos ambientais urbanos e ambientais empresariais, riscos em aparelhos eletrônicos, transporte de produtos perigosos e biomarcadores.

O estudo de risco quase sempre está relacionado à questão de sua percepção, pois esta determina em muitos momentos a maneira de agir e, portanto, influencia a aplicação de novas tecnologias. O reconhecimento de algo como perigoso é influenciado pelo contexto sócio-histórico e pela percepção individual.

A gestão de riscos está ligada a uma metodologia de análise da avaliação do risco, voltada para estimar a probabilidade de ocorrência e o impacto, estudando medidas para evitar, reduzir, assumir ou transferir os riscos.

A questão ambiental é ampla e complexa, mas aos poucos tem sido colocada em pauta nos mais diversos setores sociais e, dessa maneira, a humanidade caminha em direção ao desenvolvimento ambiental. Um mecanismo adotado para alcançar esse desenvolvimento é a tentativa de subdividir o tema em diversos aspectos, tais como: gestão ambiental, riscos, políticas e práticas ambientais, sustentabilidade e preservação. Lembrando sempre que todas essas subdivisões interagem entre si. A abordagem de risco é mais uma nota que visa auxiliar a composição dessa complexa sinfonia.

Este livro foi idealizado e realizado dentro da disciplina de pós-graduação Análise de Sistemas de Gestão Ambiental – TNM 5790 – do Programa de Pós-Graduação do Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares da Universidade de São Paulo. Mérito dos autores, o livro foi organizado pelos docentes Afonso Aquino e Josimar Almeida, com o auxílio do professor Francisco Paletta, que, por não ser titular da disciplina, atuou como *ombudsman*.

Os organizadores
Afonso Rodrigues de Aquino
Francisco Carlos Paletta
Josimar Ribeiro de Almeida

Sobre os organizadores

Afonso Rodrigues de Aquino

Formação acadêmica

- **Bacharel em Química:** Instituto de Química – UFRJ
- **Mestre em Ciências – Tecnologia Nuclear:** Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares – USP
- **Doutor em Ciências – Química:** Instituto de Química – USP
- **Pós-Doutorado – Complexos de Urânio:** Instituto de Química – USP
- **Especialização – Teoria e Prática da Divulgação Científica:** Escola de Comunicações e Artes – USP

Atuação profissional

- Pesquisador do Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares – IPEN. Atua nas áreas de tecnologia nuclear, comunicação, gestão ambiental e ensino;
- Perito e auditor ambiental;
- Autor de livros e capítulos de livros em diferentes áreas;
- Autor de inúmeros trabalhos publicados nas áreas científica e jornalística;
- Coordena cursos e ministra disciplinas de pós-graduação *stricto sensu* e *lato sensu* na área ambiental;
- Inúmeras orientações de tese e dissertação concluídas.

Francisco Carlos Paletta

Formação acadêmica

- **Bacharel em Engenharia Elétrica:** Faculdade de Engenharia Industrial – FEI
- **Mestre em Gestão da Informação e Documentação:** Université Paul Valéry Montpellier III
- **Doutor em Ciências:** Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares – IPEN/USP
- **Pós-Doutorado – Gestão da Tecnologia da Informação:** Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares – IPEN
- **MBA Marketing:** Faculdade de Economia e Administração – FEA/USP
- **Especialização – Máster en Domótica y Hogar Digital:** Universidad Politécnica de Madrid

Atuação profissional

- Professor e pesquisador da Universidade de São Paulo – USP, Escola de Comunicações e Artes – ECA, Departamento de Informação e Cultura;
- Presidente da Comissão de Cultura e Extensão Universitária da Escola de Comunicações e Artes ECA/USP;
- Atua nas áreas de ciência da informação; administração, geração e uso da informação; gestão de dispositivos e tecnologia da informação; inovação tecnológica; meio ambiente e sustentabilidade;
- Autor de livros e capítulos de livros em áreas interdisciplinares;
- Inúmeros trabalhos publicados na área científica;
- Organizador do Congresso Internacional em Tecnologia e Organização da Informação;
- Líder do grupo de pesquisa CNPq “Observatório do Mercado de Trabalho em Informação e Documentação”;
- Na área de ensino ministra as disciplinas: Estudos de Usuário da Informação; Tecnologia da Informação em Biblioteca Digital; Informação, Ciência e Tecnologia.

Josimar Ribeiro de Almeida

Formação acadêmica

- Bacharel em Ciências Físicas, Químicas e Biológicas – UFRJ
- Mestre em Ciências Biológicas – UFRJ
- Doutor em Ciências Biológicas – UFPr
- Pós-Doutor em Saúde Ambiental – FIOCRUZ
- Pós-Doutor em Engenharia Ambiental – UFRJ

Atuação profissional

- Professor orientador dos programas de pós-graduação em Tecnologia Química (UFRJ) e em Engenharia Ambiental (UFRJ);
- Professor associado do programa de pós-graduação em Tecnologia Nuclear (IPEN/USP);
- Autor de livros e capítulos de livros em diferentes áreas;
- Inúmeros trabalhos publicados nas áreas científica e jornalística;
- Coordena cursos e ministra disciplinas de pós-graduação *stricto sensu* e *lato sensu* na área ambiental;
- Inúmeras orientações de tese e dissertação concluídas;
- Membro (perito) do Comitê Científico do Observatório Urbano (ONU-UERJ);
- Membro (consultor) da Cátedra de Desenvolvimento Durável (UNESCO-UFRJ);
- Prêmios: Abifarma, Faperj, Pnuma.

Conteúdo

Introdução	13
1.1 Definições.....	15
Percepção de risco	19
2.1 Avaliação e gerenciamento de risco	21
Riscos ambientais urbanos	25
Riscos ambientais empresariais	33
4.1 Programa de prevenção de acidentes (PPRA)	33
Gerenciamento de risco para equipamentos eletroeletrônicos e eletromédicos.....	39
5.1 Projeto e desenvolvimento de um equipamento eletrônico.....	42
5.2 Vida útil dos equipamentos eletrônicos.....	44
5.3 Recolhimento dos produtos distribuídos (redução do risco de dano ambiental)	44
5.4 A importância do gerenciamento de riscos.....	47
Transporte de produtos perigosos	53
6.1 Legislação vigente	53
6.2 Breve histórico do SASSMAQ	57
6.3 Validade das avaliações	59
6.4 Atividades de transporte de produtos controlados.....	60
6.5 Fundamentação da legislação ambiental	62

Gerenciamento de risco em poluição	65
7.1 Gerenciamento de risco em poluição das águas	66
7.2 Gerenciamento de risco em poluição do ar	67
7.3 Gerenciamento de risco de poluição do solo	67
7.4 Análise preliminar de perigo.....	68
7.5 Norma técnica P4.261	70
Biomarcadores e o processo de avaliação de risco ambiental.....	73
8.1 Indicadores biológicos (ou biomarcadores)	78
8.2 Tipos de biomarcadores e funções.....	79
8.3 Seleção de biomarcadores.....	80
8.4 Avaliação do perfil de exposição ambiental	80
8.5 Perfil da exposição para a saúde humana	83
Avaliação de risco ambiental de ecossistemas aquáticos	99
9.1 Avaliação de impacto ambiental em ecossistemas aquáticos.....	100
9.2 Monitoramento biológico na avaliação de riscos ecológicos.....	103
Análise de riscos ambientais no derramamento de petróleo.....	105
10.1 Legislação e convenções	107
10.2 Modelagem hidrodinâmica em derramamentos de petróleo	108
10.3 Mapas de sensibilidade ambiental.....	109
Referências	113
Anexo I	133
Classificação.....	133
Identificação do tipo do produto (painel de segurança).....	133
Quadro 1 – Significado do 1º algarismo.....	133
Quadro 2 – Significado do 2º e do 3º algarismos.....	134

Introdução

Não seria exagero dizer que os riscos sempre estiveram presentes na história da humanidade e de todas as sociedades. Sua concepção atual o define como uma chance de perda ou dano, e pode-se dizer que o risco está presente de certa forma em qualquer tomada de decisão. Curiosamente, apesar do esforço empregado pelas sociedades em reduzir riscos e tornar a vida mais segura e saudável, o público considera o mundo um lugar cada vez mais perigoso ^[1].

A definição de risco muda muito conforme surgem novos conceitos e novas técnicas. Em especial com o desenvolvimento da matemática foi possível extrair o conceito de probabilidade, permitindo um estudo objetivo do risco. Porém, ainda hoje sua definição é controversa e efêmera, em parte devido às muitas pesquisas que vêm sendo publicadas ^[1,2,3].

Os primeiros estudos de risco começaram com teorias de jogos (embora alguns afirmem que no Talmud, entre 200 e 500 d.C está a mais antiga tomada de decisão através da análise de risco), e a partir daí se estenderam para aplicações econômicas, qualidade de vida e avanços tecnológicos. Para os gregos, raciocinar sobre os jogos e jogá-los de fato eram atividades separadas. Na renascença, a liberdade de pensamento associada à facilidade de cálculos com algarismos indo-árabicos trouxeram novas perspectivas, e em 1654 Blaise Pascal, juntamente com o matemático Pierre Fermat resolveram um problema de dividir as apostas de um jogo não-terminado entre dois jogadores, proposto por Chevalier de Mére. No mesmo ano, Pascal publicou “Lógica ou Arte de Pensar”, afirmando que “o medo do dano deveria ser proporcional não apenas à gravidade do dano, mas também à probabilidade do evento” ^[4].

De Pascal até 1760, desenvolveu-se a distribuição normal (De Moivre) e tomou-se consciência dos métodos através dos quais as pessoas tomam decisões. Nesse ponto, a utilidade subjetiva era colocada por Daniel Bernouilli. Até mesmo

em 1952, o conceito sofreu profundas alterações, com a sugestão de diversificação de apostas, colocada por Markovitz ^[4].

Nas últimas décadas, o assunto tomou maior importância para governos, diante da possibilidade de gerenciar os riscos aos quais a população está submetida ou pode vir a se submeter. O aumento da pressão por parte de indivíduos e organizações para que algumas decisões sejam exaustivamente trabalhadas, como a atual questão ambiental, a implantação de usinas nucleares, a disposição de rejeito nuclear e o uso de biomarcadores levaram a inclusão do gerenciamento de risco nas agendas das lideranças políticas. Porém, frequentemente especialistas e público discordam sobre a prioridade de riscos: por exemplo, apesar de a questão da qualidade do ar ser responsável por muito mais óbitos por ano, a questão da energia nuclear, por exemplo, é tomada com maior interesse pelo público [1].

A crescente pressão pública tornou claro que a percepção de risco não pode ater-se apenas às características do risco, mas também ao modo no qual as pessoas percebiam o risco. Sabe-se que a percepção de risco é elemento fundamental não só para o gerenciamento de risco, mas está incluída na sua atual definição. De acordo com Michael Power (2004) risco é “cognitivo, um traço de personalidade ou comportamento”. Para Paul Slovic (1999) existem “múltiplos conceitos de risco”. Certamente, o risco é subjetivo, porém tratá-lo apenas dessa maneira deixa pouco espaço para estudos científicos. Cabe aos especialistas fazer observações empíricas e objetivas acerca os riscos, mas sempre observando limites impostos por essa subjetividade inerente.

Nenhum modelo de risco é completo, e todos possuem características que os ligam ou separam. Modelos denominados “racional”, por exemplo, costumam considerar as escolhas lógicas como observação da relação custo-benefício da situação ou fazer um estudo da posição tomada diante do risco em comparação ao conhecimento deste risco. Já outros modelos mais voltados às ciências sociais observam as formações de grupos e suas posições diante as diferentes situações de risco.

Algumas das variáveis que constroem o risco podem ser citadas, se observarmos o modo com o qual o público julga um risco. As principais, conforme artigo publicado pelo HSL ^[2] são:

- Controle percebido: Como o público vê o controle pelas instituições responsáveis sobre determinado risco? Existem aqui ligações claras com a confiança na instituição e se o indivíduo se expõe voluntariamente a esse risco ou não. Weyman e Kelly vêem exageros na exigência de controle por parte de indivíduos como um modo de moderar seus níveis de ansiedade.
- Tempo psicológico: Estudos colocados por Weyman e Kelly apontam a existência de um viés no entendimento de risco: indivíduos tendem a exagerar riscos cujas consequências estão mais distantes.

- Familiaridade: Trata das experiências pessoais do risco, conhecimento sobre o risco e percepção de controle. Novamente, Weyman e Kelly apontam que riscos incomuns são superestimados e riscos desconhecidos são reduzidos.
- Confiança: A confiança em diferentes instituições tem sido colocada constantemente como variável central na percepção de risco. É notável sua assimetria; enquanto é demorado e delicado o processo para adquiri-la, pode-se perdê-la em um único evento. Renn e Levine (no trabalho publicado pelo HSL [2]) colocam como fatores que compõem a confiança a competência, a objetividade, a imparcialidade, consistência e percepção de boa vontade. A confiança nas fontes de informação e mídia também desempenha um fator importante.
- Enquadramento de risco: Diante da representação de mundo que as pessoas criam mentalmente, surge uma tendência de simplificar alguns assuntos complexos para obter uma conclusão, quando não existem informações suficientes acerca o assunto.
- Representações numéricas: Compõem os modos com os quais as pessoas tendem a julgar informações numéricas e estatísticas. Alguns dados possuem notavelmente peso maior para o público, como o número de fatalidades.

Desse modo, o entendimento da percepção pública de risco é peça chave no estudo e gerenciamento de riscos. O conceito de risco deve ser definido a partir de características do risco em si, e da concepção subjetiva do risco.

1.1 Definições

Um conceito moderno de risco é a caracterização do risco entre os modelos REALISTA e CONSTRUTIVISTA ^[2]. Num modelo realista, o risco é construído pelos elementos que compõem o risco em si, sendo independente do observador ou daqueles que estão sujeitos ao risco. Assim, se avaliarmos quais os riscos de uma usina nuclear em determinada região, por exemplo, estaremos fazendo investigações empíricas, científicas e objetivas do risco onde um possível modo de quantificar os riscos seria coletar algum dos seguintes dados ^[1]:

- Mortes por milhões de pessoas na população;
- Mortes por milhões de pessoas a x milhas da fonte de exposição;
- Mortes por instalações;
- Mortes por tonelada de ar tóxico liberado;
- Mortes por toneladas de ar tóxico absorvido pelas pessoas;
- Perda de expectativa de vida devido à exposição; e
- Outros.

Qual destes é melhor representativo para definir o risco? De acordo com Paul Slovic ^[1], o risco é um conceito criado por seres humanos para lidar com perigos.

Portanto, dado que cada um possui sua própria construção de mundo e realidade, os perigos e riscos devem ser diferentes para cada um.

A evidência da subjetividade na caracterização do risco é maior em outro exemplo, colocado por Wilson e Crouch ^[5]: Na determinação do risco de uma mina de carvão, o número de mortes por tonelada de carvão retirado em determinado período diminuiu, mas o número de mortes por trabalhador empregado aumentou. Para um sindicato de trabalhadores, o risco pode ter aumentado, enquanto que para os governantes (que consideram a necessidade de combustível), ele diminuiu.

A dificuldade de integrar uma investigação empírica com variáveis culturais e subjetivas ainda não possui solução satisfatória, mas é fundamental entender seu processo para o entendimento do risco. Cada análise de risco é um modelo, uma aproximação que pode ser localizada através de um *continuum* que se estende de realista a construtivista. Seguindo ainda as tradições das ciências sociais, os modelos também são apresentados entre aqueles que estudam os indivíduos e os que estudam os grupos sociais, dando origem a um plano no qual os modelos podem ser localizados (Figura 1.1).

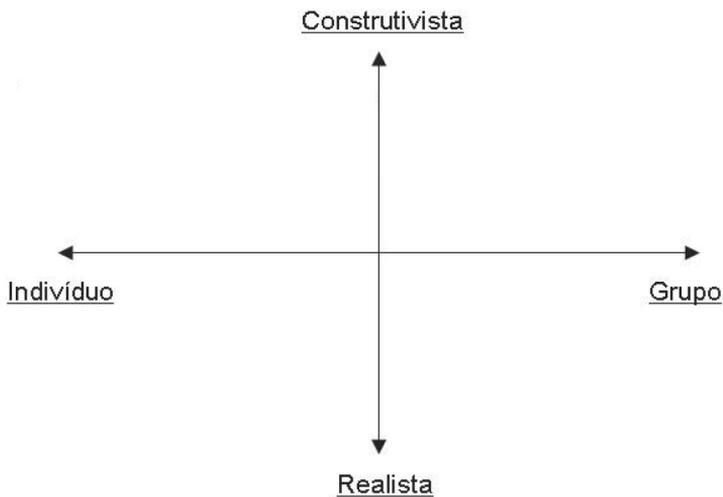


Figura 1.1 Perspectivas em risco (HSL, 2005).

Alguns dos principais casos onde o estudo exige a aplicação dos conceitos de risco serão abordados nesse livro, como riscos ambientais urbanos, riscos ambientais empresariais, riscos em aparelhos eletrônicos, transporte de produtos perigosos e biomarcadores. Segue abaixo, uma breve definição de alguns desses casos.

A noção de riscos ambientais desenvolveu-se a partir do estudo do uso de recursos naturais. Precisamente, diante da visão dos recursos a partir da renda

marginal (ou seja, o lucro que determinado recurso pode gerar de modo a compensar o investimento aplicado), que foi complementada com a inserção do fator de sustentabilidade, onde se considera a capacidade de suporte e renovação ^[6]. As análises atuais têm então o desafio de atuar com previsões e cenários desenvolvidos para esse fim.

Os riscos urbanos devem tratar das consequências da ocupação de determinada área, estabelecendo uma ocupação urbana. Entende-se por ocupação urbana ou urbanização a apropriação de um espaço rural que é modificado pelo desenvolvimento civilizatório e tecnológico. Frequentemente, nesse processo devem estar presentes a disposição de infraestrutura como esgoto, água, gás e eletricidade, além de serviços como escolas, transportes de massas, hospitais, praças, etc. Os riscos que surgem nesse caso estão constantemente associados à ocupação desordenada, envolvendo a contaminação ou impermeabilização do solo, aumento da temperatura global devido a queima de combustíveis e a instabilidade de encostas, entre outros.

Os biomarcadores são indicadores de uma determinada condição biológica. Em medicina, biomarcadores são usados para avaliar a presença de determinada proteína no sangue, cuja concentração pode indicar uma doença. Pode ser ainda qualquer substância utilizada para indicar uma condição bioquímica. São utilizados, portanto para investigar uma doença ou os progressos de um tratamento. Especificamente, marcadores biológicos podem ser utilizados para estimar o risco de um indivíduo desenvolver câncer.

Percepção de risco

Todo ser humano, durante sua vida, convive com o risco, e utiliza a avaliação e o gerenciamento deste, pois todos nós convivemos com perigos, sejam eles reais ou percebidos ^[10].

O estudo de risco quase sempre está relacionado à questão de sua percepção, pois esta determina em muitos momentos a maneira de agir e, portanto influenciando na aplicação de novas tecnologias. O reconhecimento de algo como perigoso é influenciado pelo contexto sócio histórico e pela percepção individual.

A compreensão da percepção de risco tem recebido contribuições importantes de diversos setores do conhecimento, como da geografia, da sociologia, da ciência política, da antropologia e da psicologia. As pesquisas geográficas contribuíram com o estudo do comportamento humano frente aos riscos naturais, e os estudos antropológicos e sociológicos têm mostrado a influência de fatores sociais e culturais na percepção e aceitação do risco, enquanto que as pesquisas da psicologia se originaram em estudos empíricos dos processos de decisão ^[11].

A teoria homeostática do risco, afirma que as pessoas concordam com certo nível de risco proporcionado por uma atividade em troca do benefício que esperam receber ^[12].

Assim, podemos compreender que mesmo com muitos acidentes ocorrendo na aviação, por exemplo, a maioria das pessoas, aceita o risco e escolhe o meio de transporte aéreo, pois o benefício, relacionado ao conforto e a rapidez da viagem é comparado com a probabilidade do risco de um acidente, resultando em um nível de risco subjetivamente mais baixo, assim as pessoas se engajam em ações que podem aumentar sua exposição. Ou seja, um julgamento subjetivo e uma análise comparativa com os benefícios são realizados, para o processo de aceitabilidade do risco [13].

O risco percebido e o risco aceito são, portanto, comparados de maneira subjetiva, com a finalidade de direcionar a ação a ser tomada, essa avaliação é feita por todas as pessoas, em diversas situações, não está vinculada apenas a profissionais ou pesquisadores nos ambientes empresariais ou acadêmicos.

A percepção de risco ronda a vida de todos os seres humanos, em todas as suas atividades diárias, influenciando seus comportamentos e atitudes. Até mesmo a dona de casa, realiza uma análise de risco baseada em suas percepções, que são formadas por suas vivências e de outros, como seus familiares, amigos, e a comunidade.

Existe, portanto, uma ligação entre o passado, o presente e o futuro, criando um círculo fechado na análise de risco, influenciando historicamente a quantidade de risco que as pessoas querem aceitar ^[12].

Historicamente, o desenvolvimento de novas tecnologias, está ligado a acidentes e falhas que causaram impactos na sua aceitação. É sabido que muitos pesquisadores, engenheiros e trabalhadores sofreram acidentes durante seus trabalhos com novas descobertas, porém é preciso ressaltar também que tais falhas trouxeram novos estudos que aperfeiçoaram as pesquisas, principalmente no que se refere às questões de segurança, em diversos setores do conhecimento ^[14].

As experiências de tentativa e erro são comuns na ciência, muitas vezes ouvimos dizer que se descobriu algo importante após uma falha ou um acidente. Porém algumas áreas da ciência não podem utilizar tal metodologia, visto que um erro poderia ser fatal, um bom exemplo é a tecnologia nuclear, devido ao dano que pode ser causado a sociedade em caso de falha. Portanto a ciência pode se valer da tentativa e erro, mas a cautela é exigida em diversos setores.

Algumas destas histórias ficaram marcadas na memória da população, um bom exemplo disto foi o acidente na usina nuclear de Chernobyl, em abril de 1986, quando a explosão do reator quatro gerou uma nuvem radioativa que contaminou parte da Europa, este foi considerado o pior acidente da história nuclear mundial, paralisando muitos projetos que estavam em andamento, e cancelando outros.

Porém a partir deste evento, muitas pesquisas foram realizadas sobre os riscos associados à energia nuclear, tais publicações afetaram diretamente a percepção pública, em muitos países manifestações da população contra o desenvolvimento do setor e o uso da energia atômica para qualquer finalidade, foram realizadas.

Outro exemplo é o caso da comercialização de alimentos transgênicos, surgido no início dos anos 80, com muita polêmica. Enquanto uns afirmam que a nova tecnologia vai baratear o produto, aumentar a produtividade e reduzir o uso de agrotóxicos, outros afirmam que a falta de conhecimento sobre os efeitos na saúde do homem e de seu impacto no ambiente podem ser perigosos. Neste caso, também foram realizadas manifestações públicas em vários países contra seu desenvolvimento.

Assim, averiguamos o que Sjöberg ^[15] aponta para a percepção de riscos, composta por valores e padrões existentes na estrutura cognitiva do indivíduo, baseada principalmente na visão social no que se refere às questões da globalização e influenciando diretamente da cultura. A aceitação ou não de riscos tem forte influência de fatores culturais e sociais.

Estudos realizados por Slovic mostram que a percepção de risco é quantificável e previsível, além de variarem consideravelmente entre a população leiga e especialista ^[16].

Outro importante ponto apresentado nas pesquisas de Slovic indica que os riscos podem tornar-se aceitáveis pelo público. A aceitabilidade está diretamente ligada à percepção dos benefícios recebidos, em função do risco. Ou seja, o risco pode ser aceito, desde que seja reconhecido um benefício, que para aquela população é considerado importante. Porém o risco percebido pode depender muito da maneira como a informação é apresentada, por isso, deve-se ter o cuidado necessário na comunicação e apresentação da informação que levará a aceitabilidade do risco. Portanto, redução de risco pode envolver redução de benefícios, o que traz dilemas a sociedade.

Com relação ao crescente desenvolvimento de novas tecnologias, vemos que os responsáveis pela tomada de decisão, são obrigados a equilibrar riscos e benefícios, com isso tem transformado a análise de risco-benefício, em análise custo-benefício, surgindo uma nova metodologia para a tomada de riscos sociais ^[17].

Em vista disto, a percepção pública deve ser um fator a ser observado no processo de avaliação de risco, visto que a capacidade de perceber os riscos é importante na prevenção de fatos indesejados e na análise de risco. O estudo de risco deve compreender tanto os aspectos da aceitabilidade do risco como os aspectos da avaliação dos riscos.

2.1 Avaliação e gerenciamento de risco

Os resultados de estudos sobre percepção de risco têm auxiliado na explicação e previsões e algumas vezes oposição à aceitação de novas tecnologias. Desta maneira, a avaliação, gerenciamento de risco e comunicação, são disciplinas que se fazem mais do que necessárias quando se pensa em pesquisa e desenvolvimento de novas tecnologias ^[11].

Com isso, as áreas de Gerenciamento de Riscos e Análise de Riscos, se ocupam em avaliar o impacto da introdução das novas tecnologias na sociedade.

Estes estudos rondam diversas áreas da ciência, como: ciência econômica, que trata de quantificar os riscos; epidemiologia, conceitualização do termo risco; engenharia, método quantitativo e gerenciamento do risco; e ciências sociais, percepção de riscos ^[18].

O desenvolvimento conceitual da análise de risco surgiu nos Estados Unidos e nos países industrialmente desenvolvidos, com o surgimento das usinas nucleares e juntamente com a preocupação sobre a segurança destas instalações e com a criação de agências de proteção à saúde e ao meio ambiente, como *Environmental Protection Agency* (EPA), *Occupational Safety and Health Administration* (OSHA), *National Institute of Occupation Safety and Health* (NIOSH), e outras agências governamentais nos países desenvolvidos, que foram criadas em resposta ao protesto público após a publicação, em 1962, do livro *A Primavera Silenciosa*, de Rachel Carson's, que explana sobre o uso indiscriminado de agrotóxicos e o aumento da poluição industrial ^[10].

Durante o século 20, surgiram nas sociedades industriais muitos programas governamentais para avaliar e gerenciar riscos, com isso muitas melhorias foram realizadas em saúde e segurança, mesmo assim, as pessoas ainda se vêem mais vulneráveis aos perigos da tecnologia ^[19].

A área do conhecimento hoje conhecida como avaliação do risco foi criada para identificar, caracterizar e quantificar os riscos. Fez-se necessária devido aos avanços das áreas químicas e nucleares, justamente pelo potencial destas disciplinas em causar danos sérios ao ambiente.

A análise de risco é um processo de avaliação das probabilidades de ocorrência de eventos e impactos. Diversas teorias apontam fases a serem executadas neste processo, e todas avaliam os impactos, as probabilidades de ocorrência e os riscos envolvidos, apontando as ameaças concretas, as formas de controle e sua vulnerabilidade.

Para que o processo de análise de risco ocorra, alguns elementos são essenciais, independente da ordem com que ocorrem: primeiro, deve-se identificar o agente causador do risco; segundo, quantificar a intensidade do perigo e relacionar os efeitos; terceiro, analisar o tipo de risco e a população exposta, além do tempo de exposição; e por fim, caracterizar o risco ^[10].

Com isso percebemos, o quão complexo é a análise de risco, algumas de suas fases exigem conceituações que podem ser emitidas por juízo de valor, pois como vimos à percepção individual influencia a valorização dada a um perigo específico. Por isso o treinamento é de grande importância para a realização deste processo, um profissional para analisar os riscos deve levar em consideração sua subjetividade, para que não influencie diretamente nos resultados.

A análise de risco moderna deve levar em conta as mudanças da sociedade industrial, além de considerar as diferenças nos países não desenvolvidos, no que se refere ao não controle de doenças da sociedade pré-industrial, ao crescimento rápido da população e ao desenvolvimento industrial acelerado e desregulamentado.

2.1.1 Gerenciamento de risco

A gestão de riscos está ligada a uma metodologia de análise da avaliação do risco, voltada para estimar a probabilidade de ocorrência e o impacto, estudando medidas para evitar, reduzir, assumir ou transferir os riscos.

Atualmente a gestão de risco é utilizada em diversos setores, como riscos financeiros, riscos organizacionais, riscos ambientais, entre tantos outros.

A aplicação do risco a uma determinada situação, e o gerenciamento do risco, tradicionalmente são utilizados nas áreas da saúde, negócios e ciências ambientais.

Uma das mais antigas estratégias para lidar com riscos são os seguros, que eram realizados para proteger navios e cargas. Hoje são utilizados para lidar com diversos fenômenos adversos, vão desde o seguro saúde ao seguro hipotecário.

Para a quantificação do risco e desenvolvimento do processo de análise e gestão, alguns elementos são importantes, primeiramente deve-se identificar o agente de perigo, ou o risco em si; definir a quantidade de risco, e quantificar sua dose ou efeito; situar os danos, referente ao tempo e ao espaço de exposição; e por fim, caracterizar o risco ^[10].

Este é um processo complexo, e cada área do conhecimento tem um desenvolvimento próprio, de acordo com suas características e especificidades.

Com isso é possível, avaliar o risco em sua magnitude de danos possíveis, para então analisá-lo e desenvolver técnicas para a redução do mesmo. Os sistemas de gestão do risco são desenvolvidos e aplicados em empresas, laboratórios, universidades, instituições, e no dia-a-dia das pessoas.

Todos os riscos são pesquisados e estudados por suas áreas, criam-se sistemas de análise e gestão de riscos em cada especialidade, para melhor desempenho e progresso nas pesquisas e desenvolvimento de novos processos e produtos mais seguros e eficazes.

Um campo específico da gestão do risco foi desenvolvido com base no senso comum, auxiliando na melhoria da qualidade de vida das sociedades contemporâneas e na gestão da qualidade empresarial ^[10].

A gestão dos riscos modernos deve levar em conta, como ressalta Molak ^[10], as características da nova sociedade:

- A alteração da natureza dos riscos de doenças infecciosas para doenças degenerativas;
- Riscos de novos acidentes, com, usinas nucleares, rejeitos radioativos, pesticidas, derramamento de óleo, fábricas de produtos químicos, destruição da camada de ozônio, geração de chuva ácida e o aquecimento global;
- Maior capacidade dos cientistas em mensurar a contaminação.
- Aumento de procedimentos formais de análise de risco capazes de prever um risco.

- Auxílio maior por parte dos governos nos sistemas de avaliação e gestão de riscos.
- Maior participação de grupos de comunicação de risco para prestar informação à sociedade.
- Aumento na preocupação do cidadão e procura de proteção.

Portanto o gerenciamento de risco deve ser composto de uma análise de risco, para avaliação, da tomada de decisão e por fim da comunicação do risco ao público.

2.1.2 Análise de risco

Outro fator de grande relevância é a comunicação de riscos a sociedade. Muitos achados científicos só podem ser colocados em prática, devido a sua periculosidade, com a anuência pública. A história nos mostra que manifestações da sociedade contra a implantação de novos projetos tecnológicos, colocaram por terra, muitas inovações. Após o acidente com a usina nuclear de Chernobyl, manifestações públicas pararam muitos projetos nucleares em diversos países, alguns continuam com o programa nuclear estagnado até os dias atuais.

Um programa de comunicação pública deve ser realizado com o intuito de levar à sociedade informações verdadeiras a respeito dos riscos reais e benefícios de dada situação. Além de permitir a população colocar suas opiniões, dúvidas e receios, a unilateralidade da informação (especialista para leigo) deve ser superada para uma comunicação completa, este deve ser um processo interativo de troca de informações.

Divergências entre leigos e especialistas é comum quando se trata de risco, com isso a comunicação de risco foi colocada na gestão ambiental, para solucionar tais impasses ^[20].

Riscos ambientais urbanos

Os riscos ambientais urbanos são provenientes do uso e ocupação do solo urbano. Ocorrem devido à ocupação desordenada, contaminação química e/ou orgânica provenientes das instalações industriais, comerciais e domiciliares. As responsabilidades na proteção ao meio ambiente estão divididas entre os órgãos federais, estaduais e municipais. O ordenamento do uso e ocupação do solo urbano é uma responsabilidade municipal. Cabe ao Município organizar o mapeamento dos riscos urbanos, conhecer suas localizações, seus impactos e o planejamento das medidas de mitigação e controle. Os riscos decorrentes do uso e da ocupação do solo englobam a instabilidade das encostas, provocada pela ocupação desordenada; enchentes provocadas pela impermeabilização do solo; a contaminação química provocada pelas indústrias por falta de responsabilidade, conscientização e legislação adequada; a contaminação química domiciliar por falta de conscientização; a contaminação orgânica, por falta de saneamento básico, coleta adequada e tratamento de lixo; o aumento da temperatura global, provocado pela queima de combustíveis fósseis, impermeabilização do solo e pelo uso dos materiais de construção em grandes obras ^[21].

A correta resolução dos problemas exige recursos científicos, entretanto, para o controle ambiental são também necessárias decisões políticas que envolvem a população. Cada situação deve ser analisada e adaptada às condições físicas, sociais, políticas e econômicas existentes ^[22].

O planejamento das cidades baseado em considerações econômicas e setoriais deve ser realizado de forma abrangente, voltado para a avaliação dos impactos ambientais que interferem na saúde e na qualidade de vida dos habitantes ^[23].

Rachel Carson, através do livro “Primavera Silenciosa”, publicado em 1962, alertou sobre as consequências provocadas pelo desenvolvimento que não leva em consideração os impactos ambientais que pode causar.

Em 1987, a Comissão Mundial sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento – CMMAD, da Assembléia Geral das Nações Unidas, apresentou o conceito de desenvolvimento sustentável, definindo que o atendimento às necessidades do presente deve ser realizado sem comprometer as necessidades das gerações futuras ^[24].

A Conferência das Nações Unidas para o Meio Ambiente e Desenvolvimento – CNUMAD, em 1992, no Rio de Janeiro, apresentou a Declaração do Rio de Janeiro sobre Meio Ambiente e o Desenvolvimento, a Convenção sobre Mudanças Climáticas, a Convenção da Biodiversidade e a Agenda 21.

A Declaração do Rio de Janeiro endossou o conceito de desenvolvimento sustentável, lançado em 1987 enquanto que, a Agenda 21 lançou um padrão de desenvolvimento que concilia proteção ambiental e eficiência econômica, com justiça social.

A ineficiente locação dos edifícios, concentração ou dispersão dos seus habitantes e movimentos, contaminação do ar, impermeabilização do solo, incapacidade do poder público em atender as necessidades da população, causam alterações da temperatura ambiente ^[23].

A temperatura é o elemento que define o clima, variando ao longo do dia, conforme a altura do Sol, a altitude, a latitude, a estação do ano, a umidade e os ventos. A umidade aumenta pela evaporação da água dos lagos, rios e pela transpiração das plantas. A transição da água do estado líquido para o estado de vapor, e vice-versa, ocorre através da troca de calor, absorvendo ou cedendo energia ao meio ambiente e agindo como um regulador térmico. A quantidade de água dos mananciais superficiais ou subterrâneos depende da intensidade das chuvas e do coeficiente de escoamento superficial que varia com a permeabilidade do solo ^[25].

A quantidade de água dos mananciais, sendo limitada pela alimentação do sistema aquífero, apresenta queda progressiva do perfil freático, provocada pelo uso excessivo ^[22].

Em terrenos com grande cobertura vegetal a permeabilidade chega a atingir somente 20% ^[25].

A contribuição da vegetação no ciclo hidrológico se dá através da evaporação de 97 a 99% da água absorvida. Para cada 1 quilo de material seco produzido pela maioria das plantas são devolvidos ao ambiente, pela transpiração, 500 quilos de água ^[22].

No sistema urbano de abastecimento da água, após o uso, a água retorna aos rios e lagos não recebendo tratamento que lhe devolva a mesma qualidade da água bombeada inicialmente, degradando assim os ecossistemas aquáticos, causando desastres ecológicos, perturbações estéticas e danos à saúde ^[22].

A quantidade de calor descarregada nas águas, pelas ações antrópicas, representa uma fração mínima da energia solar que incide na superfície terrestre. Contudo, o calor descarregado concentrado, é suficiente para provocar a mor-

tandade da fauna e flora marinhas devido às alterações de propriedades físicas da água como a diminuição do teor de oxigênio dissolvido. O aumento da temperatura da água causa diminuição da densidade (camadas de água aquecida localizam-se acima das camadas de água fria), diminuição da viscosidade (águas quentes fluem mais rapidamente do que as frias), aumento da pressão de vapor (maior evaporação) ^[22].

Segundo a Resolução Conama n.º 357, de 17 de março de 2005, parágrafo 4º, a temperatura dos efluentes, lançados nos rios e lagos, deve ser inferior a 40°C, sendo que a temperatura do corpo receptor não deve exceder 3°C na zona da mistura.

A atmosfera é formada pela troposfera (camada estabelecida do nível do solo até 10 e 15 km de altura), estratosfera (localizada acima da troposfera até 50 km de altura, onde está a camada de ozônio), mesosfera (camada situada entre 50 e 80 km de altura) e termosfera ou ionosfera (camada acima da mesosfera até 190 km). A composição do ar contida na troposfera é: 78% de nitrogênio, 20,95% de oxigênio, 0,93% de argônio, 0,03% de dióxido de carbono e outros componentes em quantidades menores ^[26].

As atividades antrópicas têm contribuído para a poluição do ar através do lançamento na troposfera de substâncias que interferem na saúde, segurança e bem estar do homem. O ar urbano apresenta como principais poluentes: monóxido de carbono, dióxido de carbono, óxidos de enxofre, óxidos de nitrogênio, hidrocarbonetos, oxidantes fotoquímicos, gás fluorídrico, amônia, gás sulfídrico, pesticidas, herbicidas, substâncias radioativas, material particulado, amianto e metais. O dióxido de carbono ou gás carbônico, o metano e os clorofluorcarbonados, gases ricos em carbono lançados pelas atividades do homem na troposfera, são os responsáveis pelo efeito estufa ^[26].

Este efeito surge devido à energia luminosa do Sol ser composta por ondas curtas que ultrapassam com facilidade a camada de dióxido de carbono existente na atmosfera, enquanto que, as ondas mais longas, como a da radiação infravermelha, de energia calorífica, são absorvidas pelo dióxido de carbono, aumentando a temperatura da Terra ^[22].

Este aumento da temperatura do planeta será crescente com o aumento do afastamento da linha equatorial, atingindo o ponto máximo da elevação das temperaturas nos pólos, causando degelo das calotas polares, aumento dos volumes dos oceanos e inundações ^[26].

A dispersão da poluição do ar depende de certas condições ambientais como a queda da temperatura, dos ventos, da topografia e da chuva. Uma das condições desejáveis para a dispersão dos poluentes é que a temperatura da troposfera seja continuamente mais fria à medida que se sobe ^[22].

Durante os períodos de inverno, pode ocorrer o resfriamento do solo e o aquecimento das camadas superiores de ar fazendo com que o ar junto ao solo

não suba, não permitindo assim a renovação de ar, tornando-o cada vez mais poluído e causando a chamada inversão térmica ^[26].

A dispersão dos poluentes depende diretamente do vento existente em locais abertos e de brisas frequentes. A topografia natural ou artificial influencia na circulação dos ventos, num fluxo contra uma montanha os poluentes se concentram, em um fluxo contra edifícios cria-se turbulência capaz de diluir a poluição. A chuva retém os poluentes em suas gotas ^[22].

O vento é gerado por diferenças de temperatura existentes entre as massas de terra e água, entre as montanhas e as planícies e também entre as regiões equatoriais e os pólos ^[27].

A não uniformidade da temperatura na superfície terrestre gera diferenças de temperatura na atmosfera que existem, principalmente, devido à orientação do planeta no espaço e seus movimentos de rotação e translação que distribuem diferentemente a energia solar na superfície do planeta ^[28].

Diariamente, o movimento de rotação distribui o ciclo de aquecimento e resfriamento. Mas, a superfície da Terra não responde a estas variações igualmente. Os oceanos aquecem mais lentamente que os continentes formando grandes massas de ar quentes ou frias. A colisão destas massas de ar gera os ventos ^[29].

As regiões tropicais recebem os raios solares quase que perpendicularmente e por isso são mais aquecidas do que as regiões polares, desta forma, o ar quente das regiões tropicais tende a subir pela diminuição da densidade, sendo substituído pelas massas de ar frio que se deslocam das regiões polares ^[30].

Durante o dia, a reflexão dos raios solares sobre os continentes, aumenta a temperatura do ar formando-se a brisa marítima que sopra do mar para a terra. À noite, a temperatura do continente cai mais rapidamente do que a temperatura dos oceanos, originando-se a brisa terrestre que sopra da terra para o mar e apresenta intensidade menor do que a brisa marítima devido às menores diferenças de temperatura do período noturno ^[30].

Os ventos locais, resultantes de condições específicas como as dos vales e montanhas, fazem com que, durante o dia, o ar quente das encostas se eleve e o ar mais frio desça sobre o vale para substituir o ar que subiu. Durante a noite a situação é revertida, o ar frio desce se acumulando nos vales e o ar quente sobe para substituir o ar frio que desceu ^[30].

A velocidade dos fluidos em movimento aumenta de acordo com o afastamento das superfícies. A velocidade dos ventos, da mesma forma, aumenta diretamente com o aumento da altura em relação à superfície terrestre. A velocidade dos fluidos ainda depende da rugosidade das superfícies que os contêm. A velocidade dos ventos depende da rugosidade dos terrenos. Os terrenos planos apresentam baixa rugosidade favorecendo as altas velocidades, enquanto que, os terrenos que apresentam irregularidades diminuem a sua velocidade junto à superfície. As

áreas urbanas estão classificadas como superfícies que apresentam alta rugosidade devido à grande quantidade de construções e, portanto, apresentam ventos com baixas velocidades a baixas alturas ^[28].

Os padrões de qualidade para o ar no Brasil estão estabelecidos pela Resolução Conama n.º. 003 de 28 de junho de 1990, onde são definidos padrões primários (concentrações acima das quais pode haver dano à saúde), padrões secundários (concentrações abaixo das quais se prevê o mínimo efeito adverso à saúde) e os episódios agudos de poluição do ar que são classificados em níveis de atenção, alerta e de emergência ^[26].

O índice de qualidade do ar – IQA, é calculado para cada contaminante, através da divisão da concentração obtida no monitoramento pelo padrão primário multiplicado por 100. Para IQA situado entre 0 e 50 a qualidade do ar é considerada boa, entre 51 e 100 regular, entre 101 e 199 inadequada, entre 200 e 299 má, entre 300 e 399 péssima e para valores acima de 400 é considerada crítica. Quando em nível de atenção e alerta idosos e portadores de limitações cardiovasculares devem permanecer em casa e evitar esforços físicos, em nível de esta instrução é dirigida para toda a população ^[26].

O monitoramento da qualidade do ar não deve somente se limitar à análise, a pesquisa da emissão também é importante porque os poluentes podem ser emitidos de modo intermitente e o conhecimento do agente emissor facilita a elaboração do plano de controle ^[22].

Os critérios para a localização da estação de medição devem levar em consideração a área mais poluída, a região mais povoada, o local de entrada do ar para a região, as perspectivas de desenvolvimento, serem instaladas entre 3 e 6m de altura, distantes de obstáculos e chaminés ^[26].

O uso particular ou público do solo consiste na maioria das origens dos problemas ambientais, também interferindo na temperatura, uma vez que a classificação e localização das zonas da cidade definem a intensidade de uso do transporte público e individual e a quantidade de lançamento de poluentes no meio ambiente ^[22].

O solo é um componente da biosfera onde ocorrem processos produtivos e decomposição de matéria orgânica responsável pelo seu equilíbrio. Composto por 45% de elementos minerais (proveniente de material rochoso desagregado), 25% de ar (proveniente do ar da superfície e da decomposição do material orgânico), 25% de água (proveniente das chuvas) e 5% de matéria orgânica (provenientes dos restos de animais e vegetais). O solo possui várias características (cor, granulometria, acidez, composição e outras) sendo que uma das características mais importantes, para o desenvolvimento deste trabalho, é a presença de macroporos que define a sua permeabilidade. O solo urbano sofre a ação dos efeitos da poluição causada por resíduos sólidos, líquidos e gasosos, gerados pelas residências, indústrias, serviços e pelo comércio ^[26].

A NBR 10004 classifica os resíduos, de acordo com o potencial de risco que podem causar ao meio ambiente em: Classe 1 (perigosos), Classe 2 (não inertes, mas que não se classificam na Classe 1) e Classe 3 (inertes) ^[31].

São considerados resíduos perigosos aqueles que possam por em risco a saúde da população ou o meio ambiente ^[31].

Nestes termos, são perigosos os resíduos biomédicos, os resíduos químicos orgânicos persistentes (bifenilas policloradas, pesticidas e dioxinas), os inorgânicos (compostos de mercúrio, chumbo, cádmio e arsênio), os resíduos radioativos (lama, borra, líquido, metal, madeira, tecido, papel, plástico, vidro, combustível nuclear irradiado) ^[26].

Também são considerados perigosos resíduos domiciliares como: tintas, solventes, pigmentos, vernizes, pesticidas, inseticidas, repelentes, herbicidas, óleos lubrificantes, fluidos de freio e transmissão, baterias, frascos de aerossóis, pilhas e lâmpadas fluorescentes ^[31].

Os resíduos quando mal tratados ou não tratados podem poluir a água, o solo, o ar, contribuir para o desenvolvimento de vetores transmissores de doenças, transformando-se em uma ameaça para a saúde e, mesmo quando não queimados, produzir metano, um dos gases que causam o efeito estufa ^[22].

A classificação dos resíduos ainda pode ser realizada de acordo com a sua origem em: domiciliar, comercial, público, hospitalar, provenientes dos terminais de transportes, industrial, agrícola e entulho. Os de origem domiciliar, comercial (até o limite de 50 kg) e pública são de responsabilidade de gerenciamento dos municípios, enquanto os demais são de responsabilidade dos respectivos geradores ^[31].

Uma pessoa gera uma quantidade diária de lixo de 0,4 a 0,7kg, conforme dados do Departamento de Limpeza Urbana do Município de São Paulo – Limpurb, valor que exclui os grandes geradores de resíduos, composto por 57,5% de matéria orgânica, 11,1% de papel, 1,3% de embalagem longa-vida, 16,8% de plástico, 1,5% de materiais ferrosos, 0,7% de materiais não-ferrosos, 4,1% de tecidos, 0,1% de pilhas e baterias, 1,8% de vidros, 0,7% de terra e pedra, 1,6% de madeira e 1% de outros materiais ^[26].

O sistema de varrição de ruas, importante por prevenir enchentes e o assoreamento dos rios, depende diretamente do uso e ocupação do solo ^[31].

No sistema de coleta de lixo urbano, os resíduos são despejados em recipientes, acondicionados em sacos plásticos, levados para fora dos edifícios, transportados manualmente para a traseira de caminhões (definidos pela NBR-12980 como coletores compactadores, com capacidade máxima para 15m³ ou 3,7t) que comprimem cada 250 ou 300 kg de resíduos do volume de 5m³ para 1m³. Quando o caminhão está com a carga completa segue para uma estação de transferência onde é realizado o transbordo, para caminhões maiores (com capacidade entre

40 e 60m³) que viabilizam economicamente o transporte para o destino final e triagem, localizados a grandes distâncias dos centros urbanos ^[22].

As operações de transbordo para veículos maiores, triagem e reciclagem são realizadas em locais isolados devido ao mau cheiro e a proliferação de insetos ^[26].

A coleta de lixo utiliza um processo primitivo, se comparado com os sofisticados métodos produção utilizados atualmente. As ruas ficam congestionadas pelos caminhões, o lixo fica espalhado pelo solo e o barulho dos caminhões aumenta a poluição urbana ^[22].

Os resíduos sólidos podem ser reutilizados como produto similar (reciclagem do papel e vidro), como produto diferente (reciclagem de matéria orgânica em adubo), ter o peso e volume diminuídos através da incineração, ou ainda, serem encaminhados para lixão ou aterros ^[22].

Faz parte do gerenciamento dos resíduos, a análise e a implementação de ações para a diminuição das quantidades a serem enviadas para o destino final, diminuição de custos e eliminação da periculosidade em relação ao meio ambiente ^[31].

No aterro sanitário a disposição dos resíduos é realizada sobre o terreno recoberto diariamente com solo do próprio local, evitando a presença de insetos e roedores, a movimentação de máquinas compacta o material, o lixo se degrada produzindo metano e chorume que são recolhidos e tratados. No aterro sanitário energético o metano é utilizado como combustível para a geração de energia elétrica ^[26].

Nos incineradores, devem ser instalados equipamentos adicionais de controle da poluição do ar, no caso da formação de gases tóxicos e partículas como furanos e dioxinas (provenientes de materiais que possuem cloro), óxidos de nitrogênio, amônia, aldeídos, éteres, compostos de silicone, sódio, potássio e magnésio ^[22].

Um incinerador, além de permitir a recepção e armazenagem adequada do lixo, deve apresentar sistemas de aproveitamento do calor gerado na combustão, remoção de poeira e purificação dos gases ^[26].

A incineração é a alternativa utilizada como a melhor solução para o tratamento dos resíduos tóxicos, inflamáveis, óleos não recicláveis, defensivos agrícolas não recuperáveis e produtos químicos como resíduos orgânicos compostos por carbono, hidrogênio, oxigênio e com teores de cloro inferiores a 30% ^[26].

O entulho proveniente da construção civil, quando depositado em encostas pode provocar deslizamentos ou, quando no fundo dos vales, pode provocar obstrução ao escoamento e inundação. Para evitar tais situações, o entulho deve ser destinado aos aterros de inertes, aliviando o aterro sanitário, podendo ser reciclado e utilizado como material agregado a argamassas e concretos não estruturais ^[31].

Riscos ambientais empresariais

Segundo o artigo 9.1.5 da Portaria nº 25, de 29.12.94, do Secretário de Segurança e Saúde no Trabalho, considera-se riscos ambientais os agentes físicos, químicos e biológicos, além de ergonômicos e mecânicos (acidentes), existentes nos ambientes de trabalho que, em função de sua natureza, concentração ou intensidade e tempo de exposição, são capazes de causar danos à saúde do trabalhador ^[32,33].

Este artigo considera os agentes físicos como sendo as diversas formas de energia a que possam estar expostos os trabalhadores, tais como ruído, vibrações, pressões anormais, temperaturas extremas, radiações ionizantes, radiações não ionizantes, bem como o infra-som e o ultra-som.

Os agentes químicos como sendo as substâncias, compostas ou produtos que possam penetrar no organismo pela via respiratória, nas formas de poeiras, fumos, nevoas, neblinas, gases ou vapores, ou que pela natureza da atividade de exposição, passam ter contato ou ser absorvidos pelo organismo através da pele ou por ingestão.

Considera-se por sua vez os agentes biológicos as bactérias, fungos, bacilos, parasitas, protozoários, vírus, entre outros ^[32].

Os riscos ergonômicos são locais de trabalhos inadequados (ante ergonômico), levantamento e transporte de pesos sem meios auxiliares corretos, postura inadequada.

Riscos mecânicos são variados como falta de iluminação, probabilidade de incêndio, explosão, piso escorregadio, armazenamento, arranjo físico e ferramentas inadequadas, máquina defeituosa, picadas de animais peçonhentos e etc. ^[33]

4.1 Programa de prevenção de acidentes (PPRA)

Este programa é regulamentado pela Norma Regulamentadora 9 (NR- 9) da Portaria 3.214/78. Seu objetivo é estabelecer uma metodologia de ação que

garanta a preservação da saúde e integridade dos trabalhadores frente aos riscos dos ambientes de trabalho ^[32].

O PPRA é de suma importância para a saúde ambiental do empregado, do empregador e do meio ambiente. Cada passo do PPRA deve ser executado com muita acuidade para que seja preservada a saúde ambiental de tudo e todos que estejam ligados direta ou indiretamente as empregadoras.

Para que se tenha um trabalho eficaz deve-se ter uma boa CIPA, onde a organização e a seriedade de seus integrantes seja prioridade. Para que isso ocorra todos os trabalhadores precisam assimilar e aplicar o PPRA.

Uma vez tendo um bom PPRA feito por uma boa CIPA o mapeamento de risco ambiental é consequência de como o trabalho vai ser realizado por ela. Um bom mapeamento de risco ambiental é aquele que consegue prever os riscos para que estes não venham causar danos a saúde do trabalhador e do meio em que vive.

4.1.1 Estrutura do PPRA

O Programa de Prevenção de Riscos Ambientais deverá conter, no mínimo, a seguinte estrutura:

- a) planejamento anual com estabelecimento de metas, prioridades e cronograma;
- b) estratégia e metodologia de ação;
- c) forma do registro, manutenção e divulgação dos dados;
- d) periodicidade e forma de avaliação do desenvolvimento do PPRA.

Deverá ser efetuada, sempre que necessário e pelo menos uma vez ao ano, uma análise global do PPRA ^[32] para avaliação do seu desenvolvimento e realização dos ajustes necessários e estabelecimento de novas metas e prioridades.

4.1.2 Desenvolvimento do PPRA

Para desenvolver o PPRA ^[32,34], deve-se seguir as seguintes etapas:

a) antecipação e reconhecimento dos riscos:

A antecipação inclui a análise de projetos de novas instalações, métodos ou processos de trabalho, ou de modificações já existentes, visando identificar riscos potenciais e introduzir medidas de proteção para sua redução ou eliminação;

O reconhecimento dos riscos inclui sua identificação, a determinação e localização das possíveis fontes geradoras;

b) prioridades e metas de avaliação e controle:

A instituição deve estabelecer as prioridades de ação, de acordo com a etapa anterior e estabelecer o modo de ação para minimizar ou erradicar os riscos;

c) avaliação dos riscos e exposição dos trabalhadores:

A avaliação quantitativa será realizada se necessário para comprovar o controle de exposição ou a inexistência de riscos identificados na etapa de reconhecimento, ou dimensionar a exposição dos trabalhadores ou ainda subsidiar o equacionamento das medidas de controle.

d) medidas de controle e avaliação de sua eficácia:

As medidas de controle devem ser suficientes para eliminar, minimizar ou controlar os riscos ambientais nas situações de identificação de risco potencial à saúde (fase de antecipação), risco evidente à saúde (fase de reconhecimento) ou quando os resultados das avaliações quantitativas da exposição dos trabalhadores excederem os valores limites previstos na Norma Regulamentadora 15 (NR 15) da portaria 3214/78 ou outros estabelecidos como critérios técnico-legais ou ainda quando for estabelecido através de controle médico umnexo causal entre os danos e a situação de trabalho.

As medidas de proteção coletiva objetivam eliminar ou reduzir a utilização ou formação de agentes prejudiciais à saúde ou prevenção da liberação ou disseminação desses agentes ou ainda redução dos níveis ou concentração desses agentes no ambiente de trabalho.

As medidas de proteção coletiva devem ser acompanhadas de treinamento dos trabalhadores quanto aos procedimentos que garantam a eficiência e informações sobre as limitações oferecidas.

Na inviabilidade de adoção de medidas de proteção coletiva devem ser tomadas medidas de caráter administrativo ou de organização do trabalho ou ainda a utilização de Equipamento de Proteção Individual (EPI).

Os EPIs devem ser adequados tecnicamente ao risco exposto pelo trabalhador e a equipamento usado numa atividade/operação, níveis de exposição a um certo agente de risco atividade exercida, levando em conta a eficiência para o controle da exposição ao risco e o conforto do trabalhador usuário. Os trabalhadores devem ser treinados quanto à correta utilização dos EPIs e orientados sobre suas limitações. Deve haver normas e procedimentos sobre a guarda, a higienização, a conservação, a manutenção e a reposição dos EPIs. Deve ainda existir a caracterização das funções ou atividades dos trabalhadores com a identificação dos EPIs utilizados para os riscos ambientais. Maiores detalhes sobre EPIs estão disponíveis no Manual sobre EPI, elaborado também pela Coordenadoria de Ações em Saúde no Trabalho na UFT.

e) monitoramento da exposição aos riscos:

Deve ser realizada uma avaliação sistemática e repetida de exposição a um dado risco, visando introduzir ou modificar as medidas de controle.

f) registro e divulgação dos dados:

O empregador ou instituição deve ter um histórico técnico e administrativo do desenvolvimento do PPRA e esses dados mantidos por período mínimo de

20 (vinte) anos, sendo acessíveis aos trabalhadores, seus representantes e autoridades competentes.

A elaboração, implementação, acompanhamento e avaliação do PPRA poderão ser feitas pelo Serviço Especializado em Engenharia de Segurança e em Medicina do Trabalho - SESMT ou por pessoa ou equipe de pessoas que, a critério do empregador, sejam capazes de desenvolver o programa.

O reconhecimento dos riscos ambientais deverá conter os seguintes itens, quando aplicáveis:

- a) a sua identificação;
- b) a determinação e localização das possíveis fontes geradoras;
- c) a identificação das possíveis trajetórias e dos meios de propagação dos agentes no ambiente de trabalho;
- d) a identificação das funções e determinação do número de trabalhadores expostos;
- e) a caracterização das atividades e do tipo da exposição;
- f) a obtenção de dados existentes na empresa, indicativos de possível comprometimento da saúde decorrente do trabalho;
- g) os possíveis danos à saúde relacionados aos riscos identificados, disponíveis na literatura técnica;
- h) a descrição das medidas de controle já existentes.

O PPRA deve estabelecer critérios e mecanismos de avaliação da eficácia das medidas de proteção implantadas considerando os dados obtidos nas avaliações realizadas e no controle médico da saúde previsto na NR-7.

4.1.3 Mapeamento de riscos ambientais

O mapeamento de riscos no Brasil surgiu através da portaria nº 25 de 29/12/94 e portaria 08 de 23/02/99, tornando obrigatória a elaboração de Mapas de Riscos ^[33].

De acordo com Benatti (2000), o mapeamento de riscos ambientais é uma técnica empregada para coletar o maior número possível de informações sobre os riscos existentes no ambiente de trabalho, levando em conta avaliação dos funcionários ^[35]. O Mapa de Risco permite aos empregadores fazerem um diagnóstico da situação de segurança e saúde do trabalhador nas empresas com a finalidade de estabelecer medidas preventivas ^[36].

Os mapeamentos de riscos são extrema importância, pois estes riscos podem prejudicar o bom andamento da seção, portanto, devem ser identificados, avaliados e controlados de forma correta.

Chama-se Comissão Interna de Prevenção de Acidentes o órgão responsável pela criação, melhoria e manutenção dos mapas de riscos ambientais nas empresas, indústrias entre outros órgãos empregadores.

4.1.4 Comissão interna de prevenção de acidentes (CIPA)

Comissão Interna de Prevenção de Acidentes – CIPA^[33,37,38] – tem como objetivo a prevenção de acidentes e doenças decorrentes do trabalho, de modo a tornar compatível permanentemente o trabalho com a preservação da vida e a promoção da saúde do trabalhador.

A CIPA que tem a função de realizar o mapeamento de risco ambiental das empresas.

Segundo a constituição devem constituir CIPA, por estabelecimento, e mantê-la em regular funcionamento, as empresas privadas, públicas, sociedades de economia mista, órgãos da administração direta e indireta, instituições beneficentes, associações recreativas, cooperativas, bem como outras instituições que admitam trabalhadores como empregados.

A empresa que possuir em um mesmo município dois ou mais estabelecimentos deverá garantir a integração das CIPA e dos designados, conforme o caso, com o objetivo de harmonizar as políticas de segurança e saúde no trabalho.

As empresas instaladas em centro comercial ou industrial estabelecerão, através de membros de CIPA ou designados, mecanismos de integração com objetivo de promover o desenvolvimento de ações de prevenção de acidentes e doenças decorrentes do ambiente e instalações de uso coletivo, podendo contar com a participação da administração do mesmo.

4.1.4.1 Organização

A CIPA é composta de representantes do empregador e dos empregados^[33]. Segundo a constituição devem constituir CIPA, por estabelecimento, e mantê-la em regular funcionamento, as empresas privadas, públicas, sociedades de economia mista, órgãos da administração direta e indireta, instituições beneficentes, associações recreativas, cooperativas, bem como outras instituições que admitam trabalhadores como empregados^[37].

4.1.4.2 Atribuições

As principais atribuições das CIPA'S^[38] são:

- identificar os riscos do processo de trabalho, e elaborar o mapa de riscos, com a participação do maior número de trabalhadores;
- elaborar plano de trabalho que possibilite a ação preventiva na solução de problemas de segurança e saúde no trabalho;
- participar da implementação e do controle da qualidade das medidas de prevenção necessárias, bem como da avaliação das prioridades de ação nos locais de trabalho;

- realizar, periodicamente, verificações nos ambientes e condições de trabalho visando a identificação de situações que venham a trazer riscos para a segurança e saúde dos trabalhadores;
- divulgar aos trabalhadores informações relativas à segurança e saúde no trabalho.

Gerenciamento de risco para equipamentos eletroeletrônicos e eletromédicos

Atualmente os equipamentos eletrônicos estão a nossa volta. A cada local de trabalho encontramos impressoras, computadores, telefones, monitores, televisores e uma infinidade de produtos eletrônicos. Nos lares, são eletrodomésticos, tais como liquidificadores, batedeiras, fornos de micro-ondas, rádios, refrigeradores, etc. Nos hospitais e clínicas ainda podemos encontrar um sistema eletrônico com dedicação a cuidados a seres vivos, sendo humanos ou não. O gerenciamento de risco para esses produtos deve iniciar-se no projeto e ser avaliado durante toda a vida útil do equipamento e posterior descarte. A vida útil de cada equipamento eletrônico seja ele pra uso médico ou não, é estabelecida pelo fabricante. O fabricante pode determinar esse tempo de vida baseado em ensaios, denominados ensaios de tipo. O ensaio de tipo consiste em verificar se uma amostra ou protótipo de determinado produto atende aos requisitos estabelecidos por normas, legislação onde o produto será comercializado e requisitos estabelecidos pela equipe de desenvolvimento do produto. Para cada equipamento utilizado no cotidiano das pessoas existe uma aplicação pretendida e o tempo de vida útil associada. A combinação dessas duas partes interfere no valor que o consumidor deve investir para obter o produto. Para o controle dos materiais utilizados nos produtos eletrônicos existe a diretiva RoHS. A palavra “Diretiva”, que significa “Diretriz”, e estabelece meios para definir os critérios de aceitação e aplicação de materiais (RoHS) e descarte (WEEE).

A diretiva RoHS (*Restriction of Certain Hazardous Substances*) é um conjunto de procedimentos que visam o controle do uso de substâncias e materiais que possam oferecer algum tipo de dano ao meio ambiente após o seu uso. Foi projetada para controlar o uso, ou restringir o uso, de substâncias conhecidas como nocivas ao meio ambiente, mais ainda, comumente usadas na fabricação de equipamentos elétricos e eletrônicos.

A diretiva RoHS e a legislação do Estado-Membro¹ proibiu especificamente, a partir de 1º de julho de 2006, a venda na União Européia de equipamentos eletrônicos (excluindo equipamentos eletromédicos) que contenham qualquer quantidade de metais pesados identificados como nocivos (chumbo, cádmio, mercúrio, cromo hexavalente) ou de retardadores de chamas bromados (bifenil polibromado (PBB) e éter difenílico polibromado (PBDE)). Esta diretiva é aplicável a todos os equipamentos eletrônicos concluídos, ou seja, disponíveis para venda ao consumidor, seus componentes e subconjuntos de sistema, incluindo placas de circuito impresso, semicondutores, fios, cabos e conectores, materiais de soldagem dos componentes eletrônicos e juntas de soldas, caixas, gabinetes e placas.

A diretiva WEEE e a legislação do Estado-Membro¹ define que os “produtores” de equipamentos elétricos e eletrônicos possuem a responsabilidade pela reciclagem do equipamento completo no final de sua vida útil de acordo com as práticas e serviços mantidos na ocasião pelo governo de cada Estado-Membro ou jurisdição. Isso deve encorajar os produtores a desenvolverem equipamentos elétricos e eletrônicos de maneira ambientalmente mais eficiente, menos prejudicial, considerando todos os aspectos de gerenciamento de resíduos desde o princípio do processo fabril ^[39,40]. Tais regulamentos podem ser adotados por qualquer país no mundo, porém são compulsórios para todos os países membros da comunidade Européia.

A diretiva WEEE auxilia a diretiva a RoHS fechar o ciclo de reciclagem de produtos eletrônicos. Isso é feito na introdução, ou seja, durante a fase de projeto do produto eletrônico. A aplicação destas normas auxilia o controle da redução do crescente fluxo de geração de resíduos (lixo) dos produtos eletrônicos, que atualmente são descartados em lixo comum e/ou em aterros ou ainda aquela porcentagem que é destinada a usinas de incineração.

Para os equipamentos eletromédicos, poucos estudos têm sido realizados sobre o impacto e a evolução do uso da eletrônica aplicada à área da saúde sobre o meio ambiente.

As diretivas RoHS e WEEE são documentos utilizados para a regulamentação de materiais que são utilizados em equipamentos eletrônicos, por exemplo. Existem diversas outras aplicações. Foram criadas pela União Européia (UE), onde as legislações de cada país foram inseridas para garantir a conformidade. Nestes casos, o termo utilizado como “Diretiva” é uma nomenclatura nacionalizada de um documento oficial emitido pela comunidade européia. Tal documento fica estabelecido como regulamento e tem valor de lei nos países que pertencem à comunidade européia. A palavra “Diretiva”, que significa “Diretriz”, estabelece

1 Legislação do Estado Membro: é a legislação de cada país membro da comunidade européia, podendo ser, ou não, semelhante a outros Estados da comunidade européia.

meios para definir os critérios de aceitação e aplicação de materiais (RoHS) e descarte (WEEE).

Essas normas também criaram uma maior consciência sobre os problemas ambientais gerados pelos equipamentos eletrônicos – essa mesma consciência gera padrões similares em outros países do mundo. Por exemplo, Japão e a China, assim como vários estados dos Estados Unidos (Nova York, Minnesota, Califórnia, entre outros) estão organizando suas próprias regras e legislações seguindo as Diretivas RoHS e WEEE.

Os equipamentos médicos produzidos atualmente são constituídos por uma grande quantidade e diversidade de materiais. Estes equipamentos são empregados nos mais diversos locais, tais como, Unidades de Terapia Intensiva (UTI), quartos de hospitais, centros cirúrgicos, clínicas de estética e residências. Muitos destes materiais são nocivos ao meio ambiente e até o momento não se conhece nenhum meio implementado de rastreabilidade sobre a utilização e descarte destes materiais e nem sobre o recolhimento ao término da vida útil de cada produto comercializado.

Os equipamentos médicos começaram a ocupar maior espaço na medicina com o avanço tecnológico aliado à contribuição efetiva ao tratamento ou ao diagnóstico clínico.

O controle dos equipamentos eletromédicos durante a fabricação pode ser baseado no acompanhamento a partir da compra da matéria prima. Atualmente existe a publicação da norma ABNT NBR ISO 13485:2004^[41], que trata da gestão durante a fabricação de produtos para saúde. No Brasil a implementação destas exigências é voluntária, porém caso o fabricante exporte o produto para a Comunidade Europeia, e dependendo da classe de risco a qual o produto está associado, a implementação torna-se compulsória ^[51].

Os produtos para a saúde fabricados no Brasil e seus devidos fabricantes devem estar em conformidade com norma, que regulamenta essa atividade, a RDC número 32^[42] que dispõe sobre a certificação compulsória dos equipamentos elétricos, sob regime de vigilância sanitária e a Instrução Normativa ANVISA número 8^[43] que estabelece as normas técnicas adotadas para fins de certificação de conformidade dos equipamentos elétricos sob regime de Vigilância Sanitária.

Para a garantia do funcionamento desta atividade a ANVISA delegou ao INMETRO a certificação de determinados equipamentos (IN n° 8^[43]). Cabe atualmente ao INMETRO a acreditação de organismos certificadores para a realização das auditorias de fábrica e análise dos documentos necessários para a certificação de acordo com os requisitos da Portaria INMETRO n°86^[44] de 03 de abril de 2006 que trata da regulamentação de avaliação da conformidade para equipamento eletrodoméstico. Uma vez que todo o processo seja avaliado e aprovado, o fabricante obtém um certificado para o produto em questão, que deve ser apre-

sentado a ANVISA para obtenção do registro (autorização de venda) do produto. O registro do produto é válido por cinco anos.

A partir de 2010, com a promulgação da Lei nº 12.305, que instituiu a Política Nacional de Resíduos Sólidos, os fabricantes, importadores, distribuidores e comerciantes de produtos eletroeletrônicos e seus componentes, entre outros produtos, são obrigados a “estruturar e implementar sistemas de logística reversa, mediante retorno dos produtos após o uso pelo consumidor, de forma independente do serviço público de limpeza urbana e de manejo dos resíduos sólidos”.

5.1 Projeto e desenvolvimento de um equipamento eletrônico

Os equipamentos eletrônicos são parte da movimentação da economia mundial. Televisores, computadores, eletrodomésticos, veículos com eletrônica embarcada e outros, compõem, desde a fase de projetos e desenvolvimento, fabricação e testes, vendas e entrega do produto ao consumidor. Esta é a primeira fase da vida de um produto eletrônico.

Ao final de sua vida útil, temos a segunda fase, onde existe (ou deveria existir) o descarte controlado, aplicação de procedimentos de separação dos materiais, recolhimento dos materiais prejudiciais ao meio ambiente, reciclagem e descarte dos materiais que não podem ser reutilizados.

A criação de um equipamento eletrônico se inicia, não somente por um desejo de aumento de vendas, ou aumento de produtos a serem oferecidos por determinada empresa fabricante, mas também pelo desejo do consumidor. Esse desejo está associado a um produto mais leve, um produto maior, um produto que tenha comunicação com outros produtos por tecnologias de transmissão com ou sem fio. São inúmeras as opções e inúmeros os desejos dos consumidores de produtos eletrônicos.

Com base em pesquisas de mercado, por exemplo, a indústria viabiliza a satisfação dos seus clientes, oferecendo um produto que seja adequado à necessidade de cada consumidor, com diversas variações e opcionais para cada versão.

Dentre todas as considerações de um projeto de um produto eletrônico, a equipe de engenharia não deve esquecer do risco que um produto eletrônico pode oferecer a saúde. Sendo durante a sua produção, durante a sua vida útil e após o descarte quando finalizada a vida útil do produto.

O risco que um produto eletrônico oferece durante a fase de desenvolvimento é baseado nos materiais e métodos de fabricação que serão aplicados ao produto para que ele chegue às prateleiras. A utilização de um gabinete plástico que possa ser reutilizado, a colocação de baterias que não possuam

Cádmio (Cd), processos de soldagem a base de prata excluindo as ligas de Chumbo (Pb) e Estanho (Sn), são fatores que embora possam encarecer o produto final, apresentam um menor risco ambiental. Gabinetes plásticos em produtos eletrônicos devem ser projetados para não propagar chama. No caso de um curto circuito, o risco de incêndio se iniciar pela propagação de chama em plástico é alto. Existe uma classificação que pode ser obtida através da certificação de plásticos. Esta certificação avalia o polímero quanto a propagação de chama, em diversas cores, se o fabricante desejar produzir em diversas cores, e o polímero recebe a certificação para determinada condição de propagação de chama. Essa classificação se inicia com os polímeros HB, que são utilizados para ornamentação ou para equipamento de baixo consumo e onde o gerenciamento de risco identifique que em caso de curto circuito, não há possibilidade de ignição e/ou propagação de chama devido à baixa tensão e baixa corrente de operação. A segunda classe varia entre V-2 a V-0 e a característica desses polímeros é a possibilidade de propagação de chama, mas a uma velocidade baixa. A última classe é a 5V, onde o não existe a propagação de chama e o polímero pode suportar temperaturas elevadas sem alterar as condições de segurança do produto.

Existem para auxiliar o fabricante, normas internacionais para a análise e gestão de risco. Como exemplo, temos a versão nacional ABNT NBR ISO 14971:2009, que é direcionada a gerenciamento de risco a produtos para a saúde. Embora esta norma seja direcionada a equipamentos para a saúde, com algumas considerações (essa norma não foi desenvolvida com esse propósito), também poderá ser aplicada a equipamentos eletrônicos em geral.

O fabricante pode também optar por seguir algumas recomendações para o acompanhamento e desenvolvimento do projeto de produto eletrônicos, baseado na norma ABNT NBR ISO 9001:2008^[46] e respectiva errata de 2009. A cláusula 7.3 trata sobre o projeto e o desenvolvimento do produto que a empresa apresenta ao mercado. A norma sugere a aplicação de requisitos de entrada e requisitos de saída. Os requisitos de entrada são definidos pelas necessidades que motivaram o desenvolvimento do produto, as solicitações de clientes e de mercado, etc. Os requisitos de saída são após o desenvolvimento do produto, onde o fabricante utiliza-se de meios de validação para garantir que o produto desenvolvido atende o que foi previamente estabelecido. São exemplos de requisitos de entrada, as condições de funcionamento e desempenho, requisitos regulamentares e governamentais, informações de versões anteriores dos produtos já fabricados e comercializados, etc. Os exemplos de requisitos de saída podem ser a verificação e validação dos requisitos de entrada, atender as condições de produção (tempo, manuseio, custo, etc.), cumprimento à legislação do país onde o produto será comercializado, entre outros.

5.2 Vida útil dos equipamentos eletrônicos

A vida útil de um equipamento eletrônico deve ser fornecida pelo fabricante do mesmo. Somente o fabricante é capaz de determinar, através de ensaios (tipo, desempenho, durabilidade, etc.) quantos dias, semanas, meses ou anos aquele produto pode desempenhar seguramente as suas funções.

Em geral, após a venda, o consumidor somente entra em contato com o fabricante durante o período de garantia em caso de defeitos ou revisões periódicas. E não existe previsão para o controle do produto distribuído nas normas de gestão vigentes ^[45,46]. Somente há previsão para a avaliação da satisfação do cliente.

5.3 Recolhimento dos produtos distribuídos (redução do risco de dano ambiental)

Embora seja uma exigência normativa (WEEE), o recolhimento dos produtos fabricados não acontece devido a diversos fatores, tais como: expectativa do usuário de que seu produto ainda funciona adequadamente, o fabricante não possui controle de distribuição dos equipamentos vendidos, o equipamento é descartado sem que o fabricante seja notificado, dentre outros.

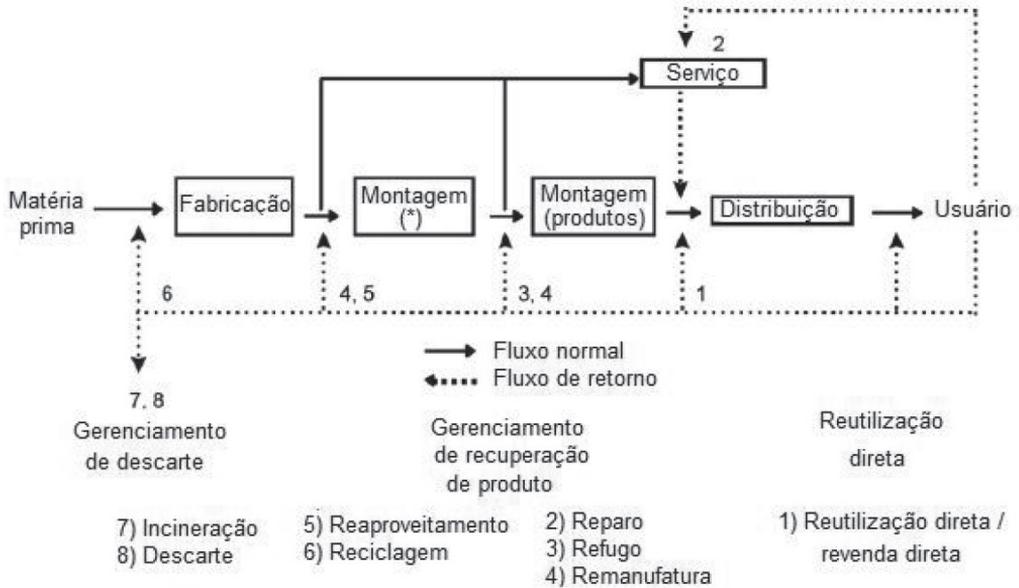
Uma prática comum no Brasil é a expectativa que o usuário possui de que seu produto pode durar mais do que recomenda o fabricante. Essa prática geralmente é devido à falta de recursos disponíveis ou desconhecimento do usuário do tempo de vida útil do produto adquirido.

Caso o fabricante não possua o controle dos equipamentos distribuídos e/ou vendidos, não há como localizá-lo após o término de sua vida útil, o usuário descarta o produto em locais possivelmente não apropriados.

Quando o produto apresenta qualquer anormalidade, a assistência técnica identifica a propriedade do equipamento, sua utilização, tempo de vida, etc. Podendo, ou não, recolher o produto. No momento em que o usuário opta pela utilização de meios próprios para a realização de revisões ou manutenções no produto, a cadeia de rastreabilidade do produto é interrompida. Em circunstâncias ideais, o equipamento deveria ser enviado ao seu fabricante, ao final de sua vida útil para que ele seja adequadamente descartado e os materiais prejudiciais ao meio ambiente, nele contido, possam ser reciclados ou reutilizados.

Essa é uma etapa onde a sustentabilidade do processo será efetivamente aplicada. O recolhimento do produto ao final de sua vida útil permite que sejam aplicadas as etapas de reciclagem e retrabalho propostas.

A Figura 5.1 representa um ciclo de vida desde a transformação da matéria prima até o seu destino final: usuário. Incluindo montagens e fornecimentos de serviço. Gehin, Zwolinski e Brissaud ^[48] apresentam o fluxograma da Figura 5.1 aplicado a todo o ciclo de vida do produto eletrônico em geral e tal modelo poderá ser aplicado da mesma forma como objetivo e evidência da utilização dos meios disponíveis para a reciclagem e reutilização das partes e componentes do equipamento médico algo de estudo neste trabalho.



(*) partes e peças

Figura 5.1 Fluxograma de vida útil.

Fonte: Gehin, Zwolinski e Brissaud. ^[48]

De acordo com B.R. Babu, A.K.Parande e C.A.Basha ^[47], na recuperação de metais preciosos, as investigações até agora centraram-se principalmente sobre a recuperação destes metais preciosos da placa da sucata do PC, por exemplo. Entretanto, é importante que o material reciclado que contém metais preciosos seja investigado previamente. Os metais preciosos tais como o ouro, a prata, o paládio e a platina são recuperados em uma refinaria. Antes da refinaria, são necessários processo de separação, identificação e classificação dos metais que podem ser encontrados nas partes do equipamento destinados a reciclagem ou retrabalho. A Figura 5.2 apresenta alguns dos materiais que poderão ser encontrado em um equipamento eletrônico e o possível destino.

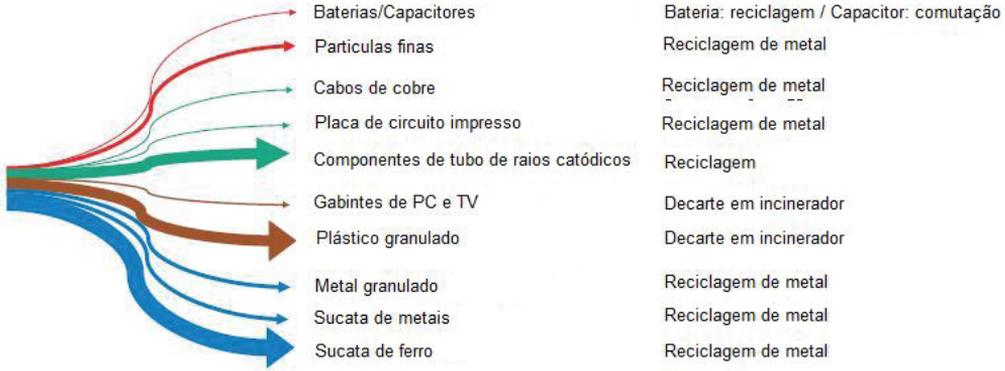


Figura 5.2 Fator poluente e tratamento.

Fonte: B.R. Babu, A.K.Parande e C.A.Basha.^[47]

Conforme o desenvolvimento industrial caminha para o aumento da produtividade e estímulo ao consumo, os produtos que atingem o final de sua vida útil são descartados de maneira não adequada ao meio ambiente. Diversos produtos eletrônicos possuem uma grande quantidade de materiais nocivos ao meio ambiente, além de ser um meio de possível contaminação, uma vez que o equipamento pode ser utilizado em ambientes hospitalares.

O Fe, encontrado nos equipamentos ligados ao carbono (Aço) pode ser reciclado e/ou reaproveitado na estrutura de novos equipamentos. Embora com outras ligas, o Aço é encontrado na carcaça do transformador e em alguns casos utilizado no núcleo dos transformadores, e também pode ser reciclado.

A liga de Zn e Sn presente nas placas de circuito impresso para a soldagem de componentes possui tempo de utilização a caminho do fim. Embora este fim não esteja muito próximo devido ao custo e temperatura de soldagem serem mais baixos do que a utilização de prata. De acordo com Veit e Bernardes^[49], a separação magnética e separação eletrostática mostrou-se muito eficiente para a obtenção de frações concentradas em metais, a partir das sucatas de placas de circuito impresso e os ensaios de eletroobtenção foi possível recuperar os metais separadamente, em especial o cobre, possibilitando que o metal seja empregado novamente em outros processos produtivos.

De acordo com Andrade^[50] com os procedimentos de reciclagem (sejam eles os necessários e adequados ao respectivo processo) diminuem os custos de produção, diminuem o dano ambiental e conseqüentemente o custo de reparação ambiental. O ciclo de vida estabelecido considera o rastreamento do produto desde o seu nascimento até a sua morte, incluindo as fases onde o produto não se encontra sob posse do fabricante. Com o rastreamento e os procedimen-

tos de reciclagem é possível garantir que os materiais mais importantes para a preservação ambiental e redução dos custos sejam sempre atingidos em níveis cada vez mais altos.

5.4 A importância do gerenciamento de riscos

O gerenciamento dos riscos associados ao equipamento eletrônico visa garantir a segurança do operador/usuário, a segurança do meio ambiente e de todos que fazem parte dele e ainda garantir ao consumidor que adquiriu o produto um bom desempenho e cumprimento da legislação vigente onde o produto é comercializado.

Com meios de probabilidade de ocorrência de determinado evento (Tabela 5.1), se esse evento ocorrer, a severidade com que ele pode causar dano (Tabela 5.2) e como e quando o usuário pode detectar a falha do mesmo (Tabela 5.3), é possível estimar o erros que o usuário possa cometer, falhas de segurança no circuito ou no *software* embarcado e principalmente, o que acontecerá com o usuário ou operador no momento que a falha ocorrer. Estas tabelas abaixo visam apresentar um modelo de gerenciamento de risco com a finalidade didática. Esse modelo não abrange todos os objetivos que um gerenciamento de risco completo se propõe, portanto, não é recomendado tomá-lo como único meio de gerenciamento de risco nem sua execução garantirá ao usuário que o produto por ele adquirido estará livre de danos, defeitos e completamente seguro. É responsabilidade do fabricante garantir a correta aplicação de um modelo próprio de gerenciamento de risco, com os requisitos, índices e relação entre esses itens de forma coerente com o produto por ele, fabricante, desenvolvido.

Tabela 5.1 Probabilidade de ocorrência de evento.

Índice	Probabilidade de ocorrência	Ocorrência
1	Muito remota	Excepcional
2	Muito pequena	Muito poucas vezes
3	Pequena	Poucas vezes
4-5-6	Moderada	Ocasional, algumas vezes
7-8	Alta	Frequente
9-10	Muito alta	Inevitável, certamente ocorrerá a falha

Tabela 5.2 Severidade na ocorrência de evento.

Índice	Severidade
1	Sem efeito adverso
2	Desconforto
3	Dor (não há lesão visível)
4	Lesão leve/desconforto prolongado
5	Lesão moderada/recuperável
6	Lesão importante/recuperável a médio prazo
7	Lesão grave/recuperável a longo prazo
8	Lesão muito grave
9	Lesão irreversível
10	Morte

Tabela 5.3 Possibilidade de detecção da falha.

Índice	Deteção
1	Muito alta a probabilidade de detecção da falha ou evento que causou a falha.
2-3	Alta probabilidade de detecção da falha ou evento que causou a falha. Ações são tomadas em pelo menos 90% das vezes em que os seus parâmetros saem fora de controle.
4-5-6	Moderada probabilidade de detecção da falha ou evento que causou a falha. Somente em 50% das vezes em que o processo sai de controle são tomadas ações corretivas.
7-8	Pequena probabilidade de detecção da falha ou evento que causou a falha. Nível de controle muito baixo. Até 90% das peças produzidas podem estar fora de especificação.
9	Muito pequena a probabilidade de detecção da falha ou evento que causou a falha. Não há nenhum tipo de controle ou inspeção.
10	Muito remota a probabilidade de detecção do evento ou a falha não pode ser detectada.

Ainda é necessário, estabelecer uma relação entre esses níveis acima estipulados.

A aceitabilidade de um risco é verificada através de seu IPR (Índice Potencial do Risco), determinado pela multiplicação dos índices de ocorrência, severidade e detecção. A aceitabilidade do risco residual que permanece após a aplicação das medidas de controle de risco também é verificada através do cálculo de seu IPR.

A Tabela 5.4 apresenta os riscos categorizados em três regiões: região amplamente aceitável, região “ALARP” (tão baixo quanto razoavelmente praticável) e região não aceitável.

Tabela 5.4 Aceitação de risco.

Região	Faixa
Amplamente aceitável	$IPR \leq 40$
ALARP	$40 < IPR \leq 90$
5.4.1. REGIÃO AMPLAMENTE ACEITÁVEL Não aceitável	$IPR > 90$

Riscos que caem na região amplamente aceitável são considerados desprezíveis, não existindo necessidade de um controle de risco ser ativamente exercido.

Supondo uma ocorrência de 10, quais são os níveis máximos amplamente aceitáveis para severidade e detecção? Um índice de severidade igual a 3 é correspondente a um usuário ou operador com dor, mas sem a ocorrência de lesões. Este é o nível máximo de severidade supondo que a ocorrência é inevitável. Um índice de detecção igual a 3 significa que é alta a probabilidade de detecção do problema. O IPR resultante neste caso é $10 * 3 * 3 = 90$.

Supondo uma severidade de 10, quais são os níveis máximos amplamente aceitáveis para ocorrência e detecção? Um índice de ocorrência igual a 2 significa que é muito pequena a probabilidade de ocorrência do problema, que é o pior cenário assumindo severidade de 10. Detecção igual a 2 significa que é alta a probabilidade de detecção do problema. O IPR resultante neste caso é $10 * 2 * 2 = 40$.

Supondo uma detecção de 10, quais são os níveis máximos amplamente aceitáveis para ocorrência e severidade? Um índice de ocorrência igual a 2 significa que é muito pequena a probabilidade de ocorrência do problema, que é o pior cenário assumindo detecção de 10. Um índice de severidade 3 corresponde a um usuário ou operador com dor, mas sem a ocorrência de lesões. O IPR resultante neste caso é $10 * 2 * 3 = 60$.

O menor IPR resultante calculado nesses três casos é 40, logo riscos com IPR menor ou igual a 40 são classificados como amplamente aceitáveis.

5.4.1 Região não aceitável

Riscos classificados nesta região, se não puderem ser reduzidos, são considerados intoleráveis.

Supondo uma ocorrência de 10, quais são os níveis intoleráveis para severidade e detecção? Um índice de severidade igual a 3 é correspondente a um usuário ou operador com dor, mas sem a ocorrência de lesões. Este é o nível máximo de severidade supondo que a ocorrência é inevitável. Um índice de detecção igual a 5 significa que é moderada a probabilidade de detecção do problema. O IPR resultante neste caso é $10 * 3 * 5 = 150$.

Supondo uma severidade de 10, quais são os níveis intoleráveis para ocorrência e detecção? Um índice de ocorrência igual a 2 significa que é muito pequena a probabilidade de ocorrência do problema, que é o pior cenário assumindo severidade de 10. Detecção igual a 5 significa que é moderada a probabilidade de detecção do problema. O IPR resultante neste caso é $10 * 2 * 5 = 100$.

Supondo uma detecção de 10, quais são os níveis intoleráveis para ocorrência e severidade? Um índice de ocorrência igual a 3 significa que é pequena a probabilidade de ocorrência do problema, que é o pior cenário assumindo detecção de 10. Um índice de severidade 3 corresponde a um usuário ou operador com dor, mas sem a ocorrência de lesões. O IPR resultante neste caso é $10 * 3 * 3 = 90$.

O menor IPR resultante calculado nesses três casos é 90, logo riscos com IPR maior que 90 são classificados como intoleráveis.

5.4.2 Região “ALARP”

Recomenda-se que riscos que caem nesta região sejam reduzidos ao nível mínimo praticável, os benefícios da aceitação do risco e a viabilidade técnica e econômica de reduções posteriores não devem ser ignorados.

Devem ser analisados por “ALARP” riscos com classificação entre a região amplamente aceitável e a região não aceitável, logo com IPR entre 40 e 90.

5.4.3 Exemplo de aplicação do método de análise de risco

Como exemplo, podemos citar um sistema de aquecimento a óleo para residências. O mesmo é composto por um circuito eletrônico que aquece o óleo dentro de um compartimento e o óleo (dentro do reservatório), transmite o calor para o ambiente. Este produto é dotado de quatro rodízios para o fácil deslocamento do equipamento dentro de uma residência. Supondo que o usuário seja descuidado e deixe o equipamento tombar, devido ao travamento dos rodízios por algum obstáculo durante o deslocamento do produto a partir de um recinto a outro. O reservatório caindo no chão existe a possibilidade do óleo (em alguns casos, quente) vazar e causar queimaduras no usuário ou operador do produto, além de deixar o chão escorregadio, causando um acidente indireto. Devemos estabelecer alguns critérios (que devem ser realizados pelo fabricante – neste exemplo é apenas informativo e não retrata um caso verídico) tais como: probabilidade (ver Tabela 5.1) do usuário tombar o produto devido a bloqueio dos rodízios devido a obstáculo. Na eventualidade do bloqueio acontecer e o produto tombar, a severidade deste evento pode ser estipulada pela Tabela 5.2 e finalmente, a Tabela 5.3 permite quantificar se o evento é possível de ser detectado pelo usuário ou operador. Estabelece-se então que, o usuário pode empurrar o produto e com

alguma falta de cuidados pode tombar o produto, portanto, índice “5” de acordo com a Tabela 5.1. Se esse tombamento ocorrer, vamos estabelecer que não haverá vazamento de óleo, pois o seu reservatório foi previamente testado para suportar impactos como o do exemplo, o produto poderia cair sobre algum animal de estimação ou sobre algum membro humano, como pernas ou pés de pessoas próximas ao equipamento. Causaria uma lesão importante e reparável a médio ou longo prazo, como um hematoma, inchaço ou ainda mais severo, uma fratura. Estabelece então uma lesão importante/recuperável em longo prazo com índice “6”. A possibilidade de detecção de evento possui índice “1” pois após o tombamento do equipamento o mesmo fica impossibilitado de movimentação, produzirá ruído no momento da queda tornando possível a detecção da falha. Supondo que a falha fosse de qualquer componente interno do equipamento, como por exemplo, um termostato, o equipamento deve prover meios do usuário perceber que um dispositivo de segurança está inoperante, desta forma, alterando o índice de detecção do evento de falha.

Os índices encontrados para o exemplo acima são: “5” para a probabilidade de ocorrência do evento, “6” para a severidade do evento quando ocorrido e “1” para a detecção do evento no momento em que ele ocorre. A multiplicação de todos esses itens apresenta um IPR de “30”, tornando este requisito amplamente aceitável.

Ainda que esse processo de gerenciamento de risco seja muito subjetivo, há a necessidade de estimá-lo. Os procedimentos acima citados e o exemplo podem possibilitar uma direção para estimar tais riscos. Cabe ao fabricante do produto elaborar aplicar e considerar todos os fatos que interferem na vida útil do produto, ações que o operador ou usuário possam tomar e ainda como e onde deve ser feito o descarte do produto. Somente o fabricante detém todos os detalhes de construção, projeto e desenvolvimento do produto para gerir os riscos a ele associado. Colocar a qualidade do produto fornecido, com um baixo risco de acidentes ou ainda baixo risco de dano ao meio ambiente é responsabilidade de todos.

Transporte de produtos perigosos

Controlar e gerir um programa de segurança de infraestruturas abrange não somente aspectos físicos, mas também aspectos econômicos bem como o valor comercial que podem gerar como fator agregador. No entanto, o maior desafio talvez esteja nos níveis de integração e de compartilhamento entre legislações dada à dificuldade de adequação aos inúmeros ambientes e situações diferentes com potenciais graus de risco, que exigem respostas rápidas e precisas diante de incidentes que podem importar risco de danos às empresas. Os acidentes ambientais oriundos de acidentes industriais, ocorridos no decorrer das últimas décadas motivaram os órgãos governamentais a promover diversos programas para o gerenciamento de riscos impostos por estas atividades. Assim, as técnicas de identificação de perigos e estimativa de efeitos no homem e ao meio ambiente decorrentes de incêndios, explosões e liberações de substâncias tóxicas, já amplamente utilizadas nas diversas áreas foram gradativamente adaptadas e aperfeiçoadas e passaram a ser incorporadas como ferramentas de gerenciamento de risco industrial.

6.1 Legislação vigente

As Normas Regulamentadoras (NR), são normas que fornecem parâmetros e instruções sobre Saúde e Segurança do Trabalho. Ao total são 38, sendo 33 Normas Regulamentadoras e cinco Normas Regulamentadoras Rurais. As NRs são elaboradas por uma comissão tripartite composta por representantes do governo, dos empregadores e dos empregados, e de grande importância atualmente como parâmetros nacionais. Podem também ser consideradas como diretrizes, no entanto obrigatórias para empresas privadas e públicas e pelos órgãos públicos da administração direta e indireta, bem como pelos órgãos dos Poderes Legislati-

vo e Judiciário, que possuam empregados regidos pela Consolidação das Leis do Trabalho - CLT. Como diretriz as NR ^[60] não desobrigam as empresas do cumprimento de outras disposições que, com relação à matéria, sejam incluídas em códigos de obras ou regulamentos sanitários dos estados ou municípios, e outras, oriundas de convenções e acordos coletivos de trabalho.

Para o presente trabalho serão citadas brevemente e conceitualmente algumas das diretrizes utilizadas para transporte (fluvial ou terrestre) e estocagem e armazenamento de produtos químicos, escolhidas entre os diversos estabelecimentos e dispositivos legais já existentes e empregados atualmente. Da grande diversidade das normas são apresentadas mediante a empregabilidade e importância tanto jurídica como subsidio para compreensão acadêmica.

6.1.1 NR 9 – Programa de prevenção de riscos ambientais

O Programa de Prevenção de Riscos Ambientais ou PPRa ^[52] é um programa estabelecido pela Norma Regulamentadora NR-9, da Secretaria de Segurança e Saúde do Trabalho, do Ministério do Trabalho, e tem por objetivo, definir uma metodologia de ação que garanta a preservação da saúde e integridade dos trabalhadores face aos riscos existentes nos ambientes de trabalho.

Estruturalmente o documento contém como elementos mínimos o planejamento anual de metas, prioridades e cronograma de atividades, estratégias e metodologias de ação, forma de registro, manutenção e divulgação dos dados e periodicidade e forma de avaliação do desempenho do PPRa. Além de pertencer como parte de outros programas como o Programa de Controle Médico de Saúde Ocupacional (PCMSO) disposto na Norma regulamentadora de número 7 entre outros.

6.1.2 NR 26 – Sinalização de segurança

Com o objetivo de instrumento de orientação para fixação de cores em locais de trabalho tanto para identificação de equipamentos de segurança, delimitação de áreas, identificação de canalizações empregadas nas indústrias para a condução de gases líquidos, pode ser compreendida como uma metodologia para gerenciamento e controle de risco com uso de uma linguagem visual comumente adotada, por empresas.

Ao que tange ao uso de atribuição de valores conceituais e atributos a cores e sinais convencionais como em pictogramas está na rápida associação com um dado objeto ou situação permitindo ao usuário a tomada de decisão em um curto prazo de tempo. De acordo com a mesma norma regulamentada, em seus diversos aspectos a exemplificação das cores para caracterização está demonstrada sucintamente como na listagem abaixo:

A cor vermelha para indicação de equipamentos e aparelhos de proteção e combate a incêndio, utilizados para indicação de situação de alerta ou para identificação de caixas de alarme hidrantes e bombas de incêndio, hidrantes, baldes de areia para extinção ou água.

A cor amarela e a cor alaranjada utilizadas para indicação de situação de alerta, para canalizações de gases não liquefeitos, corrimões, parapeitos, pisos e partes inferiores de escadas que apresentem risco, espelhos de degraus de escadas, faixas no piso de entrada de elevadores e plataforma de carregamento.

A cor branca empregada em: passarelas e corredores de circulação, por meio de faixas, localização de coletores de resíduos, áreas destinadas à armazenagem, preto empregado para indicação de canalizações com produtos inflamáveis e combustíveis, a cor azul utilizada em barreiras e bandeiras de advertência localizadas nos pontos de comando, de partida, ou fontes de energia dos equipamentos e em canalizações de gás comprimido.

A cor verde usada para canalizações de água, caixas de equipamento de socorro, chuveiros de segurança, lavadores de olhos e mangueiras de oxigênio, a cor laranja deverá ser empregada para identificar canalizações contendo ácidos, partes móveis de máquinas e equipamentos, dispositivos de corte, bordas de serras, prensas, púrpura deverá ser usada para indicar os perigos provenientes das radiações eletromagnéticas penetrantes de partículas nucleares.

Baseando-se nos princípios de praticidade de linguagem comum a todo um público mesmo leigo como estratégia preventiva ^[52].

6.1.3 NR 29 – Segurança e saúde no trabalho portuário

Não obstante do intuito geral anteriormente citado na apresentação das Normas Regulamentadoras, a Norma regulamentadora de número 29 trata das disposições gerais para trabalhos em áreas portuárias, para o presente trabalho cabe salientar as especificações para delimitação de área e dispositivos para o controle e gerenciamento de risco nesses locais, como Plano de Controle de Emergência (PCE) e o Plano de Ajuda Mútua (PAM).

Nos programas mencionados são abordados: riscos a incêndios ou explosão, a possibilidades de quedas, eventualidades advindas de condições climáticas, a poluição ou a acidentes ambientais e as respectivas recomendações para tais situações, no intento de se tentar prover condições mais seguras com modelos de predição para um conjunto de ocorrências baseadas em registros (histórico acidental) comuns ou não ao meio.

A documentação auxiliar compreende mecanismos para o mapeamento (documento base para registro acidental) e de inspeção como as identificações de

produtos como fichas de identificação de produtos químicos e rótulos (modelo de FISPQ disposto na NBR 14725 ABNT), ^[53].

Para Líquidos inflamáveis e combustíveis (Norma regulamentadora 20), partindo da definição adotada na legislação do líquido combustível por meio do ponto de fulgor (superior a 70°C e inferior a 93,3°C, para classe III), e do líquido inflamável (inferior a 70°C e pressão de vapor que não exceda 2,8 kg/cm² absoluta a 37,7°C) e de outras características para classificação em grupos. Na norma são propostas recomendações para armazenagem considerando situações mesmo de breve estocagem e na planta estrutural quanto ao distanciamento entre tanques e das vias públicas ^[52].

Baseando-se na caracterização da atividade insalubre como toda atividade que por sua natureza, condições ou métodos de trabalho, exponham os empregados a agentes nocivos à saúde e causem algum detrimento em função a uma eventual exposição ocupacional acima dos limites de tolerância pré-determinados. E da definição da atividade tida como perigosa sendo toda atividade que implique no contato permanente com inflamáveis ou explosivos em condição de risco acentuado. São desenvolvidos, portanto diversos dispositivos que contemplem a vasta gama de atividades e operações nestas circunstâncias, porém no processo de desenvolvimento com as adequações para a atualização do sistema ^[54].

Em caráter de esclarecimento as normas regulamentadoras foram criadas com o objetivo de orientação, mas são regulamentadas por portarias, portarias interministerial, decretos e leis e o seu descumprimento quando apurado pelo órgão competente implicará em multas dependendo do caso.

Do sistema vigente além das normas regulamentadoras pode-se observar no breve histórico posto alguns dos decretos e leis e seus respectivos acréscimos sugerindo uma evolução quanto ao quesito segurança.

Mais especificamente da legislação para o transporte rodoviário de cargas ou produtos perigosos há o Decreto - Lei nº. 2.063, de 06 de Outubro de 1983, ^[55] que dispõe sobre multas a serem aplicadas por infrações à regulamentação para a execução do serviço de transporte rodoviário de cargas ou produtos perigosos e dá outras providências Publica do DOU 7/10/83 p. 17.153.

O decreto nº. 96.044, de 18 de Maio de 1988 ^[56] que aprova o regulamento para o transporte rodoviário de produtos perigosos e dá outras providências, publicado no DOU de 19/5/88 p. 8.737/41 e ainda com as instruções complementares ao regulamento do transporte terrestre de produtos perigosos.

Como as condições do transporte, dos veículos e dos equipamentos, da carga e seu acondicionamento, do itinerário, do estacionamento, do pessoal envolvido na operação do transporte, da documentação, do serviço de acompanhamento técnico especializado, dos procedimentos em casos de emergência, acidente ou avaria, dos deveres, obrigações e responsabilidades, da fiscalização, das infrações e penalidades.

Portaria MT n°. 261/1989, de 11/04/1989, publicada em 12/04/1989 ^[57], na qual promove ajustamentos técnico-operacionais no Regulamento para o transporte rodoviário de produtos perigosos.

Decreto n°. 98973, de 21/02/1990, publicada em 22/02/1990 que aprova o Regulamento do Transporte Ferroviário de Produtos Perigosos e dá outras providências ^[58].

Lei n°. 10.357, de 27 de Dezembro de 2001 que estabelece normas de controle e fiscalização sobre produtos químicos que direta ou indiretamente possam ser destinados à elaboração ilícita de substâncias entorpecentes, psicotrópicas ou que determinem dependência física ou psíquica, e dá outras providências, regulamentada pelo Decreto n°. 4.262/2002 ^[59].

Com a iniciativa de se prover um sistema de qualidade coeso e de auxílio as empresas no processo de seleção e na definição de planos de ação para melhorias dos prestadores de serviços logísticos visando à segurança dos empregados, do público (sociedade) e do meio ambiente, princípios os quais o comércio internacional prioriza.

É criado o Sistema de Avaliação de Segurança, Saúde, Meio Ambiente e Qualidade - SASSMAQ, elaborado pela Comissão de Transportes da ABIQUIM, dirigido aos Serviços de Logística para Produtos Químicos e Petroquímicos, perigosos e não perigosos, oferecidos por empresas de transporte rodoviário para Indústrias Químicas.

Também pode ser definida como uma ferramenta para avaliação, de forma uniforme, dos sistemas de gestão ambiental, de saúde, da segurança e da qualidade dos prestadores de serviços.

E que tem como objetivo o aperfeiçoamento e agilização do processo de qualificação e avaliação de transportadoras pelas empresas contratantes, visando a redução progressiva e contínua dos riscos envolvidos nas operações de transporte e distribuição de produtos químicos, de acordo com os parâmetros técnicos estabelecidos pelas indústrias químicas. É resultado de processo constante evolutivo dos serviços de logística, capaz de produzir efeitos positivos para todos os agentes envolvidos.

6.2 Breve histórico do SASSMAQ

Criado inicialmente em meados dos anos 90 com base no programa Atuação Responsável, o Conselho Europeu das Federações das Indústrias Químicas - CEFIC elaborado, Tendo como meta o desenvolvimento de uma série de Sistemas de Avaliação de Saúde, Segurança, Meio Ambiente e Qualidade, cada um ligado a um meio de transporte ou operação logística específica: rodoviário, ferroviário, armazém, estações de limpeza, prestadores de serviço em atendimento a emergências entre outros.

6.2.1 Caracterização e avaliação do SASSMAQ

O SASSMAQ consiste em um sistema de gestão capaz de fornecer informações do desempenho nas áreas de segurança, saúde, meio ambiente e qualidade das empresas prestadoras de serviços à indústria química. Sendo que na avaliação das empresas O SASSMAQ dependerá de organismos certificadores independentes e credenciados pela ABIQUIM. Nessa avaliação são considerados os “elementos centrais”, compostos pelos aspectos administrativos, financeiros e sociais da empresa, e os “elementos específicos”, constituídos pelos serviços oferecidos e pela estrutura operacional. O método de avaliação é realizado por meio de auditorias independentes, com base em um questionário padronizado, evitando assim a necessidade de auditorias múltiplas, com critérios diferenciados.

A avaliação pelo SASSMAQ não é considerada obrigatória, sua importância no mercado nacional no presente momento se restringe mais como um fator agregador diferencial comercial em meios competitivos e sua aplicação possui certa relevância para as empresas com interesse em comprovar a qualidade de serviços nas operações de logística.

Devido à grande variedade de serviços oferecidos atualmente nas avaliações SASSMAQ os módulos foram separados de acordo com a especificidade da atividade como, por exemplo, a natureza da atividade: transporte Rodoviário, estação de Limpeza, transporte ferroviário, atendimento a emergências entre outros, sendo que todos possuem por requisitos gerais os requisitos do elemento central e específico já previamente comentados. Em observação quanto aos operadores logísticos que tem mais de uma atividade no mesmo local podem efetuar a avaliação considerando os módulos integrados.

O módulo para transporte Rodoviário, lançado em Março de 2005 a princípio aplicado a todas as empresas de transporte rodoviário de produtos químicos a granel e as associadas à ABIQUIM entrou em vigor o compromisso de contratação de empresas avaliadas pelo SASSMAQ pelo Programa Atuação Responsável. Desde janeiro de 2006, esse compromisso foi estendido ao transporte rodoviário de produtos químicos embalados.

Para a redução do risco de acidentes envolvendo o processo de descontaminação de tanques, a ABIQUIM publicou em agosto de 2007, o Módulo Estação de Limpeza.

Apesar de o SASSMAQ não garantir a segurança e a qualidade do serviço prestado por um fornecedor, ele oferece um mecanismo para a avaliação do processo de melhoria contínua.

O SASSMAQ tem como base o envolvimento e a participação das seguintes empresas e instituições:

Abiquim – É responsável pelo gerenciamento do Sistema de Avaliação de Segurança, Saúde, Meio Ambiente e Qualidade.

Organismos de certificação – São especializados e credenciados para a avaliação, inspeção e auditoria de sistemas.

Prestadoras de serviços de logística – São as empresas interessadas na aplicação do SASSMAQ visando sua qualificação para atender a indústria química.

Indústria química – Como usuária dos serviços de logística procura estender a toda a cadeia produtiva os princípios de segurança, saúde, meio ambiente e qualidade que adota em suas operações.

6.3 Validade das avaliações

A avaliação é válida por dois anos. Avaliações de manutenção podem ser solicitadas pelas empresas de logística para verificação de melhorias, atualização ou implementação de novos sistemas de trabalho.

Quanto às restrições a implementação do SASSMAQ em razão a requisitos de certificações prévias é indicado preferencialmente, e não obrigatoriamente a certificação da empresa apenas como facilitação. Não há a obrigatoriedade de que a empresa esteja certificada nas normas ISO 9001, ISO 14001, OHSAS 18001 ou Transqualit^[60].

Dos programas de controle de qualidade existentes citados, são enfocados dois ocidentais e um de origem oriental apenas como exemplos para situar os programas de qualidade em relação à legislação, quanto à preocupação de se incorporar requisitos legais, um dos objetivos comentados e também da suscetibilidade dos sistemas.

O Seis Sigma, desenvolvido pela Motorola, enfatiza a melhoria dos processos com a finalidade de prover melhorias em geral. Pode ser definida como uma adaptação de várias ferramentas de qualidade em uma metodologia de qualidade total.

O Seis Sigma é uma metodologia rigorosa que se concentra em constante desenvolvimento e fornecimento de produtos e serviços. Também é uma estratégia de gestão em que ferramentas estatísticas são utilizadas para alcançar maior rentabilidade e os ganhos de avanço na qualidade. Também é referida como Total Quality Management (TQM)^[61].

O QFD (Quality Function Deployment)

Desdobramento da Função Qualidade (QFD) é um método de desenvolvimento de produtos, onde o produto ou processo é dirigido a partir da Voz do Cliente (VOC), por meio do desenvolvimento de requisitos, especificações, características de projeto, processo de seleção e controle do processo.

O processo QFD utiliza uma série de matrizes que estão ligadas como o produto / processo de desenvolvimento de serviços. Essa cascata de cliente (requisitos e controles eventualmente processos) é realizada por meio da avaliação de cada nível caminhando por alas que têm funções específicas^[62].

E finalmente o **Kaizen** (em japonês de “melhoria”) é uma filosofia japonesa que se concentra na melhoria contínua em todos os aspectos da vida. Quando aplicado ao local de trabalho, podem melhorar continuamente todas as funções de uma empresa, desde a produção até a gestão e do CEO para os trabalhadores da linha de montagem. Ao melhorar as atividades e processos padronizados, o Kaizen visa eliminar o desperdício.

O Kaizen foi implantado pela primeira vez em várias empresas japonesas durante a recuperação do país após a Segunda Guerra Mundial, incluindo a Toyota, e desde então se espalhou para empresas em todo o mundo.

É uma atividade diária, com o objetivo de ultrapassa a melhoria da produtividade simples. É também um processo que, quando feita corretamente, humaniza o trabalho, elimina o trabalho excessivamente rígido (“muri”), e ensina as pessoas a realizar experiências sobre o seu trabalho usando o método científico e como aprender a detectar e eliminar os desperdícios nas empresas. A filosofia pode ser definida como trazer de volta o processo de pensamento no ambiente de produção automatizada dominado por tarefas repetitivas que tradicionalmente exigiam pouca participação mental dos empregados ^[63, 64].

6.4 Atividades de transporte de produtos controlados

Além dos motivos de segurança e de geração de políticas preventivas a acidentes, há também especificidades em classes de produtos que necessitam ser considerados nos programas de controle. Atualmente princípios da conscientização ambiental podem ser observados na política de responsabilidade sócioambiental as quais representam cumprimentos para fins de minimização do impacto ambiental negativo decorrente de acidentes.

Como cumprimento legal tem como base na legislação, a lei n°. 10.357 de 2001^[59], Decreto n° 4.262 de 2002^[65], Portaria n° 1.274 de 2003^[66], Decreto lei n° 3.665 de 2000^[67] e a lei n° 6.911/35, e órgãos controladores a polícia federal, o exercito brasileiro e a policia civil. Sendo que para cada um dos órgãos competentes há a documentação exigida:

- Polícia Federal:
- Certificado de registro cadastral,
- Certificado de licença de funcionamento,
- Autorização especial,
- Autorização prévia (importação, exportação e reexportação),
- Mapas de controle e mensais,
- Estimativa Anual (artigo 31– Portaria 1274/03).
- Exército Brasileiro:
- Certificado de registro,

- Certificado internacional de importação,
- Autorização especial,
- Apostilamentos,
- Guias de tráfego,
- Mapas de controle trimestrais.
- Polícia civil:
- Alvará de licença,
- Certificados de vistoria,
- Mapas de controle trimestrais.

Em condições de adequação de inventário, transações internas entre filiais, empréstimos a terceiros, devoluções a terceiros, saídas e entradas por misturas de substâncias, devoluções por produto contaminado, falta de registro em livros de controle (venda sem nota fiscal) ou notas fiscais superfaturadas, data da fatura diferente do envio e ainda ocorrência de incêndios, furtos, roubos, evaporação, quebra no transporte, fracionamento e outras situações previstas ou não e que possam alterar os dados dos documentos anteriormente citados será necessário a efetiva correção e informes aos órgãos.

E na NBR 7500, Identificação para o transporte terrestre, manuseio, movimentação e armazenamento de produtos ^[68].

Criada a partir do projeto da NBR 7500:2002 do Comitê Brasileiro de Transportes e Tráfego e da Comissão de Estudo de Transporte de Produtos Perigosos, substituindo a NBR 7500:2001, NBR 5571:1977, NBR 8286:2000 e NBR 12739:1992 válida a partir de 31.03.2003, na qual têm como regulamento adicional da portaria 204/97 do Ministério dos Transportes, abrangendo classes e números de risco, embalagem, prescrições para transporte, relação de produtos classificados como perigosos. Nas figuras 6.1 a 6.5 há a exemplificação dos sistemas de identificação de transporte de produtos químicos usado em veículos comerciais de pequeno a grande porte, as informações adicionais para interpretação da simbologia vide Anexo I.

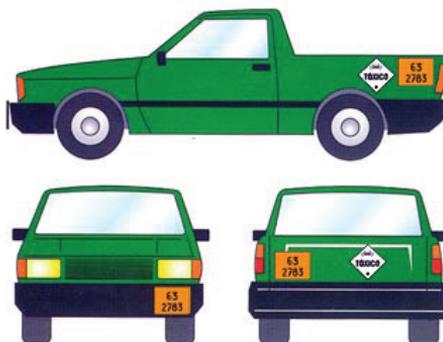
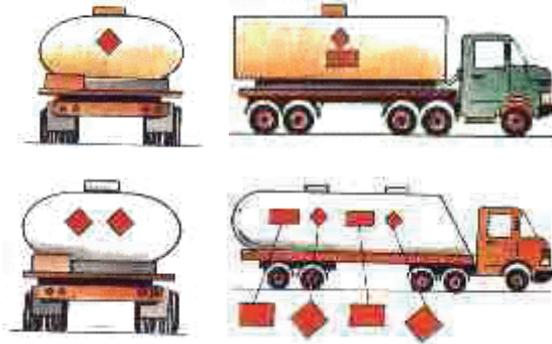


Figura 6.1 Disposição do sistema de identificação ONU em veículos de pequeno e de médio porte.



Figuras 6.2 e 6.3 Disposição do sistema de identificação ONU em veículos de grande porte.

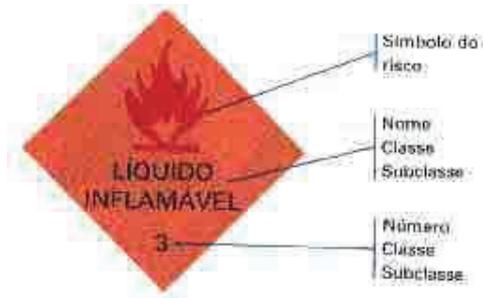


Figura 6.4 Exemplo do rótulo de risco.

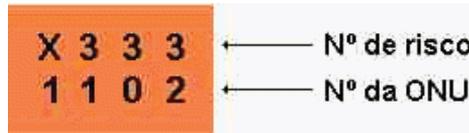


Figura 6.5 Exemplo de painel de segurança.

Para o transporte em navios existe o código da IMO (*International Maritime Organization*) que prescreve regras para o armazenamento de contêineres e no transporte aéreo a regulamentação fica sob a responsabilidade da IATA (*International Association Transport Air*), que também possui regras e restrições para produtos químicos e, ambas adotam a classificação da ONU.

6.5 Fundamentação da legislação ambiental

A legislação ambiental brasileira tem suas origens nos tratados internacionais, até meados da década de 1980 tinha-se como base a responsabilidade Aquiliana na qual se estabelece em linhas gerais a obrigatoriedade de reparação de

dados causados a terceiras pessoas por fato próprio ou por fato de pessoas ou a ela vinculadas. No processo se estabelecem por meio de elementos ou pressuposto como os atos ilícitos (situação quando se verifica desvios nos comportamentos ou atitudes padrões imposto pelo ordenamento). O dano como uma redução ou subtração de um bem, que afeta o patrimônio do ofendido, ou sua personalidade (honra, imagem, integridade física, liberdade, etc.). Ou seja, pode ser patrimonial ou moral. O nexó de causalidade (elo entre o dano e o fato gerador). E por fim a culpa podendo ainda ser caracterizada por negligência, imprudência ou imperícia (elementos: conduta voluntária com resultado voluntário; previsibilidade; falta de cuidado, cautela ou atenção).

E do artigo 225 da constituição federal que garante o direito de todos a um meio ambiente ecologicamente equilibrado, bem como o uso comum do povo essencial á sadia qualidade de vida impondo-se ao poder público e à coletividade o dever de defendê-lo e preservá-lo para as presentes e futuras gerações.

E do artigo 3, IV da lei 6938/ 81 que define o poluidor há ainda o chamado principio do poluídos pagador “... *Quem polui deve pagar e, assim, as despesas resultantes das medidas de prevenção, de redução da poluição e da luta contra a mesma devem ser suportadas pelo poluidor.*”

Gerenciamento de risco em poluição

As diversas fontes de poluição às quais estamos constantemente expostos nos dias atuais, nos remete a necessidade de se utilizar determinadas ferramentas na tentativa de controlar os diversos tipos de poluição gerados por todo e qualquer empreendimento, visando uma maior eficiência dos sistemas gestores responsáveis pela verdadeira implementação do tão citado desenvolvimento sustentável.

Dentre as principais preocupações, encontram-se a de como prevenir e/ou contornar determinados acontecimentos prejudiciais ao ambiente ou a saúde humana, sendo utilizado para tanto as diversas formas de avaliação e análise de riscos ambientais.

De forma unificada podemos definir o estudo de risco como um processo de estimativa da probabilidade de ocorrência de um evento e a magnitude provável de seus efeitos adversos (econômicos sobre a saúde e segurança humana, ou ainda ecológico) durante um período de tempo especificado ^[70].

Por vez temos diferentes meios, no caso diferentes métodos, de avaliação para se chegar a um fim comum: um sistema de gerenciamento de risco ambiental focado no controle de poluição seja ela destinada ao ambiente aquático, terrestre ou atmosférico. Uma vez que para se implementar qualquer projeto de controle através da prevenção ou da remediação, é exigido um conhecimento não só do poluente em si, mas também de sua fonte geradora, caracterizando assim o seu destino final.

Com isso a questão do gerenciamento de risco em poluição ambiental será dividida em três tópicos: gerenciamento de risco de poluição das águas; gerenciamento de risco de poluição do ar e gerenciamento de risco de poluição do solo. Porém, essa divisão é apenas para simplificar a parte didática, pois vale lembrar nenhum dos diversos tipos de poluição ocorre em um ambiente específico (aquático, terrestre ou atmosférico), mas sim de forma interligada direta ou indireta-

mente, o que torna ainda mais complexo o estudo do risco em poluição em si. Além de outros dois tópicos que relacionados a análise preliminar de perigo e a norma P4.261.

7.1 Gerenciamento de risco em poluição das águas

As principais preocupações quanto a poluição de ambientes aquáticos, refere-se a entrada de águas residuárias, lançamentos de efluentes industriais líquidos ou sólidos, em águas naturais ou de abastecimento público. No caso das águas para abastecimento público há também uma grande preocupação referente a toxicidade gerada por determinados organismos como toxinas liberadas por microalgas e pela presença de microrganismos patogênicos, principalmente por bactérias e protozoários.

As principais formas de gerenciamento do risco em poluição por tais fatores são feitas principalmente pelo pré-tratamento dos diferentes tipos de substâncias ou efluentes antes que adentrem o ambiente aquático, ou pelo processo de descontaminação passando principalmente pelas estações de tratamento de efluentes (ETE).

Os três tipos principais de tratamentos são: físico, químico e biológico. Seguindo esta ordem, basicamente os processos físicos são utilizados para separar sólidos em suspensão nas águas residuárias, mas também podem ser utilizadas para equalizar e homogeneizar um efluente. Nesses casos estão incluídos a remoção de sólidos grosseiros, de sólidos sedimentáveis, de sólidos flutuantes e da umidade do lodo utilizado, além da homogeneização e equalização de efluentes e diluição das águas residuárias ^[71].

Os processos químicos são utilizados principalmente para a remoção de contaminantes químicos uma vez que é necessário aumentar a eficiência de remoção de um elemento ou substância, ou modificar seu estado ou estrutura, simplesmente para alterar suas características químicas. Os principais são: coagulação seguido por floculação; precipitação química; oxidação; cloração; neutralização ou correção do pH. Onde esses processos geralmente são utilizados para a remoção de sólidos em suspensão coloidal ou mesmo dissolvidos, de substâncias que causam cor e turbidez ou odor, além de metais pesados e óleos emulsionados.

Já os processos biológicos procuram reproduzir, em dispositivos racionalmente projetados, os fenômenos biológicos observados na natureza, condicionando-os em área e tempo economicamente justificáveis. Os processos biológicos dividem-se em aeróbios e anaeróbios basicamente, onde os mais comuns são: lodos ativados e suas variações; filtro biológico anaeróbio ou aeróbio; lagoas aeradas; lagoas de estabilização facultativas e anaeróbias e digestores anaeróbios de fluxo ascendente ^[71].

Quanto ao gerenciamento da poluição para ambientes aquáticos, cabe também citar o problema relacionado à mancha de poluição, chamada de pluma de poluição, que pode ser causada pelos diversos fatores já citados, tanto para águas superficiais como para águas subterrâneas, sendo que alguns dos métodos mais utilizados hoje em estudos destas plumas são geofísicos, entre outros, o método do radar, métodos eletromagnéticos e métodos elétricos ^[72].

Onde uma das vantagens da utilização destes métodos consiste em permitir identificar e delimitar zonas anômalas, onde uma determinada propriedade física, condutividade elétrica por exemplo, assume valores nitidamente distintos do meio em que está inserida, possivelmente associada a uma pluma de poluição, particularmente no que diz respeito a sua extensão, profundidade e intensidade de uma forma rápida e econômica ^[73].

7.2 Gerenciamento de risco em poluição do ar

O controle da poluição do ar desde o planejamento do assentamento de núcleos urbanos e industriais e do sistema viário, até a ação direta sobre a fonte de emissão geralmente envolve as seguintes ações:

- a) medidas indiretas que tem como foco principal eliminar, reduzir, principalmente pela diluição, dispersão ou segregação dos poluentes, por exemplo planejamento urbano e medidas correlatas, diluição por meio de chaminés altas, medidas para impedir a geração dos poluentes;
- b) medidas diretas as quais visam reduzir a qualidade dos poluentes descarregados na atmosfera, com auxílio da instalação de equipamentos de controle de emissão, por exemplo, filtros de ar em chaminés.

Em caso de acidentes ou de falha nos sistemas de gerenciamento de poluição do ar acima citados, ainda há alternativas para se conseguir conter a poluição gerada. Para isso há a necessidade de se ter alguns dados a disposição, por exemplo tipo de poluente em questão, área de abrangência da pluma de dispersão, altura da camada de mistura, além de dados meteorológicos e também sobre a topografia da região em questão, para a partir deste ponto poder ser escolhida a metodologia a ser escolhida para o gerenciamento do risco em poluição ^[74].

7.3 Gerenciamento de risco de poluição do solo

Depósitos de lixo urbanos e industriais se incluem entre as fontes mais perigosas para a contaminação do ambiente terrestre e conseqüentemente dos recursos hídricos, mesmo aqueles construídos com projetos de proteção de suas bases e de drenagens dos efluentes.

Em várias partes do mundo a contaminação das águas superficiais e subterâneas tem sido associada a aterros sanitários e a depósitos de rejeitos industriais devido a falhas de operação ou de construção, bem como pelo desgaste das estruturas de proteção ^[75-83].

Assim, a preocupação com a destinação dos resíduos urbano-industriais tem sido crescente. Formas adequadas e menos impactantes para conduzir o processo de descarte estão sendo pesquisadas de forma intensiva. Entretanto, qualquer saída viável precisa incluir a transformação das consciências humanas no sentido de assimilar um redirecionamento da educação formal e informal voltada à redução do consumo e reutilização dos materiais já existentes evitando-se o desperdício. Além da integração de estudos geofísicos juntamente a conhecimentos de outras áreas, tais como a química, física e as ciências biológicas, revela-se como uma promissora metodologia para o diagnóstico de áreas contaminadas. Configurando-se como a mais adequada para estudos de monitoramento e de remediação^[88].

7.4 Análise preliminar de perigo

A Análise Preliminar de Perigo (APP) é uma técnica originada a partir do programa de segurança militar do Departamento de Defesa dos Estados Unidos ^[92].

Este tipo de metodologia pode ser utilizada em instalações em fase inicial de desenvolvimento, nas etapas de projeto ou mesmo em unidades já em operação, permitindo nesse caso, a realização de uma revisão dos aspectos de segurança existentes. Além disso, tem como principal vantagem fornecer informações sobre a tipologia de um acidente em potencial, facilitando assim, a implementação das ações preventivas que minimizem quaisquer chances de ocorrências de acidentes, além de possibilitar a aplicação de medidas mitigadoras, caso ocorra o acidente ^[85].

Citando como exemplo um estudo onde o objetivo principal era analisar os riscos ambientais presentes na operação de uma Estação de Tratamento de Esgotos (ETE) utilizando a APP, a instalação da ETE foi dividida em “módulos de análise” (elevatória, gradeamento, caixas de areia, decantadores, adensadores e secagem de lodo), onde cada um foi submetido à análise feita pelo preenchimento de uma planilha, que basicamente faz uma relação entre a frequência e a magnitude do impacto, além de fornecer sugestões sobre as possíveis causas e as medidas corretivas que podem ser aplicadas ^[85].

A frequência faz uma indicação qualitativa das ocorrências para cada cenário identificado e deve ser preenchida segundo as Tabelas 7.1, 7.2 e 7.3.

Tabela 7.1 Categorias de frequências.

	DENOMINAÇÃO	FREQUÊNCIA (ANUAL)	DESCRIÇÃO
A	Extremamente remota	$F < 10^{-4}$	Possível mas extremamente improvável
B	Remota	$10^{-4} < F < 10^{-3}$	Não esperado
C	Improvável	$10^{-3} < F < 10^{-2}$	Pouco provável
D	Provável	$10^{-2} < F < 10^{-1}$	Esperado ocorrer uma vez durante a vida útil da instalação
E	Frequente	$F > 10^{-1}$	Esperado ocorrer várias vezes durante a vida útil da instalação

Tabela 7.2 Categorias de severidades. Estabelece o nível de risco, que correlaciona a frequência à severidade dos eventos indesejáveis.

CATEGORIAS	DENOMINAÇÃO	DESCRIÇÃO/CARACTERÍSTICAS
I	Desprezível	Sem danos ou danos insignificantes
II	Marginal	Danos leves controláveis
III	Crítica	Danos severos/Exige ações corretivas imediatas
IV	Catastrófica	Danos irreparáveis ou de lenta recuperação

Tabela 7.3 Matriz de classificação de risco – frequência x severidade.

	A	B	C	D	E
V	MENOR	MODERADO	SÉRIO	CRÍTICO	CRÍTICO
III	DESPREZÍVEL	MENOR	MODERADO	SÉRIO	CRÍTICO
II	DESPREZÍVEL	DESPREZÍVEL	MENOR	MODERADO	SÉRIO
I	DESPREZÍVEL	DESPREZÍVEL	DESPREZÍVEL	MENOR	MODERADO

No mesmo estudo, os autores afirmam que esta metodologia é recomendada quando seus resultados são utilizados de forma precursora a outras análises que adotem técnicas mais detalhadas ^[85].

Com isso, podem ser citadas duas abordagens diferentes, mas complementares, que podem ser utilizadas na avaliação de risco em poluição: A) Por um lado, pode-se identificar as fontes potencialmente perigosas e estabelecer uma hierarquia dos riscos relacionados. Para que seja possível atribuir assim priorida-

de às fontes mais perigosas e conseqüentemente permitir que sejam trabalhadas primeiro, por exemplo utilizando-se como base a APP; B) Por outro lado, pode-se estimar os riscos de um determinado local com a ajuda dos poluentes já detectados. Neste caso, a avaliação de risco pode ser realizada de duas maneiras: previamente (com base nos resultados do diagnóstico do estado do local estudado) ou posteriormente (com base em propostas concretas, mitigadoras e preventivas que visam a remediar os efeitos observados) ^[86].

Por fim, vale salientar que independentemente da metodologia utilizada para o gerenciamento de risco e controle de poluição, há a necessidade dentre outras coisas de se atender ao requisitos de auditoria ambiental, inventário de emissões de poluentes para o ambiente, de se estar em conformidade com a legislação ambiental, comunicação e relacionamento com a comunidade, além do monitoramento da política ambiental. E que, além disso, um adequado plano de emergência em casos de incidentes graves de poluição acidental dentre outros riscos, em uma área em desenvolvimento é essencial dentro dos planos de desenvolvimento de qualquer empreendimento que envolva substâncias perigosas ou que esteja situado em áreas que exijam uma maior atenção quanto aos efluentes gerados ^[87].

7.5 Norma técnica P4.261

Os grandes acidentes de origem tecnológica envolvendo substâncias químicas, ocorridos nas décadas de 70 e 80, motivaram os órgãos governamentais a promover diversos programas para o gerenciamento de riscos impostos por atividades industriais. Assim, as técnicas para a identificação de perigos e estimativa dos efeitos no homem e no meio ambiente decorrentes de incêndios, explosões e liberações de substâncias tóxicas, foram gradativamente adaptadas e aperfeiçoadas e passaram a ser incorporadas como “ferramentas” para o gerenciamento de riscos em atividades industriais, em particular nas indústrias química e petroquímica ^[86].

A Norma P4.261 da CETESB tem como objetivo padronizar e aperfeiçoar as metodologias praticadas na elaboração de Estudos de Análise de Riscos em atividades consideradas perigosas e é dividida em duas partes: 1) Critério para classificação de instalações industriais quanto à periculosidade. Orientando a tomada de decisão quanto à necessidade ou não da realização de um estudo de análise de riscos para os empreendimentos industriais durante o processo de licenciamento ambiental; 2) Termo de referência para a elaboração de Estudos de Análise de Risco. Fornecendo as orientações básicas para a elaboração de estudos de análise de riscos e apresenta a visão da CETESB quanto à interpretação e avaliação dos resultados ^[84-86].

O acúmulo de contaminantes no ar, a degradação dos solos e das águas, a constante produção de resíduos poluentes e a destruição da biodiversidade têm acontecido em grande magnitude. Em função disso, o gerenciamento de risco em poluição garante a minimização dos diferentes impactos no ambiente, além de otimizar o uso dos recursos naturais, econômicos, financeiros e humanos de qualquer empreendimento que dele utilize ao longo de sua administração. Uma vez que a utilização adequada de ferramentas disponíveis para o gerenciamento ambiental é importante para a implantação do controle da poluição.

De maneira geral pode-se afirmar que a prevenção, somada a previsão preliminar do risco em poluição é mais barata e vantajosa, além de ser também a maneira mais inteligente de se lidar com a poluição em si.

Para o risco ecológico em âmbito nacional pode-se afirmar que o mesmo encontra-se ainda em processo de evolução comparado ao nível internacional. Entretanto, o significativo aumento do interesse por parte da população mundial, face os riscos eminentes que estão sendo mostrados, faz com que mais atenção seja dada ao assunto e que mais comprometimentos sejam assumidos em função da preservação dos recursos naturais existentes ^[70].

Biomarcadores e o processo de avaliação de risco ambiental

Diante do processo de modernização nas últimas décadas e suas consequências, incluindo as desigualdades sociais, poluição e degradação ambiental; a crescente concentração de poder econômico e político; a industrialização acelerada em todos os países cada vez mais cresce o número de e o uso de novos métodos tecnológicos na agricultura ^[89] têm contribuído para a elevação de resíduos tóxicos encontrados no meio ambiente. Esses resíduos muitas das vezes são produtos finais ou até mesmo insumos gerados e que são despejados com inúmeras substâncias químicas perigosas comprometendo assim a saúde dos seres vivos que habitam nesses ecossistemas ^[90], assim como, os diversos compostos orgânicos estranhos aos sistemas biológicos provenientes dessas atividades exercem uma força constante sobre o meio ambiente ^[89], conseqüentemente, a espécie humana está sujeita a uma série de riscos decorrentes dos fatores ambientais envolvidos, tais como: fatores psicológicos, fatores acidentais, fatores biológicos, fatores físicos e fatores químicos ^[89].

Devido os riscos à saúde humana, em alguns países foram criados procedimentos de avaliação, que além de dimensionar o risco, assinalam recomendações para eliminação da exposição humana, ações de saúde direcionadas às populações expostas, bem como de remediação das fontes de emissão ^[91].

A Agência Americana de Proteção Ambiental (EPA) instituiu em 1980 a Lei Abrangente de Resposta, Indenização e Responsabilidade Ambiental (*Comprehensive Environmental Response, Compensation and Liability Act – CERCLA*), conhecida como Lei do Superfundo (*The Superfund Amendments and Reauthorization Act - SARA*). Essa lei estabeleceu um programa nacional destinado a identificar e descontaminar áreas contaminadas nos Estados Unidos. De acordo com a USEPA, (1989) esse programa tem como objetivo proteger a saúde humana e o meio ambiente das usuais e potenciais ameaças de substâncias químicas

micas não controladas. Para auxiliar na implantação do programa Superfund, a EPA desenvolveu um processo de avaliação de risco à saúde humana como parte do programa de remediação ^[92].

Esse processo foi adaptado a partir de três outros documentos elaborado pelo (a):

1. Academia Nacional de Ciência (NAS), em 1983, Avaliação de Risco no Governo Federal: processo de gerenciamento (Risk Assessment in the Federal Government: Managing the Process);
2. Departamento de Política de Ciência e Tecnologia (OSTP), em 1985;
3. Serviço de Pesquisa do Congresso (CRS).

Em 1985, por solicitação da EPA, a agência americana da ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry) passou a realizar avaliações de saúde pública em locais com resíduos perigosos. Dessa forma, a ATSDR vem atualizando sua abordagem de avaliação de risco à saúde pública ^[93].

A partir das Leis CERCLA (1980) e SARA (1986), outras iniciativas de adaptação metodológica de avaliação de risco surgiram para áreas específicas, como o caso do petróleo, que vem utilizando o procedimento da RBCA (Risk-Based Corrective Action Applied at Petroleum Release Sites). Em 1998 essa metodologia foi expandida para outros contaminantes em uma nova versão, denominada Chemical Release ^[94].

De acordo com HACON (2004) ^[92], nos Estados Unidos, os programas regulatórios estaduais e federais de avaliação de risco têm estabelecido metas de gerenciamento ambiental para compostos químicos com base no valor basal (background), nas concentrações das substâncias e/ou compostos em áreas não impactadas ou nas concentrações do contaminante que podem ser alcançadas como o uso de tecnologias limpas, limite de detecção analítica e os efeitos observados no ambiente e no homem.

Para a avaliação de risco ambiental há quatro etapas inter-relacionadas, a saber:

1. identificação do perigo;
2. avaliação dose-resposta;
3. avaliação da exposição;
4. caracterização do risco.

Essas etapas deverão estar presentes de forma integrada no processo analítico de um estudo de avaliação de risco sócio-ambiental como parte da metodologia. Essa metodologia pode ser aplicada a situações de risco atual, passada ou futura. A experiência na avaliação de risco vem sendo aplicada em situações onde a contaminação química por produtos perigosos são os principais agentes e estão associados à saúde humana e ao meio ambiente.

Detalhamento das etapas:

1. Identificação do perigo: é a primeira etapa para avaliar o risco. Para isso, deve-se identificar o contaminante primário, ou seja, aquele oriundo da fonte de

contaminação, suspeito de representar riscos ao ambiente e à saúde humana, e a quantificação das concentrações no ambiente ou ao menos sua ordem de grandeza. A descrição dos tipos de toxicidade apresentado pelo agente contaminante deve ser apresentada, como por exemplo, sua carcinogenicidade, neurotoxicidade, teratogenicidade, etc., além da descrição dos meios de contaminação (água, ar, solo e biota). O monitoramento ambiental também auxilia na descrição, assim como os estudos epidemiológicos e de toxicidade em animais ou de outros tipos de estudos experimentais. Podemos denominar essa etapa como avaliação de perigo quali-quantitativa. O estudo toxicológico ou ecotoxicológico é uma etapa intermediária entre a identificação do perigo e o estabelecimento da relação dose-resposta. Nessa etapa, uma pergunta importante deve ser respondida: quais são os perigos potenciais na área impactada? Essa será a fundamental etapa para a formulação do problema na estruturação do estudo.

2. Avaliação dose-resposta: é a etapa que caracteriza a relação entre a dose administrada ou recebida de uma ou mais substâncias e a incidência de um dado efeito deletério significativo no ambiente e/ou numa população exposta a essas substâncias ^[95]. É importante saber de que forma o agente tóxico entra em contato com o organismo, podendo ser pela via respiratória, dérmica ou gástrica. Há duas grandezas que são utilizadas: NOAEL (no observed adverse effect level), isto é, um valor-limite resultante da relação dose-resposta que não apresenta efeitos adversos observáveis ao homem e aos organismos expostos (com esses dados, estudos epidemiológicos podem ser complementados) e o LOAEL (low observed adverse effect level), que se refere à dose mais baixa de um contaminante químico ou estressor ambiental que pode causar efeito adverso observável ao ecossistema e ao homem ^[92]. O critério adotado pela EPA na avaliação da toxicidade sistêmica é a dose de referência (RfD – Reference Dose). A RfD é obtida dividindo-se o NOAEL por fatores de incertezas da ordem de 1 a 10.000. O valor de incerteza a ser aplicado depende da natureza do efeito tóxico, a adequabilidade dos valores utilizados na obtenção do NOAEL e das variações interespecie e interindividual. Normalmente, utiliza-se um fator igual a 100 para variações interindividuais, na ausência de estudos dessa magnitude. Se há dados disponíveis, esse fator poderá ser reduzido. Essa etapa também pode incluir uma avaliação das variações das respostas, como por exemplo, da suscetibilidade entre jovens e idosos (WHO, 1999 ^[96]; USEPA, 1989 ^[95]).

3. Avaliação da exposição: de acordo com SEXTON *et al.*, (1992) ^[97]; USEPA, (1992) ^[98]; STEVENS *et al.*, (1989) ^[99], existem diversas metodologias para essa etapa que consiste no estudo do contato do organismo com o agente físico ou químico. A exposição é determinada pela medida ou estimativa de um agente químico no meio e pela sua capacidade de incorporar no organismo (biota e homem) durante um determinado período. No caso da exposição humana, as principais

vias de contaminação são pelo pulmão, pele e trato gastrintestinal ^[106]. Na avaliação do risco à saúde humana, o objetivo da exposição é determinar ou estimar a magnitude, a frequência, a duração e as vias de exposição mais representativa de feitos potenciais à saúde do homem.

A avaliação da exposição introduz informações específicas do local impactado na caracterização do risco ^[100]. Dessa forma, uma análise de incerteza deve ser adicionada, pois, toda exposição deve considerar múltiplos cenários de exposição ^[101], incluindo os reais e atuais, aqueles hipotéticos e os conservativos, assim como, os grupos mais sensíveis de dada população, de modo a proteger o maior número de indivíduos expostos. A análise de incerteza é imprescindível, uma vez que são diversas as incertezas associadas à modelagem de risco, a qual poderá subsidiar tecnicamente o processo de tomada de decisão. Para isso, é necessário definir o melhor marcador de exposição em função do contaminante e de sua forma química, da via de exposição, tempo e coleta do indicador biológico de exposição. No caso da exposição ambiental, em que o alvo é a biota, a caracterização descreve o contato potencial ou atual do estressor com o receptor. A avaliação é realizada com as informações da distribuição do agente no meio ambiente, extensão de contato ou ocorrência do estressor e as características do ecossistema e dos receptores ambientais. O propósito objetivo da avaliação da exposição num determinado ecossistema é produzir um perfil de exposição que identifique o receptor (entidade ecológica) e descreva o curso do estressor da fonte ao receptor e a intensidade espacial e temporal de ocorrência ou contato do estressor ^[92].

4. Caracterização do risco: é a etapa final do processo de avaliação de risco. Integra as três etapas e apresenta de forma suscita a expressão do risco qualitativo, pela avaliação da toxicidade da substância e por meio de resultados quantitativos da exposição para qualquer perigo associado ao agente de interesse. Permite evidenciar a relação entre os efeitos ecológicos e os efeitos à saúde humana resultantes da exposição. A caracterização quantitativa do risco consiste no cálculo do potencial de ocorrência dos efeitos. No caso das substâncias tóxicas, essa caracterização é realizada por meio do quociente de risco (QR), calculado pela razão entre a dose de exposição ou potencial e a dose de referência ^[95]. Esse cálculo será apresentado mais adiante.

Em 1992, após várias discussões científicas mundiais sobre prevenção de impactos ambientais, a USEPA lançou uma nova abordagem, intitulada “Avaliação de risco”. Esta abordagem incorpora informações derivadas cientificamente, com preocupações sociais e econômicas, para projetar as consequências da ação de estressores de origem antropogênica sobre o ambiente e, com base nesse modelo projetado, poderem definir ações para evitá-las ^[90].

No Brasil, a metodologia para avaliação de risco à saúde humana por resíduos perigosos é uma atividade recente e, diferente do que ocorre nos países onde

esta prática já existe desde a década de 80, ainda não existe leis jurídicas-institucionais que imponha sobre os resultados dos estudos de avaliação de risco.

A metodologia da ATSDR tem sido difundida no Brasil a partir do ano de 1990 devido, principalmente, aos esforços da OPAS – Organização Pan-americana da Saúde – por meio de cursos e palestras voltados para os técnicos do setor saúde. Os esforços da OPAS foram reconhecidos durante a realização do I Workshop de Avaliação e Remediação de Contaminação Ambiental com Efeito na Saúde Humana, realizado em Brasília no ano de 2000, organizado pelo Departamento de Ciência e Tecnologia do Ministério da Saúde. Neste evento, que reuniu especialistas nacionais e internacionais, foi consensual a necessidade da utilização de uma avaliação de risco cuja pudesse agregar os conhecimentos adquiridos nos últimos anos e que permitisse a geração de recomendações para uma intervenção do Ministério da Saúde. Especificamente, foi indicada para esta avaliação de risco a metodologia desenvolvida pela ATSDR.

Em 2002, a OPAS contratou a Empresa AMBIOS Engenharia e Processos Ltda. para realizar a primeira avaliação de risco à saúde humana utilizando a ATSDR. Esse estudo foi na Cidade dos Meninos (Duque de Caxias – RJ), devido a contaminação dos compartimentos ambientais e da cadeia alimentar gerada por uma unidade de produção de praguicidas organoclorados do Ministério da Saúde que havia encerrado suas atividades na década de 50. A Fundação Nacional da Saúde (FUNASA), por meio da CGVAM - Coordenação Geral de Vigilância Ambiental em Saúde, também realizou estudos de avaliação de risco à saúde humana, em áreas no Brasil como é o solo contaminado do município de Santo Amaro da Purificação na Bahia. A execução da avaliação de risco à saúde humana nestas áreas, além de buscar soluções e recomendações de saúde para as populações expostas aos contaminantes, objetiva a adequação da metodologia da ATSDR às especificidades nacionais que resulte no desenvolvimento de um método nacional como ferramentas à Vigilância em Saúde Ambiental relacionada com a contaminação do solo, componente do SINVAS - Sistema Nacional de Vigilância Ambiental em Saúde.

A avaliação da exposição com base nos agentes químicos constitui um importante aspecto para a saúde pública, tendo em vista a possibilidade de se prevenir e/ou minimizar a incidência de mortes ou até mesmo as doenças decorrentes da relação das substâncias químicas com o organismo humano^[91]. A monitoração da exposição é um procedimento que consiste na avaliação e interpretação de parâmetros biológicos e/ou ambientais, com a finalidade de detectar os possíveis riscos à saúde^[89], e de como interagem com o meio ambiente, tem sido foco de intensa investigação na toxicologia aquática. Esta exposição pode ser avaliada por medida de concentração do agente químico em amostras ambientais, como ar, água (monitoração ambiental), ou através da medida de parâmetros biológicos

(monitoração biológica), sendo estes denominados de indicadores biológicos ou biomarcadores. A monitorização biológica da exposição aos agentes químicos significa a medida da substância ou seus metabólitos em vários meios biológicos, como sangue, urina, ar exalado e outros ^[89].

8.1 Indicadores biológicos (ou biomarcadores)

Em 1987, quando o termo bioindicador surgiu, foi proposta uma definição, sendo estabelecido que fossem “indicadores que assinalavam eventos em sistemas ou amostras biológicas sob exposição a contaminantes químicos”. A ênfase era o efeito em humanos. No entanto, Adams (1990) ^[102] modificou a definição original para incluir respostas de organismos, populações e comunidades aquáticas.

Leonzio & Fossi (1993) ^[103] também ampliaram a definição (por conseguinte o uso de biomarcadores) indicada pela *National Academy of Sciences*, definindo o que propuseram chamar de biomarcadores ecotoxicológicos, como variações bioquímicas, celulares, fisiológicas ou comportamentais que possam ser medidas em amostras de tecidos ou fluidos orgânicos, em organismos ou populações, que possam evidenciar exposição ou efeitos de um ou mais poluentes químicos ou radiações, e Depledge (1994) ^[104] ampliou a definição, introduzindo respostas comportamentais a definição e outras perspectivas ecotoxicológicas críticas, como diversidade genética.

Mais recentemente, Decaprio (1997) ^[105] definiu biomarcador como um indicador biológico que demonstra o efeito resultante de exposição a um estressor, que pode ser explicada como caso adaptativo não patogênico ou como alteração de um caso funcional, dependendo da toxicocinética e do mecanismo de ação do estressor.

Existem biomarcadores moleculares, celulares e ao nível de indivíduo. As duas características mais importantes dos biomarcadores são:

- a) permitem identificar as interações que ocorrem entre os contaminantes e os organismos vivos;
- b) possibilitam a mensuração de efeitos sub-letais. Esta última característica permite pôr em prática ações remediadoras ou, melhor ainda, ações preventivas.

A utilização de biomarcadores em estudos de toxicologia apresenta várias vantagens, pois permite: (a) detectar precocemente a existência de contaminação por substâncias tóxicas biologicamente significativas, (b) identificar espécies ou populações em risco de contaminação, (c) avaliar a magnitude da contaminação, e (d) determinar o grau de severidade dos efeitos causados pelos contaminantes ^[106]. Portanto, é de grande importância e de interesse atual a análise de biomarcadores em programas de avaliação da contaminação ambiental.

O que será avaliado?

É possível avaliar todos os contaminantes em um sistema ambiental poluído?

Por que usar biomarcadores na avaliação de risco?

Todas essas questões acima levantadas são de difíceis respostas, pois não é fácil encontrar estudos de riscos com objetivos bem definidos em relação aos contaminantes e/ou estressores de interesse. A importância do uso de biomarcadores é a limitação da avaliação de risco clássica ^[92]. O risco clássico define-se como a medição da quantidade do contaminante presente e sua relação com os dados experimentais em animais de laboratório e seus efeitos adversos causados por dada quantidade do contaminante. A limitação somente é dada aos poucos compostos químicos conhecidos. A situação atual é que a exposição acontece aos diversos compostos químicos e suas variedades, assim como suas misturas, não se têm estudos. O sistema de monitoramento químico e biológico deve ser realizado de forma complementar.

Os biomarcadores são utilizados tanto na avaliação de risco ambiental quanto de risco à saúde humana; de acordo com HACON, (2004) ^[92], são medidas que incluem todos os níveis de organização ecológica, considerando desde uma única espécie até as populações de um ecossistema. Podem ser utilizados para avaliar populações humanas e ecossistema com diferentes níveis de organização ^[107], além disso, podem ser usados para auxiliar no processo de remediação, respaldar os modelos de exposição e avaliar o sucesso de remediação, restauração e gerenciamento ambiental.

O termo biomarcador é usado de forma ampla, incluindo quase qualquer medida que possa refletir a interação entre o sistema biológico e um agente ambiental, que pode ser químico, físico ou biológico ^[92]. Neste capítulo do livro, será discutido apenas os agentes químicos, especificamente os inorgânicos (arsênio, chumbo e mercúrio), devido a que são considerados os mais perigosos e apresentam um maior risco a saúde pública segundo a classificação feita pela ATSDR em 2007 de substâncias perigosas (Summary Data for 2007 Priority List of Hazardous Substances ATSDR)^[91].

Os resultados das análises realizadas com biomarcadores são de grande relevância para o processo de avaliação de risco à saúde humana. As respostas medidas podem ser funcionais, fisiológicas, bioquímicas em nível celular ou de interação molecular ^[108].

8.2 Tipos de biomarcadores e funções

Os biomarcadores podem ser classificados como de exposição, efeito e suscetibilidade ^[109].

- a) Biomarcadores de exposição ou de dose interna: identifica o perigo; associa resposta com o resultado clínico do indivíduo e a probabilidade de diagnosticar doenças; confirma e avalia os indivíduos e as populações expostas a substância química; associa exposição externa com a dosimetria interna.

- b) Biomarcadores de efeito: documenta alterações pré-clínicas ou efeitos adversos à saúde, elucidados pela exposição externa e pela absorção de um químico.
- c) Biomarcadores de suscetibilidade: elucidam o grau de resposta da exposição apresentada pelo indivíduo.

8.3 Seleção de biomarcadores

O processo de seleção e validação requer considerações de especificidade e sensibilidade do biomarcador como medida de contribuição da exposição a um efeito adverso observado. Um processo similar deve ser aplicado para estabelecer exatidão, precisão e controle de qualidade dos processos analíticos para as medidas do biomarcador selecionado, como por exemplo, seguir procedimentos nacionais como ABNT (Associação Brasileira de Normas Técnicas).

É importante considerar os fatores físicos e químicos do agente químico: se ele está misturado ou adsorvido em uma partícula, por exemplo; sua concentração, duração, frequência, magnitude da exposição, via de exposição humana. Essas informações poderão ajudar a definir o tipo de biomarcador a ser usado para avaliar a exposição, efeito e a suscetibilidade ^[109].

É importante integrar o biomarcador ao monitoramento químico do contaminante no sistema ambiental. O uso de biomarcadores no biomonitoramento complementa, determina ou prediz os níveis de contaminantes no ambiente.

Na avaliação do risco ecológico, respostas biológicas de elevado nível organizacional (população, comunidade e ecossistema) são consideradas bioindicadores. É importante comentar que qualquer mudança em algum desse nível apresentado, elas não podem ser consideradas biomarcadoras específicas. A relação entre um biomarcador e um bioindicador, considerando suas especificidade e relevância ecológica.

8.4 Avaliação do perfil de exposição ambiental

Essa avaliação de exposição são todas as informações que ajudarão a caracterizar o risco socioambiental. São observados os seguintes itens para essa avaliação os receptores:

- 1) o padrão de ocorrência;
- 2) a extensão;
- 3) o contato da ação dos agentes estressores.

A quantidade da exposição é estimada realisticamente da exposição total ou parcial, expressa em termos de dose por unidade de peso do indivíduo ou organismo por dia (mg/Kg/dia) ^[95,98,110].

Equação-Padrão para cálculos da dose potencial

$$\text{Dose potencial} = \frac{C \times TI \times TA \times FE \times DE \times I/AT}{PC}$$

C = concentração média do agente estressor no meio (exemplo: mg/L na água);

TI = taxa de ingresso do contaminante no organismo (exemplo: L água/dia);

TA= taxa de absorção da substância em %

FE= frequência da exposição (dias/ano);

DE= duração da exposição (horas, dias, anos);

PC= peso corpóreo (Kg);

AT= tempo ponderado.

A avaliação humana se resume na dose interna estimada pelo modelo toxicocinético ou por medidas de biomarcadores realizados nos receptores. Essa avaliação complementa a avaliação por exposição ambiental e oferece uma resposta mais adequada à dose potencial estimada, correlacionando os agentes químicos (níveis) que podem ser encontrados no meio ambiente (sua dose interna e seus potenciais efeitos adverso), além de determinar a tendência dos teores de contaminação.

Para verificar a estimativa da exposição ambiental deve-se verificar o tipo de distribuição dos valores dos parâmetros avaliados. O uso de valores médios de absorção do agente estressor é recomendado e para as concentrações, os valores de média ou mediana devem representar os níveis dos agentes estressores no ambiente. Em estudos de representação de um cenário conservativo, é recomendado do uso de valores máximos para esses agentes, assim como para absorção pelos receptores ambientais. Dessa forma, teremos a identificação do perfil da exposição, com objetivo de caracterizar o risco com informações importantes e avaliar se os caminhos de exposição no modelo conceitual foram analisados.

O perfil identifica o receptor, descreve os caminhos, a intensidade da exposição e a extensão temporal e espacial de ocorrência ou contato, descreve o impacto da variabilidade e a incerteza da exposição estimada.

De acordo com o meio de exposição que melhor representar a principal via de exposição, a equação específica para o meio (solo água, ar e biota) deve ser usada, considerando os parâmetros específicos, como, por exemplo, o fator de volatilização de alguns hidrocarbonetos, o equilíbrio de partição entre o contaminante dissolvido na água subterrânea e na fase de vapor e o total das partículas suspensas^[92].

Segundo HACON, (2004)^[92], há dez questões importantes que ajudarão nessa avaliação:

- 1 a escala espacial da exposição deve ser apresentada com base em simulação de cenários por meio de modelos de dispersão. Isto é, como os estressores

atingem o sistema ambiental local e/ou regional? Como se dá o transporte dos estressores em nível ambiental local?

- 2 que tipo de barreira geográfica existe? Que tipo de fatores abióticos podem influenciar ou estão influenciando o comportamento dos agentes estressores?
- 3 quais os caminhos de exposição identificados como os mais relevantes em nível de sistema ambiental? E em nível de indivíduos expostos?
- 4 quais as rotas de exposição mais relevantes para os grupos ambientalmente expostos?
- 5 qual a intensidade da exposição e sua variabilidade?
- 6 quais as doses de exposição para os vários cenários?
- 7 quais as incertezas associadas à exposição?
- 8 quais incertezas podem ser reduzidas por informações adicionais?
- 9 quais variáveis influenciam a exposição?
- 10 quais parâmetros precisam ser aprofundadas numa reavaliação?

De acordo com HACON, 2004 ^[92] a caracterização do sistema ambiental – dependendo da qualidade dos dados e das informações disponíveis, há a possibilidade de caracterizar os efeitos ecológicos no ecossistema-alvo do estudo. A caracterização dos efeitos ecológicos tem por objetivo responder às seguintes questões: quais as entidades ecológicas afetadas?

1. qual a natureza do efeito?
2. qual informação causal relaciona o agente estressor a efeito observado?
3. quais as incertezas associadas ao perfil da exposição no ecossistema-alvo?

A revisão da literatura sobre os efeitos ecológicos são integradas com as evidências dos impactos existentes no local do estudo. Essa análise também permite verificar se a natureza do efeito está associada aos *endpoints*. Logo, se uma única espécie é afetada, o efeito deve representar os parâmetros apropriados para esse nível de organização. Exemplos incluem efeitos de mortalidade, taxa de crescimento e reprodução. Em nível de entidades ecológicas, os efeitos devem ser sintetizados em termos de estrutura ou função do ecossistema, dependendo da avaliação dos *endpoints*. Em alguns casos, a dose-resposta pode ser verificada pela avaliação dos impactos ecológicos existentes ao longo de um gradiente de contaminação da área de estudo e complementada com os modelos de transporte dos contaminantes ambientais ^[98,110].

O perfil agente estressor-resposta deve expressar os efeitos em termos de avaliação de *endpoints*, mas nem sempre isso é possível, porque as características ecológicas são pouco conhecidas. Assim, temos que extrapolar as informações dos locais com características similares para essa avaliação. Esses métodos devem ser explicados e a análise estatística deve incluir o limite de confiança associado à relação exposição-resposta.

As evidências da causa também podem ser apresentadas pela evidência da observação (por exemplo, peixes mortos podem estar associados à contaminação de rios por despejos de efluentes de indústrias químicas) ou dados experimentais (testes de laboratórios com efluentes em questão relacionam morte de peixes a concentrações similares àsquelas encontradas no campo). As associações causais são favorecidas quando se têm ambas as informações.

Técnicas experimentais são frequentemente usadas para a avaliação da causalidade em um complexo de misturas químicas^[111]. As opções incluem avaliação dos componentes da mistura separadamente, desenvolvimento e teste da mistura sintética ou determinação da toxicidade da mistura e como esta se relaciona com os componentes individuais. A escolha do método depende do objetivo da avaliação, dos recursos e dos dados disponíveis para os testes^[98,110].

Quando não há dados, a técnica de julgamento profissional é indicada. Entretanto, não é um processo ideal, pois essa opção se baseia na extrapolação de dados. Toda técnica a ser utilizada para a avaliação dos *endpoints* e a caracterização dos efeitos devera ser justificada.

Na extrapolação dos efeitos observados do laboratório para o campo, quando os organismos estão expostos a estressores químicos, algumas perguntas devem ser respondidas:

1. No ecossistema focal, como os fatores bióticos e abióticos controlam as populações de organismos de interesse (*endpoints*)?
2. Quais estágios de vida do organismo estão sendo mais afetados pelo estressores químicos.

A evidência das causas dos efeitos reportados em determinado ecossistema é o ponto-chave para caracterizar o risco ecológico.

8.5 Perfil da exposição para a saúde humana

8.5.1 Dose potencial

A equação genérica para a estimativa do ingresso do contaminante no organismo humano é baseada na equação-padrão para cálculo da dose potencial^[95].

$$\text{Dose potencial} = \frac{C \times TI \times TA \times FE \times DE \times I/AT}{PC}$$

C = concentração média do agente estressor no meio (exemplo: mg/L na água);

TI = taxa de ingresso do contaminante no organismo (exemplo: L água/dia);

TA = taxa de absorção da substância em %

FE= frequência da exposição (dias/ano);
DE= duração da exposição (horas, dias, anos);
PC= peso corpóreo (Kg);
AT= tempo ponderado.

8.5.2 Concentração do contaminante no meio ambiente

Para cada variável de entrada no modelo de estimativa da exposição, uma variação de valores é apresentada para cada via de exposição. O valor de dose potencial máxima e média para cada via de exposição deve ser estimado para o local de estudo, contemplando as diferentes faixas etárias da comunidade exposta segundo critérios epidemiológicos de definição de tamanho da amostra ^[111].

Os valores máximos para a concentração do contaminante contemplam um cenário conservativo que nem sempre reflete a realidade local. Em razão das incertezas associadas à estimativa dos valores de concentração, é indicado o uso do valor superior ao limite de confiança (95% do limite de confiança) e da média aritmética do valor de concentração do contaminante no meio de exposição. Caso exista valor razoável para a verificação de dados no modelo, o valor de confiança no limite superior não será necessário. Os valores de concentração da exposição podem ser estimados utilizando dados de monitoramento ou uma combinação desses dados com modelos de destino e transporte ambiental de poluentes. A utilização de modelos é importante quando: os pontos de exposição ambiental são especialmente separados dos de monitoramento; não há distribuição temporal dos dados coletados; os dados de monitoramento são restritos pela quantificação do limite; os de exposição estão em áreas remotas em relação às fontes de contaminação; ou os mecanismos de liberação e transporte do contaminante não são conhecidos ^[91,98].

8.5.3 Taxa de ingresso do contaminante no homem

Existem três tipos de taxas que podem ser verificadas:

- 1) a taxa de contato dérmico do contaminante;
- 2) a taxa por ingestão do contaminante;
- 3) a taxa por inalação do contaminante.

Essas taxas são calculadas a partir do tempo de contato do contaminante com o receptor (tempo de exposição). Os dados estatísticos disponíveis para a estimativa da taxa de contato do contaminante com o organismo devem usar o percentil 95%. Os valores usados para essa estimativa são derivados de estudos ou simulações. Em muitos casos, o julgamento profissional para determinar as contaminações é necessário ^[95].

8.5.4 Duração e frequência da exposição

Para determinar o tempo total de exposição são usadas as variáveis de duração e frequência de exposição. Se os dados estatísticos estão disponíveis, é necessário o uso do valor de percentil 9%. Mas raramente esses dados estão disponíveis e, dessa forma, é praticável o uso de estimativas conservativas ou coleta de observações em campo ^[95,112].

8.5.5 Peso corpóreo

O valor do peso corpóreo normalmente é um valor disponível por faixa etária nos postos de saúde da localidade ou no banco de dados do Sistema Único de Saúde (SUS). O cálculo deve compreender entre crianças, adultos e idosos. Em crianças abaixo de três anos de idade, a exposição é mais acentuada, como por exemplo, a ingestão do metal chumbo, através do solo contaminado. O peso corpóreo usado para a entrada do modelo por grupo de faixa etária é a média do peso corpóreo para o grupo etário.

Para o cálculo do tempo de vida usa-se a média ponderada da estimativa da exposição para todos os grupos etários ^[91,95].

8.5.6 Caracterização dos efeitos para a saúde humana

8.5.6.1 Estimativa do risco à saúde humana

O objetivo da caracterização de risco à saúde humana é entender a natureza dos efeitos adversos que podem ser atribuídos à exposição do homem às substâncias químicas. Com as estimativas do quociente de risco e suas probabilidades, como por exemplo, os agentes carcinogênicos, o grau de confiabilidade das evidências e as incertezas associadas às mesmas devem ser avaliados.

Quando caracterizamos o risco, as estimativas de riscos que comunidades podem ter influência de exposição perigosa vão responder se a área de estudo irá apresentar níveis de riscos suficientes para causar problemas de saúde. Os dados para subsidiar a caracterização podem ser de estudos biológicos (animais), registros históricos de morbidade, estudos clínicos e laboratoriais ou estudos epidemiológicos. Sempre procurando avaliar e prever prejuízos biológicos potenciais ao homem, por meio das frequências relativas e pela probabilidade de ocorrência de efeitos adversos. Dessa forma, podem-se propor medidas de redução e/ou extinção dos riscos.

Os principais efeitos à saúde humana são:

- Carcinogênicos
- Neurotóxicos
- Imunológicos
- Hepáticos
- Renais
- Cardiovasculares
- Disfunções reprodutivas
- Desenvolvimento e etc.

Para quantificar o risco potencial de toxicidade sistêmica à saúde humana, uma metodologia utilizada pela Agência Americana de Proteção Ambiental é recomendada, porém não é expressa em termos de probabilidade. A dose de referência (RfD) é denominada quociente de risco. Os efeitos potenciais não carcinogênicos são verificados pela comparação da dose da exposição, por um período específico, com a dose de referência do mesmo período ^[95].

$$QR = \frac{\text{Dose}}{\text{RfD}}$$

QR = quociente de risco;

Dose = incorporação diária do poluente no organismo (expresso em mg/Kg/dia);

RfD = dose de referência para o contaminante de interesse (mg/Kg/dia).

Esse cálculo ajudará a eliminar a combinação de contaminantes e os caminhos de exposição à uma população; ressaltando que o risco populacional é uma projeção probabilística da incidência do efeito na população exposta por toda vida (70 anos), a qual deve ser dividida por 70 para obter o risco anual. Dessa forma, o risco é o somatório dos indivíduos, obtido pela multiplicação do tamanho da população pela média do risco individual ^[95].

8.5.6.2 Cálculo do índice de risco para as exposições múltiplas a contaminantes sistêmicos

Para calcular o índice de risco para exposições múltiplas a contaminantes sistêmicos, geralmente deve ser analisada a população exposta a essa mistura de contaminantes por uma única via ou várias de exposição. As exposições podem ser sequenciais e/ou simultâneas, produzindo efeitos similares ou diferentes.

De acordo com MDH, (2000) ^[111], para avaliação de risco a múltiplos contaminantes no meio ambiente, um risco aditivo é sugerido para efeitos potenciais em razão de diversos agentes ou quando não houver dados sobre a toxicidade desses agentes combinados.

$$IR = \sum_c QR_c$$

IR = índice de risco para vários contaminantes;

c = refere-se a cada um dos contaminantes;

QR_c = quociente de risco para o contaminante c.

Para esse estudo, a atenção deve ser dada para os seguintes itens:

- 1) O nível de risco não aumenta linearmente à medida que se aproxima ou excede a unidade;
- 2) A aditividade da dose deve ser usada para compostos que induzam o mesmo tipo de efeito pelo mesmo mecanismo de ação;
- 3) Se o índice de risco for maior que a unidade, como resultado da soma de vários quocientes de risco, é recomendável separar os compostos por efeitos e por mecanismos de ação e derivar os índices de risco para cada grupo.

8.5.6.3 Avaliação para a estimativa de riscos carcinogênicos

Segundo a USEPA, (1989) ^[95], os riscos carcinogênicos são estimados pela seguinte equação:

$$RC = (ICD) (SF)$$

RC = probabilidade de um indivíduo desenvolver câncer em razão da exposição a um agente cancerígeno;

ICD = incorporação crônica diária de um agente cancerígeno ao longo da sua vida (70 anos) mg/Kg/dia;

SF = fator potencial de carcinogenicidade (risco/(mg/Kg/dia)).

O risco individual de câncer, obtido pela equação anterior, deve ser comparado com o risco de câncer populacional, verificado pela seguinte equação:

$$IC = (RI) (PE)$$

IC = incidência de câncer;

RI = risco individual;

PE = população exposta.

8.5.6.4 Estimativa de risco carcinogênico para exposições múltiplas

O cálculo é dado pela soma dos riscos individuais. Segue abaixo a equação:

$$R_c = \sum Risco_c$$

R_c = risco carcinogênico para vários agentes (unidade de probabilidade);

Risco_c = risco carcinogênico para o agente c.

8.5.6.5 Classificação dos riscos

Com a estimativa dos riscos e sua caracterização, é importante classificar esses riscos. Com a classificação pode se comparar o grau de intensidade e a magnitude dos riscos presentes num determinado estudo. Essa classificação, deve incluir os valores dos parâmetros como a dose de referência (RfD), as concentrações de referência para inalação (RfC), a concentração de limite máximo (CLM) e o estudo histórico dos efeitos adversos à saúde humana ^[121]. O fator potencial deve ser apresentado aos agentes carcinogênicos, a incorporação crônica diária e o risco populacional. Os estudos científicos devem ser apresentados com suas respectivas fontes de informações. A classificação deve explicar se o risco é aceitável para o ecossistema e para a saúde humana ^[111].

8.5.7 Caracterização do agente químico potencialmente tóxico

Na caracterização do agente químico potencialmente tóxico há vários códigos internacionais que catalogam de acordo com suas especificações físico-químicas e periculosidade. Dessa forma, além do nome químico, da estrutura molecular e da massa molecular, têm-se os chamados identificadores, determinados por várias agências e organizações. Os principais identificadores estão listados na Tabela 8.1.

Tabela 8.1 Alguns identificadores de substâncias químicas e agências responsáveis pela elaboração das listas e dos respectivos localizadores.

Identificador (No.)	Agência/Instituição	Atribuições	Localizador
CAS	Chemical Abstract Service	Atribui um número de identificação química da substância	http://www.cas.org/
DOT	U.S. Department of Transportation	Identifica uma substância química particular.	http://www.dot.gov/
EC	European Community	Número designado para rotulagem de substâncias químicas	http://europa.eu.int/
ONU (UM/NA)	United Nations	Número definido para identificar substâncias químicas quando transportadas	http://www.un.org/Depts/dhl/resguide/
HSDB	Hazardous Substances Data Bank	Banco de dados toxicológicos (inclui as substâncias químicas).	http://www.nlm.nih.gov/pubs/factsheets/hsdbfs.html

Neste capítulo serão apresentados os três metais que estão no ranking dos classificados como os mais perigosos à saúde humana, conforme ASTDR (2000) ^[114]. São eles:

1. lugar – arsênio (As)
2. lugar – chumbo (Pb)
3. lugar – mercúrio (Hg)

As propriedades físico-químicas de cada uma das substâncias química citadas acima vão determinar o seu transporte entre as diferentes fases do meio ambiente. A atenção a esse transporte ou via de contaminação deve ser dada (Figura 8.1).

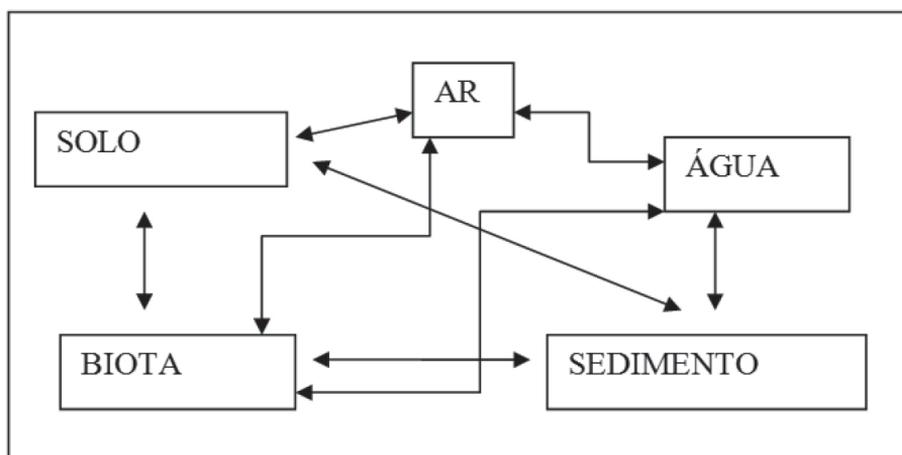


Figura 8.1 Via de transferência entre os meios. Fonte: OPAS/USEPA, (1996), modificado.^[123]

Os padrões de potabilidade para essas três substâncias químicas que representam riscos à saúde, definidos pela Portaria 518/2004, do Ministério da Saúde, são apresentados na Tabela 8.2.

Tabela 8.2 Padrões de potabilidade para três elementos químicos que representam risco à saúde.

Parâmetro	Unidade	Vmp ¹
Arsênio	mg/L	0,01
Chumbo	mg/L	0,01
Mercúrio	mg/L	0,001

¹. Vmp = valor máximo permitido

8.5.7.1 O arsênio e o homem

É um elemento químico de ocorrência natural na crosta terrestre ^[116] e apresenta-se na forma de compostos orgânicos e inorgânicos, oriundos de fontes naturais e/ou antropogênicas. As fontes naturais são os ambientes terrestres e aquáticos como contribuição do intemperismo e erosão de solos e rochas, erupções vulcânicas e queima de florestas, podendo se apresentar em concentrações elevadas em áreas de depósito de metais preciosos. Já as fontes antropogênicas, em que uma quantidade considerável de arsênio é adicionada ao ambiente humano por meio uso de pesticidas ^[117,118], preservantes de madeira ^[118,119], geração de eletricidade pela queima de carvão, refinaria de petróleo, mineração veneno para formiga, pigmento de tinta, papel de parede, papel pega mosca, banho para peles, aditivos de vidro etc. ^[119], entre outros.

O arsênio é um elemento de grande importância para o meio ambiente, pois assim como o mercúrio e chumbo apresentam efeitos danosos à saúde quando absorvido pelo homem. A forma mais nociva à saúde humana é a inorgânica, com valência +3 (Arsenito) e +5 (arseniato), sendo a mais tóxica a +3 ^[120]. A ordem decrescente de toxicidade dos compostos de arsênio, segundo Anderson *et al.*, (1986) ^[121], e Burguera *et al.*, (1991) ^[122], é a seguinte: arsina > arsenito > arseniato > ácidos alquil-arsênicos > compostos de arsênio > arsênio elementar. A toxicidade do trióxido de arsênio e seus efeitos sobre organismos vivos são conhecidos desde a Antiguidade ^[123]. Altas doses de arsênio causam envenenamento agudo e em alguns casos pode ser fatal ^[124].

As relações do homem com o arsênio possuem características especiais. Os problemas de saúde produzidos pelo metal dependem da forma de As ingerido, da dose, frequência e tempo de absorção. No organismo humano, o As é rapidamente excretado pelo fígado e pelos rins. Estes últimos funcionam como verdadeira usina de eliminação de excesso, tanto para o As inorgânico, quanto para o As orgânico. As formas orgânicas do As não são tóxicas para a saúde, mas aparecem nas análises de As total ^[116].

O aspecto bioquímico mais observado no meio ambiente é a metilação. A metilação de arsênio inorgânico no corpo humano é um processo de desintoxicação que ocorre nos rins, e reduz a quantidade do composto para o tecido. As etapas de metilação são as seguintes: As (V) ® As (III) ® MMA (V) ® MMA (III) ® DMA (V), sendo assim, logo que o arsênio é ingerido, através da urina que os metabólitos do arsênio inorgânico (DMA e MMA) são eliminados.

A biodisponibilidade e os efeitos fisiológicos/ toxicológicos do arsênio dependem de sua forma química, o conhecimento da especiação e transformação no meio ambiente torna-se muito importante, necessitando de métodos adequados para a separação e determinação das espécies de arsênio.

Quando o ser humano sofre uma exposição a arsênio, aguda ou crônica, sua concentração é frequentemente monitorada pela determinação de arsênio total na urina ^[125].

Os sinais e sintomas causados pelas exposições crônicas de As diferem entre indivíduos, grupos populacionais e áreas geográficas, podendo variar desde lesões de pele, problemas respiratórios ^[126], doenças cardiovasculares, distúrbios neurológicos e até mesmo câncer ^[127]. O padrão de arsênio como poluente atmosférico inorgânico carcinogênico, segundo PEDROZO (2004) é de 3×10^{-3} µg por metro cúbico de ar.

Vários autores têm estudado o arsênio em amostras biológicas como indicadores de exposição humana ao arsênio ^[128-131]. Os biomarcadores de exposição ao arsênio mais utilizados são os níveis de arsênio na urina, cabelo e unha ^[112] como é mostrado na Tabela 8.3.

Tabela 8.3 Resumo de estudos com biomarcadores de exposição ao arsênio.

BIOMARCADORES	ESTUDOS
<p>Níveis de arsênio em cabelo, sangue e urina</p>	<p>A determinação dos níveis de arsênio no cabelo de pessoas com histórico de trabalho em lavouras, garimpos e madeiras ou em locais sujeitos à poluição por arsênio permitirá um tratamento adequado para as pessoas onde os níveis encontrados estejam acima de 1 mg/g e permitirá a tomada de decisões para a prevenção de possíveis contaminações onde os níveis estejam próximos ao tolerável ^[128].</p>
	<p>Estudos de saúde humana e ambiente na cidade de Santana-AP objetivaram avaliar as fontes e possíveis vias de exposição da população da comunidade do Elesbão ao arsênio comparado com a história clínica individual e outros dados da pesquisa, permitiram a interpretação de que, para os indivíduos analisados, existe exposição, sem indícios de intoxicação ^[129].</p>
	<p>Amostras de cabelo foram utilizadas como bioindicador para avaliar os níveis de As, Cd, Pb e Hg na população residente na área "Volta Grande" do rio Xingu, no Norte do Brasil. Os resultados deste trabalho refletem o impacto ambiental destes elementos sobre a saúde dos habitantes desta área de garimpagem de ouro ^[130].</p>
	<p>Estudo com amostras de urina para avaliar a exposição humana ao arsênio no alto Vale do Ribeira devido à presença natural de arsênio e às atividades de mineração desenvolvidas até final de 1995 ^[131].</p>

8.5.7.2 Mercúrio e o homem

De acordo com WORLD HEALTH ORGANIZATION ^[132], diversas doenças neurológicas são diagnosticadas pela quantidade de mercúrio (Hg) no organismo. Os principais sintomas são parestesia, ataxia, neurastenia, disartria, espasmos e tremores, podendo chegar, nos casos mais graves, ao coma e à morte.

O incidente ocorrido na década de 60 na Baía de Minamata no Japão, relacionado à fábrica de acetaldeído e PVC pertencente à Corporação Nippon Chisso, resultaram em mais de 900 mortes pela ingestão de peixes contaminados por cloreto de metilmercúrio, a forma orgânica de como o mercúrio entra na cadeia alimentar, conforme foi estudado por FULIKI (1972) *apud* WITTMANN *et.al.*, (1981) ^[133].

Um estudo em comunidades ribeirinhas na Amazônia demonstrou contaminação com níveis de mercúrio, excedidos em 65% do limite de 10 mg/g de mercúrio em crianças de 2-6, ressaltando que as crianças fazem parte de um grupo muito sensível a danos no DNA provocados pela contaminação de mercúrio, o qual pode desenvolver um processo cancerígeno e o desenvolvimento do crescimento acelerado ^[134].

CÂMARA, (2002) ^[135] cita como exemplo de modelo para criar indicadores ambientais, o uso de mercúrio na produção do ouro. A força de trabalho que foi mobilizada na região nordeste para o interior da Amazônia, foi um exemplo de contaminação nessa região. Durante a separação do ouro, a queima de amalgamas mercúrio-ouro emite mercúrio metálico para atmosfera. Segundo PEDROZO, (2004) ^[136], o padrão de mercúrio como poluente atmosférico inorgânico não carcinogênico é de média aritmética de 1,0 µg por metro cúbico de ar no período de um ano. Esse elemento pode ser transformado em metilmercúrio no ambiente e acumular-se em diversos organismos, principalmente nos peixes. A quantidade de mercúrio utilizada no processo é um de pressão no meio ambiente (expressa pela ocupação humana e/ou exploração do meio ambiente). Sua concentração na atmosfera e nos peixes são indicadores de estado ou seja, a resposta a essas pressões.

De acordo com a portaria da ANVISA, órgão pertencente ao Ministério da Saúde (MS) no. 685/98 e a norma 78/05 (substituição da 466/01) da Comunidade Européia (CE) foram estabelecidos limites máximos permissíveis aos metais cádmio, chumbo, mercúrio e arsênio em peixes para o consumo humano. Muitos metais são essenciais para o ser humano as quais atuam como componentes estruturais de proteínas, síntese de lipídeos, participam no metabolismo do colesterol e ácidos nucléicos e muitas outras importantes funções ^[137]. Porém em altas concentrações podem tornar-se tóxicos por danificar os sistemas biológicos já que os metais apresentam características biocumulativas no organismo ^[138]. Na Tabela 8.4, discrimina os metais considerados tóxicos e metais essenciais para os seres humanos, conforme os limites permissíveis em peixes das agências nacionais e internacionais.

Quando as pessoas são expostas a perigos ambientais, o risco à saúde pode ocorrer. Na determinação de mercúrio, por exemplo, a urina ou o cabelo, são indicadores de exposição mais apropriados, assim como os de efeito, a incidência de efeitos neurológicos cognitivos para o mercúrio metálico e de incoordenação motora, para o metilmercúrio ^[136].

Tabela 8.4 Limite de concentração máxima permissível de metais em peixes, de acordo com as agências nacionais e internacionais.

Concentração Máxima Permissível (mg/kg)							
Metais Tóxicos							
Agências	ANVISA¹	CE²	EPA³	FAO⁴	WHO⁵	Australia⁶	MAFF⁷
Arsênio	1,0	–	–	–	–	1,0	–
Chumbo	2,0	0,2	4,0	0,5	2,0	–	2,0
Mercúrio	0,5/1,0*	0,5	–	–	–	–	0,5
Cádmio	1,0	0,5	–	0,5	–	–	0,2
Alumínio	–	–	–	–	–	–	–
Metais Essenciais							
Agências	ANVISA¹	CE²	EPA³	FAO⁴	WHO⁵	Australia⁶	MAFF⁷
Cobre	–	–	120	30	30	–	20
Cromo	0,1	–	8,0	–	–	–	–

*De acordo com a norma do Ministério da Saúde, para peixes predadores a concentração máxima para mercúrio é igual a 1,0 mg/kg

¹ ANVISA, Ministério da Saúde, Brasil (1998)

² CE, Comunidade Européia (2001)

³ EPA, Environmental Protection Agency /Health Criteria, EUA (1983)

⁴ FAO, Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação (1983)

⁵ WHO, World Health Organization (1996)

⁶ Australia Standard (Australia New Zealand Food Authority) (1998)

⁷ MAFF, Ministry of Agriculture, Fisheries and Food, UK (1995)

De acordo com NASCIMENTO E CHASIN, (2001) *apud* PEDROZO (2004) [136], os biomarcadores de exposição IBE como o mercúrio no sangue, na urina e no cabelo pode ser validados e empregados nas demais etapas de uma avaliação de risco referência. Na Tabela 8.5, exemplifica os valores de referência estimados para biomarcadores de exposição ao mercúrio.

Tabela 8.5 Biomarcadores de exposição de mercúrio e seus respectivos valores de referência.

Biomarcador de exposição (IBE): Mercúrio	Concentração	Referência
No sangue ($\mu\text{g}/\text{dl}$)	< 2 (também para metilmercúrio)	Lauwerys, 1986
	< 1 – 5 (sangue total)	Hammond, 1980
	3 – 4 (limite máximo de concentração normal)	Klaasen, 1986
	Até 10	Brasil, 1983
	25 (máximo na população normal)	Klaasen, 1986
	<100 (corrigida a densidade para 1,018)	Hammond, 1980
Na urina ($\mu\text{g}/\text{g}$ creatinina)	<5	Lauwerys, 1986
No cabelo ($\mu\text{g}/\text{g}$)	1	Shahristani <i>et al.</i> , 1976
	2	Ops, 1987

8.5.7.3 Chumbo e o homem

O chumbo é um metal pesado, cor cinza-azul, com um ponto de fusão baixo. Se encontra naturalmente na crosta terrestre em forma abundante. Esta em forma de óxido +2. Os mais importantes minérios são galena (PbS), anglesita (PbSO_4) e cerusita (PbCO_3). O chumbo natural é uma mistura de quatro isótopos naturais ^{208}Pb (51-53%), ^{206}Pb (23.5-27%), ^{207}Pb (20.5-23%) e ^{204}Pb (1.35-1.5%).

As formas como se encontra no ambiente pode ser: metal, chumbo inorgânico (sais) e chumbo orgânico. Usa-se em baterias, metalurgia, e compostos químicos. Os usos que o homem tem dado ao chumbo, como aditivo para gasolina, em pinturas, a contaminado o ambiente até níveis inaceitáveis.

O chumbo pode induzir a uma redução de capacidade mental em crianças e em adultos pode causar o aumento da pressão arterial, resultando em doenças cardiovasculares.

O padrão de chumbo como poluente atmosférico inorgânico não carcinogênico, segundo PEDROZO, (2004) ^[136] é de média aritmética de 0,5 μg por metro cúbico de ar no período de um ano.

No caso do chumbo a medição ambiental é importante pois segundo a classificação da ATSDR em 2007, o chumbo é a substância perigosa mais difundida, porém sua medição se aplica nos meios aéreo, terrestre (incluindo comida) ou aquático, e é realizada medindo a concentração do agente químico (chumbo) no local. Isto com a finalidade de estabelecer a exposição externa que é o primeiro pra

avaliar o risco de enfermidade por exposição a uma substância ^[139]. O chumbo pode se difundir de forma inadvertida, passando de um meio a outro. Por exemplo, as atividades industriais difundem este metal na atmosfera, onde os seres humanos são expostos por via respiratória, como é o caso do chumbo tetraetila utilizado na gasolina (chumbo orgânico) ou o chumbo que se encontra no material particulado, produto das atividades industriais e minerais (chumbo inorgânico). A partir do ar, o chumbo pode alcançar a água, onde pode ser consumido por ingestão direta ou através de alimentos que acumulam este metal, como o peixe. Além da água, também poder passar para o solo contaminando vegetais que podem ser ingeridos por seres humanos. Já se encontrou contaminação por chumbo no pólo norte ^[140] e na biota ^[141].

O monitoramento do chumbo no ar é muito importante, pois a exposição através deste compartimento afeta grande número de pessoas. No século XX a concentração de chumbo nas cidades industrializadas chegou a níveis preocupantes, tanto que na década de 80 se decidiu retirar o chumbo tetraetila da gasolina utilizada em automóveis e melhorar as condições de produção industrial para diminuir a geração de material particulado, além de proibir o uso da pintura a base de chumbo nas residências em 1978 ^[142], alcançando assim, uma diminuição notável na exposição nos países desenvolvidos. Infelizmente este não é o cenário dos países em desenvolvimento ^[143], que parecem condenados por falta de políticas ambientais corretas, repetindo os erros que já foram corrigidos pelo “mundo desenvolvido”.

Independentemente se a exposição ao chumbo se deve a uma atividade profissional (ocupacional), recreacional ou habitacional, que são questões de cunho administrativo, para a avaliação de risco de exposição, os parâmetros de importância são a concentração ou dose, a rota, duração e frequência de exposição ^[109].

Diante do exposto, a monitorização ambiental deve ser realizada tanto no ar, água, solo e alimentos, levando em consideração que a forma predominante de exposição ao chumbo inorgânico é a inalação do material particulado nos ambientes industriais, sendo que do total emitido cerca de 40 a 50% é absorvido ^[144]. No caso de indivíduos adultos, cerca de 10% do total de chumbo ingerido é absorvido, enquanto em crianças esta porcentagem é maior ^[143].

Desta forma, observamos que somente o fato de um ser vivo estar exposto a uma substância química não é o suficiente para uma adequada avaliação de risco, sendo indispensável possuir informações relacionadas às doses incorporadas pelo organismo. Isto é possível através do monitoramento biológico que pode ser realizado se forem definidos quais os indicadores (biomarcadores) mais adequados para a avaliação de risco ^[139].

Tendo em conta as definições da IPCS para os biomarcadores de risco ^[109]:

- Biomarcadores de exposição ao chumbo: o mais importante é o conteúdo de chumbo no sangue (Pb-S), que é definido como a quantidade de chumbo

expressa em microgramas por cada cem mililitros (decilitro-dL) de sangue total, 98% deste chumbo se encontra ligado aos eritrócitos ^[144], o resto está contido no plasma sanguíneo, chamado conteúdo de chumbo no plasma (Pb-P). O Pb-S é considerado o melhor indicador de exposição por ser o mais representativo da quantidade de chumbo presente nos tecidos moles, sendo o mais utilizado para estabelecer a concentração de chumbo nos diferentes órgãos (ou compartimentos) e para determinar a dose interna de chumbo (ou dose absorvida). Outro biomarcador de exposição ao chumbo é o conteúdo de chumbo em urina (Pb-U), usado principalmente como biomarcador de exposição recente. O conteúdo do chumbo no osso pode ser usado como biomarcador de exposição histórica ao chumbo, mais precisa de uma técnica sofisticada que supõe uma exposição a radiação e o uso de equipes sofisticadas, por em quanto somente se usa em caso de pesquisa ^[143].

- Biomarcadores de efeito: alguns biomarcadores de efeito têm sido intensamente documentados e estudados como, por exemplo, o retardamento mental causado pelo chumbo em crianças, onde se demonstra que há uma diminuição de 1,3 pontos do quociente intelectual (IQ) por cada 5 µg/dl de Pb-S e no intervalo de 5–20 µg/dl de Pb-S. Um outro biomarcador é o aumento da pressão arterial em homens adultos que é cerca de 1,25 mmHg por cada 5 µg/dl de Pb-S e no intervalo de 5–20 µg/dl de Pb-S e um incremento de 3,75 mmHg quando o Pb-S se encontra acima de 20 µg/dl. Para as mulheres um aumento de 0,8 mmHg na pressão sistólica está associada a um acréscimo de 5 µg/dl de Pb-S no mesmo intervalo e 2,4 mmHg de acréscimo acima de 20 µg/dl ^[143]. Os efeitos do chumbo no processo de formação da heme na medula óssea podem ser usados como bioindicadores de efeito, desta forma se considera que a inibição da enzima ácido delta-aminolevulínico desidratase (ALA-D) e as variações nas concentrações de alguns metabólitos, como o ácido delta aminolevulínico em urina (ALA-U), em sangue (ALA-S) ou em plasma (ALA-P), coproporfirina em urina (CP) e zinco protoporfirina (ZP) em sangue, são alterações bioquímicas causadas pela exposição ao chumbo ^[144,145] e, portanto podem ser empregadas como biomarcadores de efeito.
- Biomarcadores de suscetibilidade: estes biomarcadores foram adotados recentemente e apresentam definição complexa, pois a relação causa efeito é de difícil demonstração. Os primeiros biomarcadores de suscetibilidade foram definidos pela natureza das enfermidades congênitas relacionadas com a síntese da heme, como *Thalasemia* ^[142]. Nos últimos anos têm sido possível determinar alguma diferença da afinidade das isoenzimas ALA-D pelo chumbo, demonstrando que os homocigóticos ALA-D1 apresentam níveis mais altos de ZP e ALA em comparação com os indivíduos ALA-D2,

sugerindo que os indivíduos ALA-D1 podem ser mais suscetíveis ao efeito do chumbo na biosíntese da heme que os indivíduos ALA-D2 ^[144].

Cada vez mais, as medidas para avaliar e gerenciar os riscos ao homem e aos ecossistemas naturais torna-se uma exigência em nossa sociedade. Vários produtos químicos, principalmente os agentes tóxicos como arsênio, mercúrio e chumbo estão inseridos no meio ambiente progredindo para um resultado de descontrole e enfermidades com efeitos irreversíveis, provocando a morte de muitos receptores. Diante desse quadro, a avaliação de risco vem assegurar a proteção da saúde, do meio ambiente e da vida. Para o sucesso dessa implantação dependem de um conjunto de estratégias para controle, avaliação, prevenção e um gerenciamento dos efeitos adversos para o homem e ambiente estarem em equilíbrio.

Avaliação de risco ambiental de ecossistemas aquáticos

À medida que a humanidade aumenta sua capacidade tecnológica de intervir na natureza surgem conflitos quanto ao uso do espaço, dos recursos e da disposição dos resíduos no ambiente. Nos últimos anos a industrialização aumentou de forma avassaladora e trouxe consigo a disponibilidade de uma diversidade enorme de produtos químicos potencialmente tóxicos e a geração de resíduos em quantidade significativamente prejudicial ao ambiente aquático ^[146].

Como consequência destas atividades, tem-se observado uma expressiva queda da qualidade da água e perda de biodiversidade aquática, em função da desestruturação do ambiente físico, químico e alteração da dinâmica natural das comunidades aquáticas ^[147].

Um exemplo de compostos potencialmente tóxicos são os pesticidas. A preocupação com a contaminação de sistemas aquáticos superficiais e subterrâneos por pesticidas tem crescido no meio científico. Estudos desenvolvidos em várias regiões do mundo têm mostrado que a porcentagem dos produtos utilizados na agricultura que atingem os ambientes aquáticos é geralmente baixa. Entretanto, pesticidas persistentes e com grande mobilidade no ambiente têm sido detectados em águas superficiais e subterrâneas ^[148].

A concentração da maioria dos pesticidas em água é baixa em parte devido ao fato de serem geralmente pouco solúveis em água e em parte devido ao efeito de diluição ^[149]. Isto, no entanto, não exclui a possibilidade de que concentrações muito altas venham a ocorrer após pesadas chuvas, especialmente quando as áreas ao redor de um pequeno córrego tenham sido recentemente tratadas com altas doses de pesticidas. Mesmo em concentrações baixas, os pesticidas representam riscos para algumas espécies de organismos aquáticos que podem concentrar estes produtos até 1000 vezes. Não existe nível seguro previsível para pesticidas em água quando pode ocorrer biomagnificação ^[150].

Os grandes acidentes de origem tecnológica envolvendo substâncias químicas, ocorridos nas décadas de 70 e 80, motivaram os órgãos governamentais a promover diversos programas para o gerenciamento de riscos impostos por atividades industriais. Assim, as técnicas para a identificação de perigos e estimativa dos efeitos no homem e no meio ambiente decorrentes de incêndios, explosões e liberações de substâncias tóxicas, já amplamente utilizadas nas áreas aeronáutica, militar e espacial, foram gradativamente adaptadas e aperfeiçoadas e passaram a ser incorporadas como “ferramentas” para o gerenciamento de riscos em atividades industriais, em particular nas indústrias química e petroquímica ^[84].

Para avaliar o potencial de risco de um determinado poluente existem ferramentas de avaliação do risco ambiental (ARA) que podem ser empregadas, baseando-se em dados como consumo, características físico-químicas, entre outros sobre os poluentes a serem avaliados. Tais ferramentas apoiam as tomadas de decisão sobre o poluente de modo a serem tomadas medidas para minimizar seus impactos. Essas ferramentas foram desenvolvidas principalmente na Europa e EUA (a partir dos anos 1980) e recentemente vêm sendo empregadas em investigações científicas no Brasil ^[151].

Dessa forma, considerado o grau de impacto que os corpos aquáticos vêm sofrendo, é fundamental e urgente o desenvolvimento de um esforço amostral no sentido de avançar no conhecimento das interações naturais que ocorrem nestes ecossistemas para, assim, com embasamento científico, preservar, prevenir e/ou recuperar os corpos aquáticos contra ações impactantes ^[152].

9.1 Avaliação de impacto ambiental em ecossistemas aquáticos

Tradicionalmente, a avaliação de impactos ambientais em ecossistemas aquáticos tem sido realizada através da medição de alterações nas concentrações de parâmetros físico-químicos. Este sistema de monitoramento, juntamente com a avaliação de variáveis microbiológicas (coliformes totais e fecais), constitui-se como ferramenta fundamental na classificação e enquadramento de rios e córregos em classes de qualidade de água e padrões de potabilidade e balneabilidade humanas no Brasil [153].

O monitoramento de variáveis físicas e químicas traz algumas vantagens na avaliação de impactos ambientais em ecossistemas aquáticos, tais como: identificação imediata de modificações nas propriedades físicas e químicas da água; detecção precisa da variável modificada, e determinação destas concentrações alteradas. Entretanto este sistema apresenta algumas desvantagens, tais como a descontinuidade temporal e espacial das amostragens. A amostragem de variáveis físicas e químicas

cas fornece somente uma fotografia momentânea do que pode ser uma situação altamente dinâmica ^[161]. Em função da capacidade de autodepuração e do fluxo unidirecional de ecossistemas lóticos, os efluentes sólidos carregados por drenagens pluviais para dentro de ecossistemas aquáticos podem ser diluídos (dependendo das concentrações e tamanho do rio) antes da data de coleta das amostras ou causarem poucas modificações nos valores das variáveis. Além disso, o monitoramento físico-químico da água é pouco eficiente na detecção de alterações na diversidade de habitats e microhabitats e insuficiente na determinação das consequências da alteração da qualidade de água sobre as comunidades biológicas ^[153].

Por outro lado, as comunidades biológicas refletem a integridade ecológica total dos ecossistemas (p. ex., integridade física, química e biológica), integrando os efeitos dos diferentes agentes impactantes e fornecendo uma medida agregada dos impactos ^[155]. As comunidades biológicas de ecossistemas aquáticos são formadas por organismos que apresentam adaptações evolutivas a determinadas condições ambientais e apresentam limites de tolerância a diferentes alterações das mesmas. Desta forma, o monitoramento biológico constitui-se como uma ferramenta na avaliação das respostas destas comunidades biológicas a modificações nas condições ambientais originais ^[153].

O monitoramento biológico é realizado principalmente através da aplicação de diferentes protocolos de avaliação, índices biológicos e multimétricos, tendo como base a utilização de bioindicadores de qualidade de água e habitat. Os principais métodos envolvidos abrangem o levantamento e avaliação de modificações na riqueza de espécies e índices de diversidade; abundância de organismos resistentes; perda de espécies sensíveis; medidas de produtividade primária e secundária; sensibilidade a concentrações de substâncias tóxicas (ensaios ecotoxicológicos), entre outros ^[155].

O plâncton, os peixes e os invertebrados têm sido os grupos mais usados em estudos de bioindicação. Dentre eles, destaca-se o estudo dos bentos, que funciona como excelente indicador, pois os organismos encontram-se em contato direto com o sedimento. Muitos organismos são sésseis e outros têm pequena capacidade de locomoção, não podendo evitar a poluição; além disso, o ciclo de vida desses organismos permite que se estudem efeitos em longo prazo ^[163]. Além disso, estes organismos dependem do substrato (sedimento) para alimentação e ou reprodução, o que faz com que qualquer alteração local seja rapidamente percebida, sendo a “resposta” muitas vezes quantificável, o que torna o estudo do bentos importante para avaliação de impactos ambientais ^[164]. É importante citar ainda que os macroinvertebrados são importantes componentes dos ecossistemas aquáticos, formando como um elo entre os produtores primários e servindo como alimento para muitos peixes, além de apresentar papel fundamental no processamento de matéria orgânica e ciclagem de nutrientes ^[158-161].

Os fatores que regulam a abundância populacional ou a presença/ausência podem agir em qualquer estágio do ciclo de vida, e podem ser de origem abiótica (*e.g.* variáveis químicas: O₂, concentração de metais; variáveis físicas: sedimentação) ou biótica (*e.g.* competição, parasitismo, etc.). Espécies bioindicadoras são aqui definidas como sendo a espécie, ou a assembléia de espécies, que tem necessidades físicas e químicas ambientais particulares. Alterações na presença ou ausência, na fisiologia, na morfologia, na abundância ou no comportamento dessas espécies indicam que variáveis químicas e físicas estão fora dos limites toleráveis ^[162].

De uma forma geral a coleta de sedimento para análise de bentos é realizada através de um pegador ou draga, para cada ponto de amostragem são retiradas pelo menos três réplicas. As amostras são então armazenadas em sacos plásticos e fixadas, em campo, com formol neutralizado. No laboratório as amostras passam por lavagem através de redes ou peneiras com abertura de malha de 0,5 mm e o material retido é novamente preservado, porém com álcool 70° GL. Após a lavagem do sedimento é feita a triagem do material sob esteromicroscópio. Os organismos bentônicos são identificados até o menor nível taxonômico possível ^[163].

Os dados obtidos na identificação são transformados em indivíduos/m² e a eles são aplicados alguns índices bióticos, como:

Riqueza, que mede a variedade de organismos na amostra e tende a diminuir com a degradação do hábitat ^[163].

Dominância/Equitatividade, que mede a distribuição de densidade entre as espécies que compõem a comunidade, indicando a presença de alguma espécie cuja densidade supere 50% da densidade total da comunidade e, portanto alcance dominância. A dominância tende a aumentar com a degradação, enquanto que a equitatividade diminui ^[163].

Diversidade, que integra os dois atributos acima e tende a diminuir com a degradação ^[163].

Densidades totais ou populacionais. Esse atributo não responde linearmente a degradação, variando de acordo com o tipo de estresse a que a comunidade estará submetida ^[163].

Os índices acima são os mais utilizados em levantamentos de comunidades bentônicas. Contudo, existem inúmeros outros índices bióticos e todos têm características similares. Índices bióticos atribuem valores para espécies baseados em sua sensibilidade ou tolerância para tipos específicos de poluição, sendo o índice mais comum o Índice Biótico de Hilsenhoff, o qual aproveita essas diferenças na sensibilidade das espécies e categoriza locais baseados na abundância relativa de espécies sensíveis e tolerantes ^[164]. Por exemplo, está bem estabelecido que organismos pertencentes às ordens Ephemeroptera, Trichoptera e Plecoptera (existem exceções dentro de cada grupo), são relativamente sensíveis a

ambientes ricos em carga orgânica, ao passo que os quironomídeos (Diptera) são geralmente tolerantes ^[153,164].

O índice biótico de Hilsenhoff é dado como:

$$\text{Índice biótico} = \sum p_i/t_i$$

onde p_i e t_i são os valores proporcionais da abundância e tolerância de i th espécies, respectivamente.

A cada espécie se atribuiu uma pontuação que varia entre 0 e 10 de acordo com a sua tolerância a contaminação. A soma da pontuação de todas as espécies é o valor do índice biótico Hilsenhoff. O valor de 0 é atribuído as famílias mais intolerantes a contaminação orgânica e um valor de 10 é atribuídos as famílias mais tolerantes (Tabela 9.1) ^[165].

Tabela 9.1 Classificação e grau de contaminação da qualidade da água mediante o índice biótico de Hilsenhoff.

Índice Biótico	Qualidade da água	Grau de contaminação
0,00 – 3,75	Excelente	Sem contaminação de carga orgânica aparente
3,76 – 4,25	Muito boa	Ligeira contaminação orgânica
4,26 – 5,00	Boa	Algo de contaminação orgânica
5,01 – 5,75	Regular	Contaminação orgânica regular
5,76 – 6,50	Regular – pobre	Contaminação orgânica significativa
6,51 – 7,25	Pobre	Contaminação orgânica muito significativa
7,26 – 10,00	Muito pobre	Contaminação orgânica severa

Já existem vários trabalhos publicados no Brasil ^[153, 166, 167] e no exterior que contam com o índice biótico de Hilsenhoff para avaliar impactos ambientais em ecossistemas aquáticos ^[165, 168, 169, 170, 171].

9.2 Monitoramento biológico na avaliação de riscos ecológicos

Historicamente, a avaliação de impacto ambiental tem se concentrado nos efeitos de substâncias tóxicas emitidas por fontes pontuais sobre a saúde humana ^[153]. Entretanto, existem outras fontes de risco que podem afetar direta e/ou indiretamente as populações. Os riscos ecológicos, definidos como a probabilidade de que efeitos ecológicos adversos possam ocorrer como resultado da exposição dos ecossistemas naturais a um ou mais agentes estressores podem causar riscos severos à saúde humana e das demais comunidades biológicas ^[163].

A avaliação preliminar de riscos ecológicos é realizada através do monitoramento ambiental preventivo dos ecossistemas em risco. Em função da grande diversidade de impactos ambientais sobre os ecossistemas aquáticos, o controle ambiental de riscos ecológicos deve envolver uma abordagem integrada, através do monitoramento da qualidade física, química e biológica da água, bem como a avaliação da qualidade estrutural de habitats ^[153].

Desenvolvimento sustentável pode ser entendido como a melhoria das condições de existência dos povos, utilizando recursos naturais para a produção de bens de tal modo que estes continuem disponíveis para as futuras gerações. A única maneira efetiva de se garantir a sustentabilidade dos recursos naturais utilizados pelo homem é através da preservação das características naturais dos ecossistemas aquáticos. Neste sentido, o monitoramento ambiental da comunidade bentônica funciona como uma ferramenta fundamental da sociedade, através do qual pode-se avaliar o estado de preservação e/ou grau de degradação dos ecossistemas aquáticos, fornecendo subsídios para a proposição de estratégias de conservação de áreas naturais e planos de recuperação dos ecossistemas degradados ^[153].

Cabe citar um recente trabalho realizado nos Estados Unidos, onde a avaliação ambiental de uma bacia hidrográfica vem sendo realizada em escala regional usando o modelo de risco relativo. Esse estudo tem sido executado agora em cada bacia que faz parte dos estudos de longa duração de corpos receptores de algumas indústrias de celulose, objetivando gerar testes padrões de risco em cada local de estudo, através do levantamento das comunidades de peixes e de bentos. As bacias avaliadas incluíram os rios McKenzie e Mid-Willamette em Oregon, USA; Codorus Creek na Pennsylvania, USA e o Leaf River no Mississipi, USA. Em cada caso, o objetivo foi colocar os estudos de longa duração realizados em cada bacia hidrográfica dentro do contexto regional, incluindo fontes múltiplas, estressores, habitats e avaliação de valores-limites. Em cada exemplo, o modelo de risco propiciou medidas do risco relativo e hipóteses testáveis sobre padrões dentro dos corpos d'água ^[173].

Análise de riscos ambientais no derramamento de petróleo

Segundo dados da OPEP ^[174] a demanda mundial por petróleo é de 84,2 milhões de barris por dia, apesar de ter ocorrido uma queda no ano de 2009, estima-se que haverá um crescimento dessa demanda para os próximos anos. O aumento desse consumo incentivou o desenvolvimento de novas tecnologias tanto para a exploração, extração, transporte e refino de petróleo.

Desde 1930, a indústria do petróleo no Brasil vem crescendo progressivamente, com a descoberta de novos campos, construção de petroleiros, inauguração e ampliação de terminais de carga e refinarias ^[175].

Segundo dados da ANP, em 2008 foram produzidos 2,2 milhões de barris por dia, e com o avanço de tecnologias e descobertas de novas reservas, além do fato da matriz energética mundial estar associada ao petróleo, essa produção tende a aumentar.

O processo de industrialização é indissociável do processo de produção de riscos, uma vez que uma das principais consequências do desenvolvimento científico industrial é a exposição da humanidade a riscos e inúmeras modalidades de contaminação, nunca observadas anteriormente, constituindo-se em ameaças para os habitantes e para o meio ambiente. O problema é ainda maior porque os riscos gerados hoje não se limitam à população atual, uma vez que as gerações futuras também serão afetadas de forma até mais grave ^[176].

Conforme visto anteriormente, o risco está associado com a possibilidade, probabilidade ou frequência de ocorrência de um determinado evento.

Sob a ótica ambiental é costumeiro observar os efeitos das substâncias químicas consideradas poluentes sobre o homem ou mais amplamente, sobre o meio ambiente. Os efeitos podem decorrer das emissões contínuas ou intermitentes provenientes das indústrias, das diversas formas de transporte ou, genericamente, da atividade antrópica. Uma das abordagens de risco bastante disseminada na

área ambiental está associada com a manipulação de substâncias químicas consideradas altamente perigosas, presentes na atividade industrial, de armazenagem e nas diversas formas de transporte, com predominância para o transporte por dutos. É possível estimar e avaliar o risco dessas atividades, bem como propor formas de gerenciamento desse risco ^[175].

O uso da Avaliação de Risco serve como ferramenta para tomadas de decisões mais racionais e efetivas onde exista possibilidade de danos. Várias são as definições de risco, mas, de maneira geral, pode ser entendido como a combinação de dois conceitos: probabilidade e consequência. Assim, se decide sobre o quanto algo é arriscado respondendo a duas questões ^[177]:

- Qual a probabilidade do evento acontecer? (probabilidade)
- Quão ruim seria se o evento acontecesse? (consequência)

As atividades decorrentes da indústria do petróleo envolvem as etapas de exploração, perfuração, produção, transporte, refino e distribuição, com potenciais de causar uma série de impactos ao meio ambiente ^[178], principalmente nas regiões costeiras onde essas atividades ocorrem com maior frequência.

Segundo dados da Agenda 21 (1993), mais da metade da população mundial vive numa faixa de sessenta quilômetros do litoral com tendência de aumento. A crescente industrialização tem causado um aumento na poluição, principalmente nos ambientes aquáticos, que recebem diretamente substâncias químicas de despejos industriais e domésticos, sendo as regiões costeiras as mais sujeitas aos impactos das atividades antropogênicas ^[179,180].

A análise de risco é reconhecida, internacionalmente, como um método científico ^[181] e é empregada muitas vezes para identificar as possíveis falhas associadas às operações envolvendo substâncias nocivas e perigosas. Possibilita também subsidiar a implantação de medidas e procedimentos, técnicos e administrativos, que visam prevenir, controlar e reduzir estes riscos ^[182]. Uma das técnicas tradicionalmente empregadas na elaboração destes estudos é a análise histórica dos acidentes, a qual permite identificar e classificar as causas, os modos de falha e as consequências mais comuns que podem ser associadas a um conjunto de operações ocorridas no transporte marítimo, nos terminais petroquímicos, dutos e demais fontes ^[183].

Apesar de o petróleo trazer grandes riscos desde sua extração até chegar ao consumidor final, entretanto alguns dos piores danos são registrados durante acidentes no transporte, principalmente no transporte marítimo realizado por navios petroleiros tanto em alto mar, como em regiões costeiras durante a operação em terminais portuários e também no transporte por dutos tanto submarinos como dutos terrestres. Outros grandes danos ambientais são registrados também em refinarias, principalmente em tanques de armazenamento.

Quanto às consequências para o meio ambiente, no ambiente terrestre em transporte por dutos as consequências de um acidente vão desde os riscos de segurança e saúde da população, por se tratar de um líquido inflamável, como também risco de percolação no subsolo ocasionando contaminação e comprometimento do sistema hídrico subterrâneo.

Referente os riscos no ambiente aquático, por ter um caráter hidrófobo, o petróleo se espalha sobre a superfície da água. Forma uma película que impede a troca de gases entre a água e o ar, causando diversos efeitos visuais, como quando o óleo atinge as praias, e na biota como a morte direta por recobrimentos e asfixia, morte por intoxicação, redução na taxa de fertilização, perturbação nos recursos alimentares dos grupos tróficos superiores, incorporação e bioacumulação, incorporação de substâncias carcinogênicas e efeitos indiretos subletais ^[175].

Além disso, o petróleo tem um caráter lipofílico, onde seus componentes tendem a associar-se com o material em suspensão e sedimentar, podendo ser bioacumulados pelos organismos e potencialmente causarem efeitos crônicos, muito tempo após o derrame ^[184].

10.1 Legislação e convenções

Dentre as convenções internacionais relacionadas ao derramamento de óleo no mar destacam-se ^[175]:

- **CLC 69** – Civil Liability Convention (CLC) ou Convenção sobre a Responsabilidade Civil em Danos Causados por Poluição por Óleo. Tem como objetivo principal estabelecer o limite de responsabilidade civil por danos a terceiros causados por derramamentos de óleo no mar.
- **FUNDO 1971 (IOPC Fund)** – ou Convenção de Bruxelas 1971. Estabeleceu nesta Convenção a criação do Fundo Internacional de Compensação por Danos pela Poluição por Óleo (IOPC Fund).
- **MARPOL 73/78** – Convenção Internacional para a Prevenção da Poluição Causada por Navios.
- **OPRC 90** – (Oil Pollution Preparedness, Response and Co-Operation) ou Convenção Internacional sobre Preparo, Responsabilidade e Cooperação em Casos de Poluição por Óleo.

Dentre a legislação nacional relacionadas a derramamentos de petróleo destacam-se ^[175]:

- **Decreto Federal nº 3.334 de 05/07/1899**. Art. 176 que: “Proíbe o lançamento ao mar ou rio, de bordo de navios ou de quaisquer embarcações, lixo, cinza, varreduras do porão...”

- **Decreto Federal nº 79.437 de 28/03/71.** Promulga a Convenção Internacional sobre a Responsabilidade Civil de Danos Causados por Poluição por Óleo (CLC 69).
- **Decreto Federal nº 83.540 de 04/06/79.** Regulamenta a aplicação da Convenção Internacional sobre a Responsabilidade Civil de Danos Causados por Poluição por Óleo (CLC 69) e dá outras providências.
- **Decreto Legislativo nº 43 de 01/06/98.** Ratifica a Convenção Internacional sobre Preparo, Responsabilidade e Cooperação em Casos de Poluição por Óleo (OPRC 90).
- **Lei Federal nº 9.966 de 28/04/2000.** “Lei do óleo e de substâncias nocivas”. Estabelece os princípios básicos a serem obedecidos na movimentação de óleo e outras substâncias nocivas ou perigosas em portos organizados, instalações portuárias, plataformas e navios em águas sob jurisdição nacional.
- **Resolução CONAMA nº 293 de 12/12/2001.** Plano de Emergência Individual. Com base na Lei Federal 9.966/00, apresenta orientações sobre o conteúdo mínimo que um Plano de Emergência Individual para incidentes de poluição por óleo.
- **Decreto Federal nº 4.871 de 06/11/2003.** Planos de Áreas para combate à poluição por óleo. Dispõe sobre a instituição dos Planos de Áreas (PA) para o combate à poluição por óleo em águas sob jurisdição nacional.

10.2 Modelagem hidrodinâmica em derramamentos de petróleo

Conforme visto anteriormente as consequências adversas que surgem com acidentes associados ao derramamento de óleo, principalmente em zonas costeiras, motivam desde logo uma preocupação no que diz respeito não só ao monitoramento e acompanhamento da situação, mas também na capacidade de prever eficazmente o comportamento do óleo derramado nas horas seguintes. É neste contexto que se torna relevante o desenvolvimento de modelos de simulação de derrames de hidrocarbonetos capazes de fornecer resultados fiáveis para diversas condições ambientais e vários tipos de hidrocarbonetos ^[185]. Neste sentido atuando como ferramentas na elaboração de planos de contingência, assim contribuindo para a minimização dos impactos causados.

Para simular essa dispersão a trajetória do óleo derramado é calculada com base num modelo de traçadores, assumindo que o óleo pode ser considerado um largo conjunto de partículas que se desloca por advecção, difusão turbulenta e espalhamento específico do óleo. Assim, o sistema desenvolvido para a previsão e simulação de derrames de óleo baseia-se fundamental-

mente em três sub-modelos: um modelo responsável pela evolução de todas as propriedades e processos específicos do petróleo (densidade, velocidades de espalhamento, evaporação, etc.); um modelo hidrodinâmico que calcula o campo de velocidades das correntes induzidas pela maré ou vento nas zonas de interesse; e um modelo lagrangeano que calcula a evolução espacial das partículas de petróleo com base nas velocidades das correntes (calculadas pelo módulo hidrodinâmico), de deriva devida ao vento, do espalhamento do petróleo (determinada no módulo do petróleo), e ainda da velocidade aleatória representativa do transporte difusivo [185].

Na figura 10.1 um encontra-se um exemplo da aplicação da modelagem hidrodinâmica para derramamento de óleo do acidente do navio petroleiro Prestige ocorrido em 13 de Novembro de 2002, onde ocorreu o vazamento de 77 mil toneladas de óleo, e a comparação dos resultados da simulação com a imagem de satélite quatro dias após o acidente.

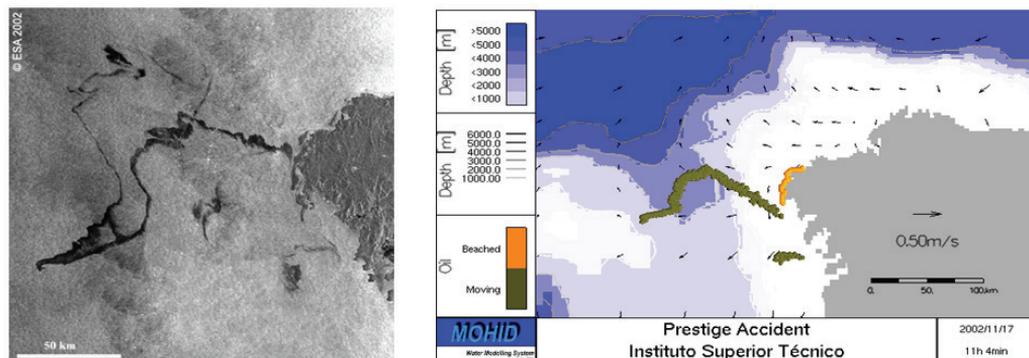


Figura 10.1 Comparação entre a imagem de satélite e simulação de dispersão de óleo, acidente com o navio Prestige. Fonte: Imagens Google.

10.3 Mapas de sensibilidade ambiental

Dentre outras ferramentas de apoio a tomada de decisão em eventos de derramamento de óleo existe a cartas de sensibilidade ambiental. A determinação da sensibilidade dos ambientes costeiros ao derramamento de óleo tem sido feita através do mapeamento do Índice de Sensibilidade Ambiental (ISA). O ISA foi desenvolvido em 1976 para Baía Lower Cook no Alasca, e estabelece uma escala de sensibilidade determinada, primariamente, pela longevidade do óleo em diferentes ambientes costeiros, suscetibilidade biológica e facilidade de limpeza manual. Esta metodologia foi criada por GUNDLACH e HAYES [186] e tem sido aprimorada pela NOAA (*National Oceanic and Atmospheric Administration*),

pela utilização de sistemas de informação geográfica para construção de Atlas ISA em banco de dados geográficos (BDG) para diversas partes dos Estados Unidos ^[187]. No Brasil esta ferramenta é denominada Carta SAO (Sensibilidade Ambiental ao derramamento de Óleo).

As Cartas SAO constituem um componente essencial e fonte de informação primária para o planejamento de contingência e avaliação de danos em casos de derramamento de óleo. Ademais, as Cartas SAO representam uma ferramenta fundamental para o balizamento das ações de resposta a vazamentos de óleo, na medida em que, ao identificar aqueles ambientes com prioridade de preservação, permitem o direcionamento dos recursos disponíveis e a mobilização mais eficiente das equipes de proteção e limpeza ^[188].

Estas cartas incluem as seguintes informações, segundo MMA ^[188]:

- Índice de sensibilidade do litoral (ISL), estabelecido com base no conhecimento das características geomorfológicas da costa (tipo de substrato, declividade do litoral e grau de exposição à energia de ondas e marés);
- Recursos biológicos sensíveis ao óleo, com informações ao nível de espécie;
- Atividades socioeconômicas que podem ser prejudicadas por derramamentos de óleo ou afetadas pelas ações de resposta;
- Informações relevantes às operações de resposta (estradas, aeroportos, rampas para barcos, atracadouros, padrões de circulação das correntes marinhas);
- Fontes potenciais de poluição.

Na figura 10.2 segue o exemplo de uma Carta SAO.

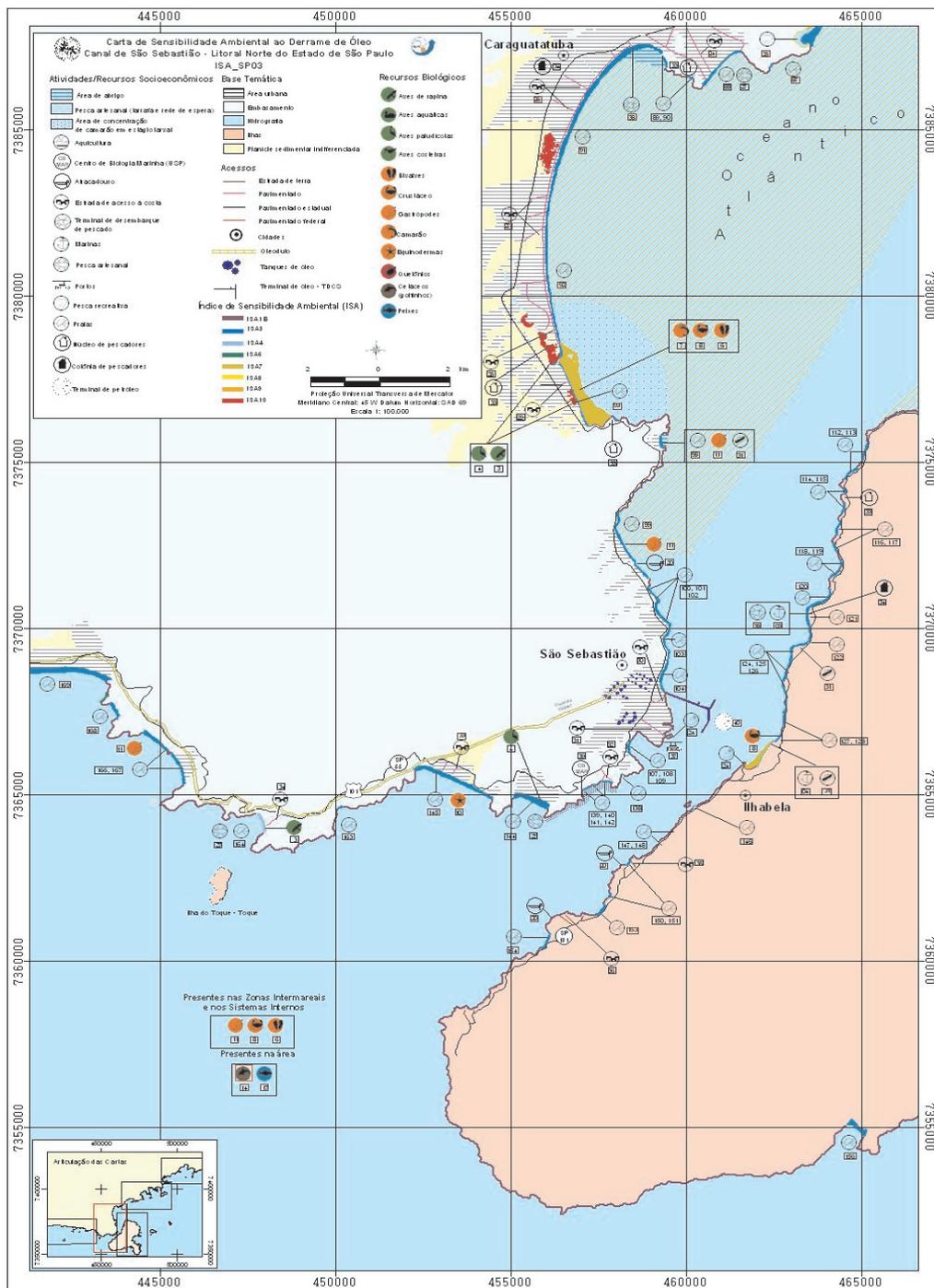


Figura 10.2 Exemplo de uma Carta SAO aplicada ao Canal de São Sebastião.

Fonte: Imagem Google.

Referências

1. SLOVIC, P. **Trust, emotion, sex, politics, and science: Surveying the risk assessment battlefield.** *Risk Analysis*, 19(4), 1999.
2. WILLIAMSON, J; WEYMAN, A. **Review of the public perception of risk, and stakeholder engagement.** Technical Report HSL/2005/16, Health & Safety Laboratory, 2005.
3. SJOBERG, L. **Attitudes and risk perceptions of stakeholders in a nuclear waste siting issue.** *Risk Analysis*, 23(4):739-749, 2003.
4. BERNSTEIN, P. **Against the gods: a remarkable history of risk**
5. CROUCH, E. A. C; WILSON R. **Risk/Benefit Analysis**, Cambridge, MA, Ballinger, 1982.
6. EGLER, C. A. G. **Risco Ambiental como Critério de Gestão do Território: uma Aplicação à Zona Costeira Brasileira**, *Revista TERRITÓRIO* 1 (1), 1996
7. ABNT, **NBR ISO 14001- Sistemas de gestão ambiental – Requisitos com orientação para uso Rio de Janeiro**, out. 2004. ISO 14001 ABNT
8. BETTIOL, V. R. **Benefícios da Certificação ISO 14001**, Universidade de Caxias do Sul, Centro de Ciências Exatas e Tecnologia Curso de Engenharia Química, disponível em: <<http://www.totalqualidade.com.br/2012/09/beneficios-da-iso-14001-para-empresas.html>> Acessado em 02 de abril de 2013.

9. MOLAK, V. *Fundamentals of risk analysis and risk management*. Boca Raton: CRC Press, 1997. 472 p.
10. SLOVIC, P. Perception of risk. In: SLOVIC, Paul. *The perception of risk*. London: Earthscan, 2004. p. 220-231.
11. WILDE, G. J. S. *O limite aceitável de risco: uma nova psicologia de segurança e saúde: o que funciona? o que não funciona? e por quê?* São Paulo: Casa do Psicólogo, 2005. 318 p.
12. FREIRE-MAIA, A. *Riscos nucleares e outros riscos: avaliação e aceitabilidade*. Disponível em: <http://www.interciencia.org/v22_05/ensayo.html>. Acesso em: 02 abril. 2013.
13. HAWKES, N. *Chernobyl: o fim do sonho nuclear*. Rio de Janeiro: Jose Olympio, 1986. 184 p.
14. SJÖBERG, L; DROTTZ-SJÖBERG, Britt-Marie, Risk Perception. In: International Atomic Energy Agency. *Radiation and society: comprehending radiation risk: proceedings of an International Conference on...* realizado em Paris, 24-28 outubro, 1994, v.I p. 29-60, Viena, 1994.
15. SLOVIC, P; FISCHHOFF, B; LICHTENSTEIN, S. Facts and fears: understanding perceived risk. In: SLOVIC, Paul. *The perception of risk*. London: Earthscan, 2004. p. 137-153.
16. FISCHHOFF, B et al. How safe is safe enough? A psychometric study of attitudes toward technological risks and benefits. In: SLOVIC, Paul. *The perception of risk*. London: Earthscan, 2004. p. 80-103.
17. GUILAM, M. C. R. *Conceito de risco: sua utilização pela epidemiologia, engenharia e ciências sociais*. 1996. Dissertação (Mestrado) – Escola Nacional de Saúde Pública Sergio Arouca / FIOCRUZ, Rio de Janeiro, 1996.
18. KASPERSON, R et al. The social amplification of risk: a conceptual framework. In: SLOVIC, Paul. *The perception of risk*. London: Earthscan, 2004. p. 232-245.
19. DELLA ROCCA, F. F. *A percepção de risco como subsídio para os processos de gerenciamento ambiental*. 2002. 116 f. Tese (Doutorado) – Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, São Paulo, 2002.

20. CORTEZ, H. **Riscos Ambientais Urbanos**. Artigo Publicado na Revista Mais Brasil, novembro de 2003. Disponível em: <http://www.camaradecultura.org/riscos-urbanos.pdf>. Acesso em 02 de abril de 2013.
21. SEWELL H.G. **Administração e controle da qualidade ambiental**. Editora Edusp. São Paulo. 1978.
22. BANDEIRA, T.O. **Infraestrutura e qualidade ambiental urbana: uma avaliação de municípios do estado do Tocantins a partir de indicadores sócio-ambientais**. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Tocantins, 2009.
23. JOLY, C.A. **Desenvolvimento Sustentável: a utopia possível?** 2003. Disponível em: <http://www.biotaneotropica.org.br/v3n2/pt/editorial>. Acesso em 02 de abril de 2013.
24. CARVALHO B. De. **Ecologia e arquitetura**. Editora Globo. Rio de Janeiro. 1984.
25. CASEIRO A.H. **Curso de especialização em engenharia de segurança do trabalho. Proteção do meio ambiente**. Centro Universitário Nove de Julho – Uninove. São Paulo. 2006.
26. AMBIENTEBRASIL. Energia eólica. Disponível em <http://ambientes.ambientebrasil.com.br/energia/eolica.html> Acesso em 02 de abril de 2013.
27. GALDINO, M.A.; SILVA, P.de C.da. **Perguntas mais frequentes sobre energia eólica**. 2004. Disponível em [http://www.cresesb.cepel.br/content.php?catid\[\]=1&catid\[\]=5](http://www.cresesb.cepel.br/content.php?catid[]=1&catid[]=5)Acesso em 02 de abril de 2013.
28. FERREIRA, R.; LEITE, B. M. da C. **Aproveitamento de energia eólica**, 2000. Disponível em <http://www.fem.unicamp.br/~em313/paginas/eolica/eolica.htm>. Acesso em 02 de abril de 2013.
29. TUTORIAL. 2006. O recurso eólico. Disponível em: http://www.cresesb.cepel.br/tutorial_eolica.htm. Acesso em 2 de abril de 2013.
30. IPT; CEMPRE. **Lixo municipal**. Manual de gerenciamento integrado. São Paulo. 1996.

31. **NR 9 – Programa de Prevenção de Riscos Ambientais.** Disponível em: http://www.mte.gov.br/legislacao/normas_regulamentaDORAS/nr_09_at.pdf. Acesso em 27 de outubro de 2009.
32. **Informativo da Prefeitura de Campus “Luiz de Queiroz”.** Ano II – nº 04 Junho de 2008. Disponível em: <http://www.pclq.usp.br/pclqonline4/mapade-risco.htm>. Acesso em 02 de Novembro de 2009.
33. **Manual Sobre Programa De Prevenção De Risco Ambiental.** Universidade Federal do Tocantins. Palmas; 2005.
34. BENATTI, M.C.C & NISHIDE, V.M. **Elaboração e implantação do mapa de riscos ambientais para prevenção de acidentes do trabalho em uma unidade de terapia intensiva de um hospital universitário.** Rev.latinoam. enfermagem, Ribeirão Preto, v. 8, n. 5, p. 13-20, outubro 2000.
35. CAMPOS, A. **Cipa: Comissão Interna de prevenção de acidentes – uma nova abordagem.** São Paulo: SENAC, 1999.
36. **Manual CIPA – A nova NR 5. Versão Final** Disponível em: http://www1.pucminas.br/imagedb/documento/DOC_DSC_NOME_ARQUI20081104143646.pdf. Acesso em 02 de abril de 2013.
37. **NR 5 – Comissão Interna de Prevenção de Acidentes.** Disponível em: http://portal.mte.gov.br/data/files/8A7C812D311909DC0131678641482340/nr_05.pdf. Acessado em 02 de abril de 2013.
38. Directiva 2002/95/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 27 de Janeiro de 2003, **relativa à restrição do uso de determinadas substâncias perigosas em equipamentos eléctricos e electrónicos.** *Jornal Oficial* nº. L 037 de 13/02/2003 p. 0019 – 0023.
39. Directiva 2002/96/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 27 de Janeiro de 2003, **relativa aos resíduos de equipamentos eléctricos e electrónicos (REEE) – Declaração comum do Parlamento Europeu, do Conselho e da Comissão relativa ao Artigo 9º.** *Jornal Oficial* nº. L 037 de 13/02/2003 p. 0024 – 0039.
40. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **Produtos para a saúde – Sistemas de gestão da qualidade – requisitos para fins regulamentares.** Rio de Janeiro: ABNT, 2004 (ABNT NBR ISO 13485:2004).

41. AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA. **Dispõe sobre a certificação dos equipamentos elétricos sob regime de Vigilância Sanitária e dá outras providências.** Brasília: ANVISA, 2007 (RDC 32).
42. AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA. **Estabelece as normas técnicas adotadas para fins de certificação de conformidade dos equipamentos elétricos sob regime de Vigilância Sanitária.** Brasília: ANVISA, 2007 (IN 8).
43. INMETRO. **Regulamento de avaliação da conformidade para equipamentos eletromédicos.** Rio de Janeiro. 2006 (Portaria 86).
44. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **Produtos para a saúde – Aplicação de gerenciamento de risco em produtos para a saúde.** Rio de Janeiro: ABNT, 2004 (ABNT NBR ISO 14971:2004).
45. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **Sistemas de gestão da qualidade – Requisitos.** Rio de Janeiro: ABNT, 2009 (ABNT NBR ISO 9001:2009).
46. BABU, B. R.; PARANDE, A.K.; BASHA, C.A. **Electrical and electronic waste: a global environmental problem.** ISWA 2007.
47. GEHIN, A.; ZWOLINSKI, P.; BRISSAUD, D. **A tool to implement sustainable end-of-life strategies in the product development phase.** Journal of Cleaner Production 16 (2008) 566-576.
48. VEIT, H.M.; BERNARDES, A. M. **Reciclagem de sucatas eletrônicas através da combinação de processos mecânicos e eletroquímicos.** 17º CBECIMat – Congresso Brasileiro de Engenharia e Ciência dos Matérias, Foz do Iguaçu, PR, Brasil, Novembro 2006.
49. ANDRADE, R.F.G. **Evidenciação dos gastos ambientais do ciclo de vida do produto: uma aplicação do custeio baseado em atividades na indústria eletrônica.** Dissertação para mestrado, USP – São Carlos, 2006.
50. Directiva 93/42/CEE do Conselho, de 14 de Junho de 1993, **relativa aos dispositivos médicos.** *Journal Oficial* nº. L 169 de 12/07/1993 p. 1-43.
51. **Manuais de Legislação Atlas – Segurança e Medicina do Trabalho,** 62 ed. São Paulo, Atlas S.A, 2008.

52. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, **Produtos químicos – Informações sobre segurança, saúde e meio ambiente**. São Paulo. ABNT, 2005. (NBR 14725).
53. FUNDACENTRO – **Fundação Jorge Duprat Figueiredo de Segurança e Medicina do Trabalho**, Apresenta textos sobre insalubridade e periculosidade. Disponível em: <<http://www.fundacentro.gov.br/conteudo.asp?D=CTN&C=938&menuAberto=937>>, Acesso em 02 de abril de 2013.
54. ANTT, Agência Nacional de Transportes Terrestres, Decreto-Lei nº. 2.063, de 06 de Outubro de 1983, **Dispõe sobre multas a serem aplicadas por infrações à regulamentação para a execução do serviço de transporte rodoviário de cargas ou produtos perigosos e dá outras providências**. Publicado DOU 7/10/83 p. 17.153. Disponível em: < http://www.antt.gov.br/index.php/content/view/8833/Decreto_Lei_N_2_063.html>, Acesso em 04 de abril de 2013.
55. ANTT, Agência Nacional de Transportes Terrestres Decreto nº. 96.044, de 18 de Maio de 1988, **Aprova o Regulamento para o Transporte Rodoviário de Produtos Perigosos e dá outras providências**, Publicado no DOU de 19/5/88 p. 8.737/41. Disponível em: http://www.antt.gov.br/index.php/content/view/8834/Decreto_N_96_044.html, Acesso em 04 de abril de 2013.
56. ANTT, Agência Nacional de Transportes Terrestres Portaria MT nº. 261/1989, de 11/04/1989, publicada em 12/04/1989. **Promove ajustamentos técnicos-operacionais no Regulamento para o Transporte Rodoviário de Produtos Perigosos**. Disponível em: <http://www.antt.gov.br/index.php/content/view/12636/Portaria_MT_n_261.html>, Acesso em 04 de abril de 2013.
57. ANTT, Agência Nacional de Transportes Terrestres, Decreto nº. 98973, de 21/02/1990, publicada em 22/02/1990, **Aprova o Regulamento do Transporte Ferroviário de Produtos Perigosos e dá outras providências**. Disponível em: <<http://www.antt.gov.br/index.php/content/view/355/Legislacao.html?pag=1&tle=&ele=&din=&dfi=&res=15&nre=98973&pre=>>> Acesso em 04 de abril de 2013.
58. ANTT, Agência Nacional de Transportes Terrestres, Lei nº. 10.357, de 27 de Dezembro de 2000, **Estabelece normas de controle e fiscalização sobre produtos químicos que direta ou indiretamente possam ser destinados à elaboração ilícita de substâncias entorpecentes, psicotrópicas ou que determinem dependência física ou psíquica, e dá outras providências**. Disponível em: <

- http://www.antt.gov.br/index.php/content/view/9000/Lei_N__10_357.html
=> Acesso em: 04 de abril de 2013.
59. SASSMAQ, **Sistema de Avaliação de Segurança, Saúde, Meio Ambiente e Qualidade**, São Paulo, , Disponível em: < <http://canais.abiquim.org.br/sassmaq/>>, Acesso em: 04 de abril de 2013.
 60. BLAUTH. R. **Seis Sigma**: uma estratégia para melhorar resultados - Estratégia Seis Sigma harmoniza os programas de qualidade e pode ser aplicada a empresas de todos os tamanhos e de qualquer ramo de atividade, Revista FA E BUSINESS, Curitiba, n. 5, abr. 2003, Seção: Gestão, Disponível em: <http://www.unifae.br/publicacoes/pdf/revista_fae_business/n5/gestao_seissigma.pdf>, Acesso em: 04 de abril de 2013.
 61. QFD, Institute – **The official source for QFD, Quality Function Deployment**. Disponível em: < <http://www.qfdi.org/>>, Acesso em: 04 de abril de 2013.
 62. KAIZEN Institute, **KAIZEN: Baixando os custos e melhorando a qualidade**, Disponível em: < <http://br.kaizen.com/>>, Acesso em: 04 de abril de 2013. Manuais de Legislação Alas – Segurança e Medicina do Trabalho, 62 ed. São Paulo, S.P, Atlas, 2008.
 63. LOETZ, C. Criador do Kaizen explica em Joinville o sucesso do método de melhoria contínua. Disponível em: <<http://anoticia.clicrbs.com.br/sc/economia/negocios/noticia/2013/11/criador-do-kaizen-explica-em-joinville-o-sucesso-do-metodo-de-melhoria-continua-4327427.html>>, Acesso em: 09 de novembro de 2013.
 64. ANTT, Agência Nacional de Transportes Terrestres Legislação Federal, Decreto n.º 4.262 de 2002, Disponível em: <http://www.antt.gov.br/index.php/content/view/9003/Decreto_N__4_262.html>, Acesso em 04 de abril de 213..
 65. ANTT, Agência Nacional de Transportes Terrestres Portaria n.º 1.274 de 2003, Disponível em: <http://www.antt.gov.br/index.php/content/view/355/Legislacao.html?pag=1&tle=&ele=&din=&dfi=&res=15&nre=1274&pre=>>, Acesso em: 04 de abril de 2013.
 66. ANTT, Agência Nacional de Transportes Terrestres Legislação Federal, Decreto lei n.º 3.665 de 2000, Disponível em: <<http://www.antt.gov.br/index>>

php/content/view/4665/Resolucao_3665.html>, Acesso em 04 de abril de 2013.

67. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, **Identificação para o transporte terrestre, manuseio, movimentação e armazenamento de produtos**, ABNT (2002), (NBR 7500), Disponível em: < <http://www.abnt.org.br/Erratas/NBR%207500.PDF>>, Acesso em 04 de abril de 2013.
68. MISAEL, A.S.; GALLÃO, M.A.; BENAZZI, G.S.M. **Legislação e Atividade com Produtos Químicos Diversos e Perigosos** São Paulo, SP, 2007 (Material Apostilado do curso realizado no Conselho Regional de Química, C. R. Q 4.^a região.).
69. FILHO, J.B.G.; NEWMAN, D. **Gestão e gerenciamento de risco ambiental I**. Revista Banas Ambiental. Ano II, n^o 12, 2001.
70. BASSOI, L.J. **Métodos de controle de poluição das águas**. Disponível em: http://www.consultoriaambiental.com.br/artigos/metodos_de_controle_de_poluicao_das_aguas.pdf, Acesso em 04 de abril de 2013.
71. MATIAS, M.J.S. **Geofísica aplicada ao ambiente: objetivos, âmbito e alguns exemplos**. Comum. Inst. Geol. e Mineiro. 88 (223-236), 2001.
72. BRANCO, C.M.M.O.C. **Estudo da Contaminação do Aquífero Superior na Região de Estarreja**. Tese de mestrado, Departamento de Ciências da Terra da Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade de Coimbra, Portugal. 2007.
73. MELO, G.C.B.; MITKIEWICZ, G.F.M. **Dispersão atmosférica de poluentes em um complexo industrial siderúrgico**. XVIII Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Cancún, México, 27 al 31 de octubre, 2002.
74. MacFARLANE, D.S.; CHERRY, J.A.; GILLHAM, R.W.; SUDICKY, E.A. **Migration of contaminants in groundwater at a landfill: A case study: 1. Groundwater flow and plume delineation**. Jour. Hydrol., 63: 1-29, 1983.
75. KJELDSEN, P.; BJERG, P.L.; RÜGG, K.; CHRISTENSEN, T.H.; PEDERSEN, J.K. **Characterization of an old municipal landfill (Grindsted, Denmark) as a groundwater pollution source: Landfill hydrology and leachate migration**. Waste Management Research. 16(1): 14-22, 1998.

76. ZHU C, HU FQ & BURDEN DS. **Multi-component reactive transport modeling of natural attenuation of an acid groundwater plume at a uranium mill tailings site.** *Journal of Contaminant Hydrology*, 52:85-108, 2001.
77. ELIS, V.R.; ZUQUETTE, L.V. **Caracterização geofísica de áreas utilizadas para disposição de resíduos sólidos urbanos.** *Revista Brasileira de Geociências*, 32(1): 119-134, 2002.
78. BUTT, T.E.; ODUYEMI, K.O.K. **A holistic approach to concentration assessment of hazards in the risk assessment of landfill leachate.** *Environmental International*, 28: 597-608, 2003.
79. OYGARD, J.K.; MAGE, A.; GJENGEDAL, E. **Estimation of the mass-balance of selected metals in four sanitary landfills in Western Norway, with emphasis on the heavy metal content of the deposited waste and the leachate.** *Water Research*, 38: 2851-2858, 2004.
80. MECKENSTOCK, R.U.; MORASCH, B.; GRIEBLER, C.; RICHNOW, H.H. **Stable isotope fractionation analysis as a tool to monitor biodegradation in contaminated aquifers.** *Journal of Contaminant Hydrology*. 75: 215-255, 2004.
81. BJERG, P.L.; ALBRECHTSEN, P.; KJELDSSEN, P.; CHRISTENSEN, T.H.. **The Groundwater geochemistry of waste disposal facilities.** *Environmental Geochemistry*. London: Elsevier, 1st ed. 629 p. 2005.
82. ACWORTH, R.I.; JORSTAD, L.B. **Integration of multi-channel piezometry and electrical tomography to better define chemical heterogeneity in a landfill leachate plume within a sand aquifer.** *Journal of Contaminant Hydrology*, 83(1): 200-220, 2006.
83. CETESB, 2003. **Norma CETESBE P4.261 Manual de Orientação para a Elaboração de Estudos de Análise de Riscos (Em revisão).** Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/servicos/normas---cetesb/43-normas-tecnicas---cetesb> acessado em: 04 de abril de 2013.
84. ALMEIDA, J.R.; LINS, G.A.; AGUIAR, L.A.; AQUINO, A.R; EGUTE, N.S. **Análise de risco ambiental em estações de tratamento de esgotos (ETE) utilizando a análise preliminar de perigo (APP).** *Revista Brasileira de Pesquisa e Desenvolvimento*. 10(2): 52-57, 2008.

85. KELLER, A. Risk of pollution to public water supplies arising from chemical incidents. Acts of the seminary organized by the society for the advancement of the system security in France (3SF). p. 283-298, 1988.
86. XU, L.; LIU, G. The study of a method of regional environmental risk assessment. *Journal of Environmental Management*. 90 (3290–3296), 2009.
87. PEREIRA, P. A.; LIMA, O.A.L. Estrutura elétrica da contaminação hídrica provocada por fluidos provenientes dos depósitos de lixo urbano e de um curtume no município de Alagoinhas, Bahia. *Revista Brasileira de Geofísica*. v. 25, n, p. 5-19. 2007.
88. AMORIM, L. C. A. Os biomarcadores e sua aplicação na avaliação da exposição aos agentes químicos ambientais. *Rev. Bras. Epidemiol.* v. 6 n. 2, p. 159-170, 2003.
89. FONTAÍNHAS-FERNANDES, A. The use of biomarkers in aquatic toxicology aquatic. *Revista Portuguesa de Zootecnia*, v. 12, p. 67-86, 2005.
90. AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE AND DISEASE REGISTRY (ATSDR). U.S. Department of Health and Human Services. Public Health Service. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. Atlanta, 1999. Disponível em: . Acesso em: 09/11/2009.
91. HACON, S. Avaliação e gestão do risco ecotoxicológico à saúde humana. In: *As bases Toxicológicas da Ecotoxicologia*. Edited by AZEVEDO, F.A. & CHASIN, A. A. da M. Ed. Rima, São Paulo. 2004. p. 245-322.
92. AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE AND DISEASE REGISTRY (ATSDR). Department Of Health and Human Services, Public Health Service **Public Health Statement: Arsenic**. Atlanta, 2000, GA: U.S.; 2000.
93. AMERICAN SOCIETY FOR TESTING MATERIALS (ASTM). **Standard guide for chemical release**. Philadelphia, 1998.
94. UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Risk assessment guidance for superfund**. Human Health Evaluation Manual Part A. EPA/540/1-89/002. Washington, DC, December 1989, v. 1.

95. WHO – WORLD HEALTH ORGANIZATION. International Programme on Chemical Safety (IPCS). **Principles for the assessment of risk to human health from exposure to chemicals**. Environmental Health Criteria, Geneva, v. 210, 1999.
96. SEXTON, K.; SELEVAN, K.S.G.; WAGNER, D.; LYBARGER, J. **Estimating human exposures to environmental pollutants: availability and utility of existing databases**. *Archives of Environmental Health*, v. 47, p. 398-407, 1992.
97. UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Guideline for exposure assessment: notice**. Federal Register, v. 57, p. 22888-22938, 1992.
98. STEVENS, J.B.; SWACKHAMER, D.L. **Environmental pollution: a multimedia approach to modeling human exposure**. *Environmental Science Technology*, v. 23, n. 10, 1989.
99. PEDROZO, M.F.M.; BARBOSA, E.M.; CORSEUIL, H.X.; SCHNEIDER, M.R.; LINHARES, M.M. **Ecotoxicologia e avaliação de risco do petróleo**. Salvador: CRA. *Série Cadernos de Referência Ambiental*, v. 12, 230p., 2002.
100. HACON, S. **Avaliação de risco potencial para a saúde humana da exposição ao mercúrio na área urbana de Alta Floresta, MT, Bacia Amazônica, Brasil**. Tese (Doutorado). 1996. Universidade Federal Fluminense, Rio de Janeiro.
101. ADAMS, S.M. **Status and use of biological indicators for evaluating the effects of stress on fish**. *American Fisheries Societies Symposium*, 8: 1- 8, 1990.
102. LEONZIO, C & FOSSI, M.C. **Nondestructive biomarkers strategy: perspectives and application**. pp. 297-312. In: M.C. FOSSI and C. LEONZIO. (eds). *Nondestructive biomarkers in vertebrates*. Lewis Publ., London, 368p.
103. DEPLEDGE, M.H. **Genotypic toxicity implications for individuals and populations**. *Environmental Health Perspectives*, 102: 101-104, 1994.
104. DECAPRIO, A.P. **Biomarkers: Coming of age for environmental health and risk assessment**. *Environmental Science Technology*, 31: 1837-1848, 1997.

105. STEGEMAN, J.J.; BROUWER, M.; Di Giulio, R.T.; FÖRLIN, L.; FOWLER, B.A.; SANDERS, B.M.; VAN VELD, P.A. **Molecular responses to enzyme and protein systems as indicators of chemical exposure and effect.** In: HUGGET, R.J.; KIMERLE, R.A.; MEHRLE, J.R.; BERGMAN, H.L. (Eds). *Biomarkers: Biochemical, Physiological and Histological markers of Anthropogenic Stress.* Chelsea: SETAC/Lewis Publishers, p. 235-335, 1992
106. WALKER, C.H., HOPKIN, S.P.; SIBY, R.M.; PEAKALL, D.B. **Principles of toxicology.** London: Taylor & Francis, 2001.
107. WHO – WORLD HEALTH ORGANIZATION. **World health statistics quarterly. Health and environment analysis and indicators for decision – making,** v. 48, p. 70-170, 1995.
108. WHO – WORLD HEALTH ORGANIZATION. **International Programme on Chemical Safety (IPCS). Biomarkers and risk assessment: concepts and principles.** Environmental Health Criteria 155. Geneva: 1993. Disponível em: <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc155.htm> Acesso em: 04 de abril de 2013.
109. UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Ecological risk assessment guidance for superfund: process for designing and conducting ecological risk assessments.** Interim Final. EPA 540-R97-006, 1997.
110. MINNESOTA DEPARTMENT OF HEALTH. **Comparative risks of multiple chemical exposures.** Minnesota, 2000. Final report.
111. DE ROSA, C.T.; MUMTAZ, M.M.; CHOUDHRY, H.C.; MCKEAN, D.L. **Comparative environmental risk assessment.** Edited by C.R. Cothorn. Lewis Publishers, 1992.
112. HACON, S.; YOKOO, E.; VALENTE, J. et al. **Exposure to Mercury in pregnant women from Alta Floresta – Amazon Basin, Brazil.** *Environmental Research,* v. 84, p. 204-210, 2000.
113. Agency For Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). Department Of Health and Human Services, Public Health Service **Public Health Statement: Arsenic.** Atlanta, 2000, GA: U.S.; 2000.

114. OPAS/USEPA – ORGANIZACIÓN PANAMERICANA DE LA SALUD Y AGENCIA DE PROTECCIÓN AMBIENTAL DE LOS ESTADOS UNIDOS DE AMÉRICA. Taller nacional de introducción a la evaluación y manejo de riesgos. Brasília: OPAS/EPA, mai. 1996.
115. FISH, R.H.; BRINCKMAN, F.E.; JEWETT, K.L. Fingerprinting inorganic arsenic and organoarsenic compounds in situ oil shale retort and process waters using a liquid chromatograph coupled with an atomic absorption spectrometer as a detector. *Environ. Sci. Technol.*, v. 16, p. 174-179, 1982.
116. Agency For Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). Department Of Health and Human Services, Public Health Service Public Health Statement: Arsenic. Atlanta, 2000, GA: U.S.; 2000.
117. GRANT, C.; DOBBS, A.J. The growth and metal content of plants growth in soil contaminated by copper, chrome and arsenic wood preservative. *Environ. Pollut.*, v. 14, p. 213-226, 1977.
118. SANDHU, S.S. Direct spectrophotometric method for the determination of hydrochloric acid releasable arsenic in sediments and soils. *Analyst*, v. 106, p. 311-315, 1981.
119. HOWARD, A.G.; ARBAB-ZAVAR, M.H. Sequential spectrophotometric determination of inorganic Arsenic (III) and Arsenic (V) species. *Analyst*, v. 105, p. 338-343, 1980.
120. ANDERSON, R.K.; THOMPSON, M.; CULBARD, E. Selective reduction of arsenic species by continuous hydride generation. Part I. Reaction media *Analyst*, v. 111, p. 1143-1152, 1986.
121. BURGUERA, M.; BURGUERA, J. L.; BRUNETTO, M. R.; de la GUARDIA, M.; SALVADOR, A. Flow-injection atomic spectrometric determination of inorganic arsenic(III) and arsenic (V) species by use of an aluminium-column arsine generator and cold-trapping arsine collection. *Anal. Chim. Acta*, v. 261, p. 105-113, 1991.
122. SARQUIS, M. Arsenic and old myths. *J. Chem. Educ.*, v. 56, p. 815-818, 1979.
123. HUNTER, D. *The diseases of occupations*. London: Hodder and Stoughton, p. 335-357, 1975.

124. QUINÁIA, S.P.; ROLLEMBERG, M. do C.E. Selective reduction of arsenic species by hydride generation-atomic absorption atomic. Part I- reduction. *J. Braz. Chem. Soc.*, v. 8, p. 349-356, 1997.
125. SAAD, A.; HASSANIEN, M.A. Assessment of arsenic level in the hair of the non-occupational egyptian population: Pilot study. *Environ Int*, v. 27: 471-478, 2001.
126. FERRECCIO, C.; PSYCH, C.G.; STAT, V.M.; GREDIS, G.M.; SANCHÁ, A.M. Lung cancer and arsenic exposure in drinking water: a case-control study in northern Chile. *Cad. Saúde Pública*, v. 14, sup. 3, p. 193-198, 1998.
127. FERREIRA, S.L.C.; COSTA, A.C.S.; SARAIVA, A.C.F.; SILVA, A.K.F. Determinação espectrofotométrica do arsênio em cabelo usando o método do dietilditiocarbamato de prata (sddc) e trietanolamina/ chcl_3 como solvente. *Eclét. Quím.* v. 27, 2002. doi: 10.1590/S0100-46702002000100014.
128. SANTOS, E.C.O.; JESUS, I.M.; BRABO, E.S.; FAYAL, K.F.; FILHO, G.C.S.; LIMA, M.O.; MIRANDA, A.M.M.; MASCARENHAS, A. S.; SÁ, L.L.C.; SILVA, A.P.S.; CÂMARA, V.M. Exposição ao mercúrio e ao arsênio em Estados da Amazônia: síntese dos estudos do Instituto Evandro Chagas/FUNASA. *Rev. Bras. Epidemiol.* v. 6, n. 2, p. 171-185, 2003.
129. CARVALHO, A.S.C.; SANTOS, A. S.; PERERIRA, S. F.P.; ALVES, C.N. Levels of As, Cd, Pb and Hg found in the hair from people living in Altamira, Pará, Brazil: environmental implications in the Belo Monte area. *J. Braz. Chem. Soc.*, v. 20, n. 6, p. 1153-1163, 2009.
130. SAKUMA, A. M. Avaliação da exposição humana ao arsênio no Alto Vale do Ribeira, Brasil. Tese (Doutorado). 2004. Universidade Estadual de Campinas, São Paulo.
131. WHO – WORLD HEALTH ORGANIZATION. Methylmercury. *Environmental Health Criteria*, n. 101, 140 p., 1990.
132. Fujiki, M., 1972, The transitional condintion of Minamata Bay and neighbouring sea polluted by factory waste water containing mercury. 6th int. Conf. *Water Pollut. Res. Paper No. 12 apud WITTMANN G.T.W, FÖRSTNER U.*, 1981, *Metal Pollution in the Aquatic Environment*. 2.ed. Berlin Heidelberg, Springer-Verlag. 18.p.

133. PINHEIRO, M.C.N.; CRESPO-LÓPEZ, M.E.; OIKAWA, T.; GUIMARÃES, G.A.; VIEIRA, J.L.F.; ARAÚJO, C.C.; AMORAS, W.W.; RIBEIRO, DR.; HERCULANO, A.M.; NASCIMENTO, J.L.M.; SILVEIRA, L.C.L., 2007, **Mercury pollution and childhood in Amazons riversides villages**. *Environment International Res*; v. 33 (1), p. 56-61.
134. CAMARA, V.M. **Epidemiologia e ambiente**. In: MEDRONHO, R.; CARVALHO, D.M.; BLOCH, K.V.; LUIZ, R.R.; WERNWCK, G.L. *Epidemiologia*. São Paulo Atheneu, 2002. p. 371-383.
135. PEDROZO, M.F.M. **Toxicovigilância (monitoração) da exposição de populações e agentes tóxicos**. In: As Bases Toxicológicas da Ecotoxicologia. São Paulo. Editora. Rima. p. 168-220, 2004.
136. FAO, Food and Agriculture Organization, 1990. Disponível em: http://www.fao.org/index_en.htm. Acesso em: 04 de abril de 2013.
137. CELERE, M. S.; OLIVEIRA, A. S.; TREVILATO, T. M.B.; SEGURA-MUNHÕZ, S. I.; 2007, **Metais presentes no chorume coletado no aterro sanitário de ribeirão preto, São Paulo, Brasil e sua relevância para saúde pública**, Caderno De Saúde Pública, v. 23 (4), 939-947 p. *apud* NAGASHIMA, A.L.; JÚNIOR B. C.; SILVA C A .; FUJIMUR A.S., 2009. Avaliação dos níveis de metais pesados em efluentes líquidos percolado do aterro sanitário de Paranaíba, Estado do Paraná, Brasil. DOI:10.4025/actascihealthsci.v3lil.1154.
138. WHO – WORLD HEALTH ORGANIZATION - International Programme on Chemical Safety (IPCS): **Biomarkers In Risk Assesment: Validity and Validation**. Environmental Health Criteria 222. Geneva: 2001. Disponível em: <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc222.htm> Acesso em: 04 de abril de 2013.
139. VERBRUGGE L. A.; WENZEL S.; BERNER J.; MATZ A. 2009 **Human Exposure to Lead from Ammunition in the Circumpolar North**. The Peregrine Fund, Boise, Idaho, USA.
140. GRIESEL A.; KAKUSCHKEA A.; SIEBERT U.; PRANGEA A. . 2007 **Trace elements concentrations in blood of harbor Seal (Phoca vitulina) from the Wadden Sea**. Elsevier B.V.
141. ATSDR. ToxFAQs™ : Chemical Agent Briefing Sheet. Lead. January 2006.

142. FEWTRELL L.; KAUFMANN R.; PRÜSS-ÜSTÜN A. **Lead: assessing the environmental burden of disease at national and local level.** Geneva, World Health Organization, 2003 (WHO Environmental Burden of Disease Series, N°. 2)
143. SAKAI, T. **Biomarkers of Lead Exposure.** *Industrial Health* 2000, v. 38, p. 127-142
144. WHO – WORLD HEALTH ORGANIZATION – **International Programme on Chemical Safety (IPCS): Lead: Environmental Health Criteria 3.** Geneva: 1977.
145. ZAGATO P.A. e BERTOLETTI E. **Ecotoxicologia aquática – Princípios e aplicações.** Editora Rima. São Paulo. 2008.
146. Goulart, M. & Callisto, M. **Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental.** *Revista da FAPAM*, ano 2, n. 1. 2003.
147. DORES E.F.G.C & FREIRE E.M. **Contaminação do ambiente aquática por pesticidas. Estudo de caso: águas usadas para consumo humano em Primavera do Leste, Mato Grosso – Análise preliminar.** *Quim. Nova*, v. 24/1, p. 27-36, 2001.
148. Higashi, K. *Relatório do XV Encontro Nacional de Analistas de Resíduos de Pesticidas.* São Paulo. P. 68. 1991.
149. Eichelberger, J.W.; Lichtenberg, J.J.; *Environ. Sci. Technol.*, v. 5, p. 541. 1971.
150. JUNIOR H.F. **Ferramentas da qualidade na gestão ambiental.** Disponível em: <http://preservaambiental.com.br/artigos/materias/ferramentas-Q.htm>. Acesso em 15 de novembro de 2009.
151. BICUDO C.E.M & BICUDO D.C. **Amostragem em limnologia.** Editora Rima. São Paulo. 2007.
152. Goulart, M. & Callisto, M. **Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental.** *Revista da FAPAM*, v. 1(2). 2003.

153. Whitfield, J. Vital signs. *Nature*. V. 411 (28), p. 989-990. 2001.
154. Barbour, M.T.; Gerritsen, J.; Snyder, B.D. & Stribling, J.B.. **Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic**. 2^a ed. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water; Washington, D.C. 1999.
155. Racocinski, R. C.; Milligan, M.; Heard, R. & Deardorff, T. Comparative evaluation of macrobenthic assemblages from the sulphur river Arkansas in relation to pulp mill effluent. In: *Environmental fate and effects of pulp and paper mill effluents*. St. Lucie Press, Florida. p. 533-547. 1996.
156. Norton, S.; Cormier, S.; Smith, M.; Jones, C.; Berigan, M. **Predictig levels of stress from biological assessment data: empirical models from the eastern corn belt plains, Ohio, USA**. *Environ. Toxicol. and Chemistry*, v. 21 (6), p. 1168-1175. 2002.
157. Rosenberg, D. M. & Resh, V.H. Introduction to freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. In: *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. (eds.) Rosenberg, D.M. and Resh, V.H. Chapman and Hall, New York, p. 1-9. 1993.
158. Ward, D.; Holmes, N. & José, P. **The New Rivers & Wildlife Handbook**. *RSPF, NRA e The Wildlife Trusts*, Bedfordshire. p. 426, 1995.
159. Reece, P.F. & Richardson, J.S. Biomonitoring with the reference condition approach for the detection of aquatic ecosystems at risk. In: L. M. Darling (ed.) *Proc. Biology and Management of Species and Habitats at Risk*. v. 2. p. 15-19. 1999.
160. Callisto, M.; Moretti, M. & Goulart, M. **Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos**. *Revta. Bras. Rec. Hid.* V.6 (1), p. 71-82. 2001.
161. FARIA M.L & ALMEIDA G. W. **Monitoramento da fauna de macroinvertebrados bentônicos do ribeirão Ipanema – Ipatinga, MG. Uma comunidade bioindicadora da efetividade de programas de despoluição de cursos d’água II**. *Pricipium on line: Iniciação científica do Unileste-MG, Coronel Fabriciano*. v. 1(2), p. 82-92. 2007.

162. MOZETO A. A., UMBUZEIRO G. A. e JARDIM W.F. **Métodos de coleta, análises físico-químicas e ensaios biológicos e ecotoxicológicos de sedimento de água doce.** Editora Cubo. São Paulo, 2006.
163. NEWMAN M. C. e CLEMENTS W.H. **Ecotoxicology – A comprehensive treatment.** Editora CRC Press. New York, 2008.
164. SEGNINI S. **El uso de los macroinvertebrados bentônicos como indicadores de la condición ecológica de los cuerpos de água corriente.** *Ecotropicos*, v. 16(2), p. 45-63. 2003.
165. STRIEDER M. N; RONCHI, L.H; STENERT, C; SCHAEERER, R.T; NEISS, U.G. **Medidas biológicas e índices de qualidade da água de uma microbacia com poluição urbana e de curtumes no sul do Brasil.** *Acta Biologica Leopoldensia*. V. 28(1), p. 17-24. 2006.
166. PIEDADE A.L.F. **Biomonitoramentos utilizados na avaliação ambiental dos efluentes da VCP.** In: 42º Congresso e exposição internacional de celulose e papel. 26 de outubro de 2009. São Paulo. SP. 1. CD-room.
167. FIGUEROA R.;PALMA, A;RUIZ, V; NIELL, X. **Comparative analysis of biotic indexes used to evaluate water quality in a Mediterranean river of Chile: Chillán River, VIII Region.** *Revista Chilena de História Natural*. V. 80, p. 225-242. 2007.
168. FIGUEROA R; ARAYA, E; PARRA, O; VALDOVINOS, C. **Macroinvertebrados bentônicos como indicadores de calidad de água.** VI Jornadas del CONAPHI-CHILE. 2008.
169. HALL T. J; FISCHER, R. R; RODGERS, J. H; MINSHALL, W. W; LANDIS, W.G; KOVACS, T.G; FIRTH, B.K; DUBE, M.G; DEARDORFF, T.L; BORTON, D.L. **A Long-Term, Multitrophic level study to assess pulp and paper mill effluent effects on aquatic communities in four US receiving waters: Background and status.** *Integ. Envir. Asses. And Manag. – SETAC*. V. 5(2), p. 189-198. 2009.
170. HALL T. J; RAGSDALE, R; ARTHURS, W.J; IKOMA, J; BORTON, D.L; COOKS, D. **A Long-Term, Multitrophic level study to assess pulp and paper mill effluent effects on aquatic communities in four US receiving waters: Characteristics of the study streams sample sites, mills and mill effluents.** *Integ. Envir. Asses. And Manag. – SETAC*. V. 5(2), p. 189-198. 2009.

171. US Environmental Protection Agency (USEPA). Proposed guidelines for ecological risk assessment: Notice. FRL-5605-9. Federal Register, 61, 47552-47631. 1996.
172. LANDIS W.G. & THOMAS J. F. **Regional risk assessment as a part of the long-term receiving water study.** *Envir. Asses. And Manag.* – SETAC. V. 5(2), p. 234-247. 2009.
173. OPEP (Organization of the Petroleum Exporting Countries). 2013. World Oil Outlook 2009. Disponível em: <http://www.opec.org> Acessado em 04 de abril de 2013.
174. CETESB, Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. 2013. Disponível em <http://www.cetesb.sp.gov.br>, Acessado em 04 de abril de 2013.
175. BECK, U. 1992. *Risk Society: towards a new modernity.* Sage Publications: Great Britain.
176. KIRCHHOFF, D. 2004. **Avaliação de risco ambiental e o processo de licenciamento: o caso do gasoduto de distribuição gás brasileiro trecho São Carlos – Porto Ferreira.** Dissertação de M.Sc., Universidade de São Paulo, São Carlos, SP, Brasil.
177. SILVA, G. H. 1996. **Percepção ambiental da indústria de petróleo no litoral brasileiro.** Tese de D.Sc., Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, SP, Brasil.
178. CETESB. 1990. Implementação de testes de toxicidade no controle de efluentes líquidos. Série Manuais, São Paulo, SP.
179. NIPPER, M. 2000. Current approaches and future directions for contaminant-related impact assessments in coastal environments: Brazilian perspective. *Aquatic Ecosystem Health and Management*, nº 3, pp. 433-447.
180. STONEHOUSE, J.M. e MUNFORD, J.D. 1994. *Science, Risk Analysis and Environmental Policy Decisions.* Environment and Trade 5. United Nations Environment Programme – UNEP. London, UK. 79pp.
181. DILLER, S. 1998 **Risk Assessment and Cost-benefit Techniques as Management Tools for Oil Spill Prevention.** In: *Oil and Hydrocarbons Spills Modelling Analysis and Control.* Eds. Garcia-Martinez, R. and Brebbia, C.A. Computational Mechanics Publication. Southampton, UK. p. 253-263.

182. POFFO, I. R. F. 2007. Gerenciamento de riscos socioambientais no Complexo Portuário de Santos na ótica ecossistêmica. Tese de D.Sc., Universidade de São Paulo, São Paulo, SP, Brasil.
183. ZANARDI, E., 1996. **Hidrocarbonetos no Canal de São Sebastião e na plataforma interna adjacente** - Influência do derrame de maio de 1994. Dissertação de M.Sc., Universidade de São Paulo, Instituto Oceanográfico, São Paulo, SP, Brasil.
184. FERNANDES, R. 2001. **Modelação de derrames de hidrocarbonetos**. Monografia de B.Sc. Universidade Técnica de Lisboa, Lisboa, Portugal.
185. GUNDLACH, E. R. & HAYES, M. O. 1978 Classification of coastal environments. In terms. Of potential vulnerability to oil spill damage. Marine Technology Society Journal 12:18-27.
186. MONTANARI, T. 2006. Subsídios para um modelo socioeconômico de pressão-estado-resposta (P/E/R) para sensibilidade litorânea ao derramamento de óleo. Monografia de B. Sc., Universidade do Vale do Itajaí, Itajaí, SC, Brasil.
187. MMA (Ministério do Meio Ambiente). 2002. Especificações e Normas Técnicas para Elaboração de Cartas de Sensibilidade Ambiental para Derramamentos de Óleo. Brasília: MMA/SQA.
188. BRASIL. Lei nº 12.305, de 02 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 03 de agosto de 2010. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm. Acesso em 28 de março de 2013.

Anexo I

Classificação

CLASSE 1 – Explosivos

CLASSE 2 – Gases

CLASSE 3 – Líquidos inflamáveis

CLASSE 4 – Sólidos inflamáveis

CLASSE 5 – Substâncias oxidantes e Peróxidos Orgânicos

CLASSE 6 – Substâncias tóxicas e infectantes

CLASSE 7 – Substâncias radioativas

CLASSE 8 – Substâncias corrosivas

CLASSE 9 – Substâncias perigosas diversas

Identificação do tipo do produto (painel de segurança)

A placa retangular, chamada painel de segurança, traz sempre dois números. O primeiro – número de risco – permite identificar o tipo de produto e o tipo de risco que ele oferece. Os quadros 1 e 2 explicam o significado de cada algarismo. O segundo número – número ONU – identifica o nome do produto, conforme classificação da Organização das Nações Unidas.

Quadro 1 – Significado do 1º algarismo

2. Gás

3. Líquido inflamável

4. Sólido inflamável
5. Substância oxidante/peróxido
6. Substância tóxica
7. Substância radioativa
8. Substância corrosiva

Quadro 2 – Significado do 2° e do 3° algarismos

0. Ausência de riscos
1. Explosivo
2. Emana gás
3. Inflamável
4. Fundido
5. Oxidante
6. Tóxico
7. Radioativo
8. Corrosivo
9. Perigo de reação violenta,
resultante da decomposição espontânea ou de polimerização.