

SÉRIE ESTUDOS E DOCUMENTOS

**Avaliação de risco ecológico: conceitos básicos,
metodologia e estudo de caso**

PRESIDÊNCIA DA REPÚBLICA

Dilma Vana Rousseff

Michel Miguel Elias Temer Lulia

Vice-Presidente

MINISTÉRIO DA CIÊNCIA E TECNOLOGIA

Aloizio Mercadante Oliva

Ministro da Ciência e Tecnologia

Luiz Antonio Rodrigues Elias

Secretário-Executivo

Arquimedes Diógenes Ciloni

Subsecretário de Coordenação das Unidades de Pesquisa

CETEM – CENTRO DE TECNOLOGIA MINERAL

José Farias de Oliveira

Diretor

Carlos César Peiter

Coordenador de Apoio Tecnológico à Micro e Pequena Empresa

Arnaldo Alcover Neto

Coordenador de Análises Minerais

Claudio Luiz Schneider

Coordenador de Processos Minerais

Cosme Antônio de Moraes Regly

Coordenador de Administração

Ronaldo Luiz Correa dos Santos

Coordenador de Processos Metalúrgicos e Ambientais

Andréa Camardella de Lima Rizzo

Coordenadora de Planejamento, Acompanhamento e Avaliação

SÉRIE ESTUDOS E DOCUMENTOS

ISSN 0103-6319

ISBN 978-85-61121-74-7

SED-78

Avaliação de risco ecológico: conceitos básicos, metodologia e estudo de caso

Ana Paula de Castro Rodrigues

Doutora em Geociências – Geoquímica Ambiental

Zuleica Carmen Castilhos

Doutora em Geociências – Geoquímica Ambiental

Ricardo Gonçalves Cesar

Mestre em Ciências (Geologia)

Nádia Regina Pereira Almosny

Doutora em Ciências Veterinárias

Ana Rosa Linde-Arias

Doutora em Biologia Funcional

Edison Dausacker Bidone

Doutor em Geociências

CETEM/MCT

2011

SÉRIE ESTUDOS E DOCUMENTOS

Carlos César Peiter

Editor

Zuleica Castilhos

Subeditora

CONSELHO EDITORIAL

Francisco E. de Vries Lapido-Loureiro (CETEM), Francisco R. C. Fernandes (CETEM), Gilson Ezequiel Ferreira (CETEM), Alfredo Ruy Barbosa (consultor), Gilberto Dias Calaes (ConDet), José Mário Coelho (CPRM), Rupen Adamian (UFRJ), Saul Barisnik Suslick (UNICAMP).

A Série Estudos e Documentos publica trabalhos na área minero-metalúrgica. Tem como objetivo principal difundir os resultados das investigações técnico-científicas decorrentes dos projetos desenvolvidos no CETEM.

O conteúdo desse trabalho é de responsabilidade exclusiva do(s) autor(es).

Thatyana Pimentel Rodrigo de Freitas

Coordenação Editorial

Vera Lúcia Espírito Santo Souza

Programação Visual

Andrezza Milheiro

Revisão

Avaliação de risco ecológico: conceitos básicos, metodologia e estudo de caso / Ana Paula de Castro Rodrigues et al. __Rio de Janeiro: CETEM/MCT, 2011.

126p. (Série Estudos e DocumentosI, 78)

1. Risco ecológico. 2. Ecotoxicologia. 3. Gerenciamento ambiental. I. Centro de Tecnologia Mineral. II. Rodrigues, Ana Paula Castro. III. Castilhos, Zuleica Carmen. IV. Cesar, Ricardo Gonçalves. V. Almosny, Nadia R.P. VI. Arias, Ana Rosa L. VII. Bidone, Edison D. VIII. Série.

CDD – 622.4

SUMÁRIO

RESUMO	7
ABSTRACT	8
1 APRESENTAÇÃO	9
2 OBJETIVO	11
3 INTRODUÇÃO	12
4 PLANEJAMENTO DA AVALIAÇÃO DE RISCO ECOLÓGICO	17
5 FORMULAÇÃO DO PROBLEMA	21
5.1 Integração das informações disponíveis	23
5.2 Compartimentos-alvo	25
5.3 Modelo conceitual	28
5.4 Plano de análise	32
6 FASE DA ANÁLISE	33
6.1 Caracterização da exposição	34
6.2 Caracterização dos efeitos ecológicos	37
6.3 Geoquímica aplicada aos estudos de ecotoxicidade	48
6.4 Extrapolação de dados	50
7 CARACTERIZAÇÃO DO RISCO	52
7.1 Estimativa do risco	52
7.2 Vantagens e limitações	54
8 ESTUDO DE CASO: AVALIAÇÃO DE RISCO ECOLÓGICO POR MERCÚRIO EM ECOSISTEMAS ESTUARINOS: BAÍA DE GUANABARA E BAÍA DA RIBEIRA-RJ	58

8.1	Formulação do problema	58
8.2	Análise de exposição e de efeitos	82
8.3	Caracterização do risco	95
8.4.	Vantagens e desvantagens do método	97
9	CONCLUSÕES	100
10	AGRADECIMENTOS	103
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	104
	GLOSSÁRIO	115
	SIGLAS	125

RESUMO

O objetivo da presente publicação é apresentar as linhas básicas da avaliação de risco ecológico preconizada pela United States Environmental Protection Agency-USEPA, definir conceitos básicos, apresentar a metodologia e apresentar um estudo de caso em um estuário da região Sudeste brasileira, com o fim de divulgar esta importante ferramenta de gerenciamento ambiental, bem como discutir suas vantagens e limitações.

A avaliação de risco ecológico proposta pela USEPA relaciona a intensidade da poluição ambiental aos riscos associados ao meio ambiente. Essa metodologia permite expressar risco à saúde de organismos vivos em diferentes níveis de organização e avaliar a probabilidade de ocorrência de efeitos adversos, incluindo prognósticos futuros de efeitos adversos decorrentes da exposição a um ou mais agentes estressores, de diferentes tipos, químicos, físicos ou biológicos. A metodologia propicia uma estrutura básica de organização sistemática dos dados, informações, pressupostos e incertezas com o objetivo de fornecer o suporte necessário à compreensão e previsão da inter-relação estressores-efeitos ecológicos. O objetivo é auxiliar a tomada de decisão relativa às alternativas de controle ambiental, recuperação de área degradada e/ou gerenciamento dos recursos naturais. Composta de etapas interligadas, inicia-se pela formulação do problema, análise de exposição e efeitos e, finaliza com a caracterização de risco, que deve ser comunicado ao gestor de risco e às partes interessadas.

Palavras-chave

avaliação de risco ecológico, ecotoxicologia, poluição, recuperação de área degradada

ABSTRACT

The purpose of the present publication is to present the baselines for ecological risk assessment according to United States Environmental Protection Agency (USEPA), to define the basic concepts and methodology besides a study case in a tropical environment, in order to disclose this important tool for environmental management, as well as discuss its advantages and limitations.

The ecological risk assessment methodology proposed by USEPA connects the intensity of environmental pollution to associated risks to environment. This methodology enables the interrelationship between risks to organisms' health in distinct organization levels and assesses the probability of occurrence of adverse effects, including future prognostics due to exposure to one or more stressors of different types (chemicals, physicals and biologicals). The methodology allows organizing systematically data, information, assumptions and uncertainties in order to support the understanding and the prediction of the relationships between stressors and ecological effects. The objective is to support decisions related to alternatives for programs of environmental control, rehabilitation and/or natural resources management. It is composed by interconnected steps, initiating with the problem formulation, analysis of exposure and effects and ending by, the risk characterization, which must be communicated to risk managers and stakeholders.

Keywords

ecological risk assessment, ecotoxicology, pollution, rehabilitation areas

1 | APRESENTAÇÃO

Risco é a probabilidade de um estressor produzir efeito tóxico a algum ser vivo em específicas condições de exposição. Podem existir eventos com baixa probabilidade de ocorrência, mas com grandes danos, como por exemplo, a explosão de um reator nuclear. E eventos com alta probabilidade de ocorrência e pequenos danos consequentes. O objetivo final da avaliação de risco é, identificando-se as fontes, eliminar as causas ou mitigar os efeitos.

No que diz respeito ao meio ambiente, o atual cenário mundial retrata a existência de uma diversidade considerável de problemas ambientais, havendo, no entanto, a carência de recursos financeiros e de recursos humanos para atender a essa crescente demanda. Sendo assim, torna-se cada vez mais prudente a hierarquização dos problemas visando à priorização de ações de mitigação, com base no risco à saúde humana e à biota local. A avaliação de risco é uma poderosa ferramenta de gestão ambiental, com a qual é possível identificar as condições atuais de um compartimento ambiental e inferir de que forma o mesmo poderia atender às variadas demandas da população humana.

Nas décadas de 70-80 começaram a ser discutidas as propostas para a estruturação de uma metodologia para avaliação de risco à saúde humana (ARSH), publicada oficialmente em 1989a, pela USEPA. A ARSH possui quatro etapas bem definidas: caracterização da fonte, avaliação da exposição, avaliação da toxicidade e a caracterização de risco, tendo a avaliação das incertezas em todas as etapas (CASTILHOS *et al.*, 2006; CASTILHOS *et al.*, 2005). Em 1992 foi lançada a metodologia de ARSH da Agência para Substâncias Tóxicas e Registros de Doenças (ATSDR). Logo em seguida, em 1995, elabora-se a ARSH da Avaliação de

Risco pela Sociedade Americana para Testes e Materiais (ASTM), chamada "Risk Based Corrective Action" (RBCA), largamente utilizada e inicialmente desenvolvida para áreas contaminadas por hidrocarbonetos de petróleo.

Embora a avaliação de risco ecológico (ARE) tenha sido proposta no documento da USEPA, 1989b, somente em 1996 (USEPA, 1996) e no documento "Guidelines for Ecological Risk Assessment" (EPA/630/R-95/002F, 1998) são apresentadas todas as etapas consideradas essenciais para a realização da ARE e todos os produtos obtidos em cada uma delas.

2 | OBJETIVO

O objetivo da presente publicação é apresentar as linhas e conceitos básicos da avaliação de risco ecológico preconizada pela USEPA (1998), bem como apresentar um estudo de caso com aplicação prática a fim de facilitar o entendimento.

3 | INTRODUÇÃO

“A avaliação de risco ecológico estima a probabilidade de ocorrência de um efeito adverso esperado como resultado da exposição ambiental a um ou mais fatores de estresse” (USEPA, 1998). Os fatores de estresse ou estressores podem ser físicos (ex: erosão, barragem de rios), químicos (ex: lançamento de efluentes, derramamento de óleo) ou biológicos (ex: introdução de espécies exóticas). A presente metodologia é capaz de expressar efeitos ecológicos em função de modificações na exposição a estressores e as incertezas associadas, sendo útil também para avaliar alternativas de manejo e objetivos de remediação. Esta é uma das características mais importantes desta metodologia, pois possibilita a escolha de ações e tomadas de decisão com alto nível de confiança.

A avaliação de risco ecológico (ARE) vem sendo aplicada nos EUA para dar suporte a ações regulatórias, como por exemplo, registro de pesticidas, estabelecimento de padrões de qualidade do ar e da água, remediação de áreas de disposição de resíduos perigosos, entre outras. A avaliação de risco ecológico tem sido utilizada complementarmente à avaliação de risco à saúde humana ou quando o problema em si não atinge diretamente a saúde humana ou até mesmo quando o processo estudado não possui análogos em humanos, como por exemplo, a eutrofização de corpos hídricos.

Algumas características gerais de uma ARE são: (A) a observação das diferentes vias de exposição e de receptores ecológicos de interesse; (B) a existência de um grande número de espécies expostas a um ou mais estressores, o que aumenta a probabilidade de alguma espécie ser sensível a algum estressor; (C) a abordagem ecossistêmica, com ênfase na detecção de efeitos

adversos em espécies-chave, cujos danos secundários poderiam alterar a estrutura da cadeia trófica.

Esta metodologia é composta de três etapas interligadas: formulação do problema, análise de exposição e efeitos e, a caracterização de risco. Contudo, antes de iniciar a primeira etapa, faz-se necessário um planejamento oriundo de discussões entre os avaliadores de risco, os gestores de risco e demais partes interessadas. Ao finalizar as três etapas da metodologia, os resultados encontrados devem ser comunicados ao gestor de risco e partes interessadas, ou seja, comunicar os resultados àqueles que requereram esta avaliação. A estrutura da avaliação de risco ecológico está apresentada na Figura 1.

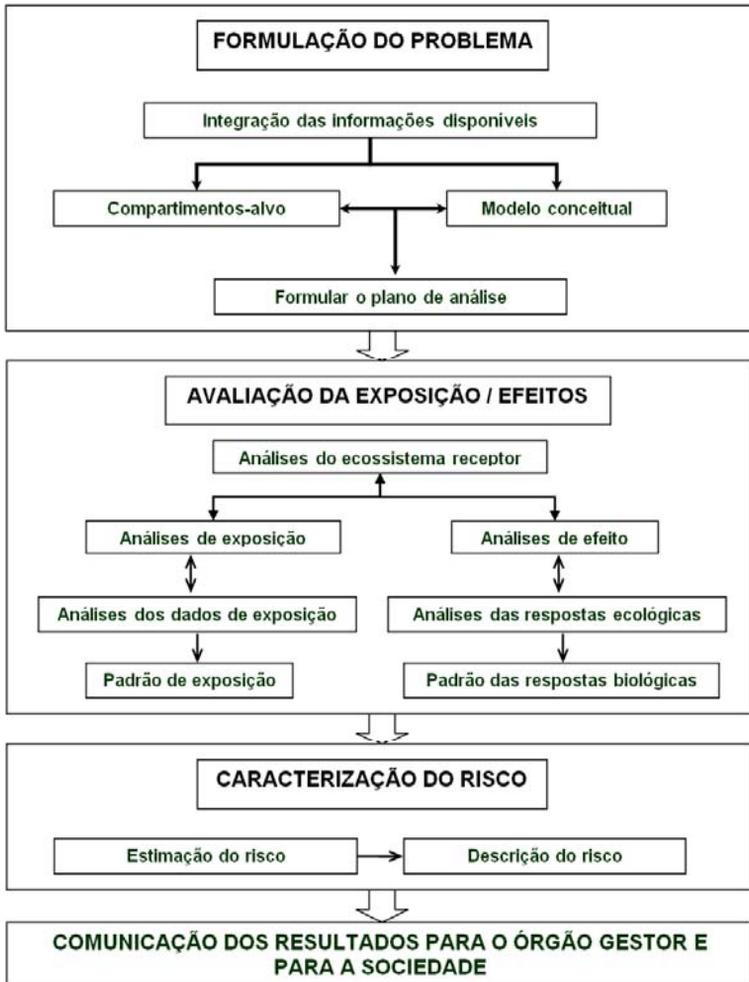
Na formulação do problema, a avaliação pode começar levando em consideração os “corpos receptores”, os contaminantes ou os efeitos ecológicos esperados. É um processo geralmente interativo e não linear. A caracterização de exposição e de efeitos frequentemente se torna interligada, sobretudo quando uma exposição inicial leva a um efeito cascata de exposições adicionais e de efeitos secundários. Análise e caracterização do risco são mostradas em diferentes fases. No entanto, alguns modelos podem combinar as análises dos dados de exposição e de efeitos com a integração desses dados, que ocorreria apenas na caracterização do risco.

O grau de complexidade de uma ARE depende diretamente das fontes disponíveis. Como é possível decidir o nível de esforço amostral? Quantas vezes o avaliador de risco deve visitar a área e revisar os tópicos da avaliação? Quando a ARE está pronta? Muitas dessas questões podem ser resolvidas através da definição de cenários com avaliações hierarquizadas, contendo análises de risco pré-planejadas e pré-descritas, cujos

dados sejam progressivos e com diferentes níveis de fontes consultadas. Os resultados obtidos com essa hierarquização auxiliam a tomada de decisão do gestor bem como a entender a necessidade de continuar a avaliação, aumentando o nível de esforço.

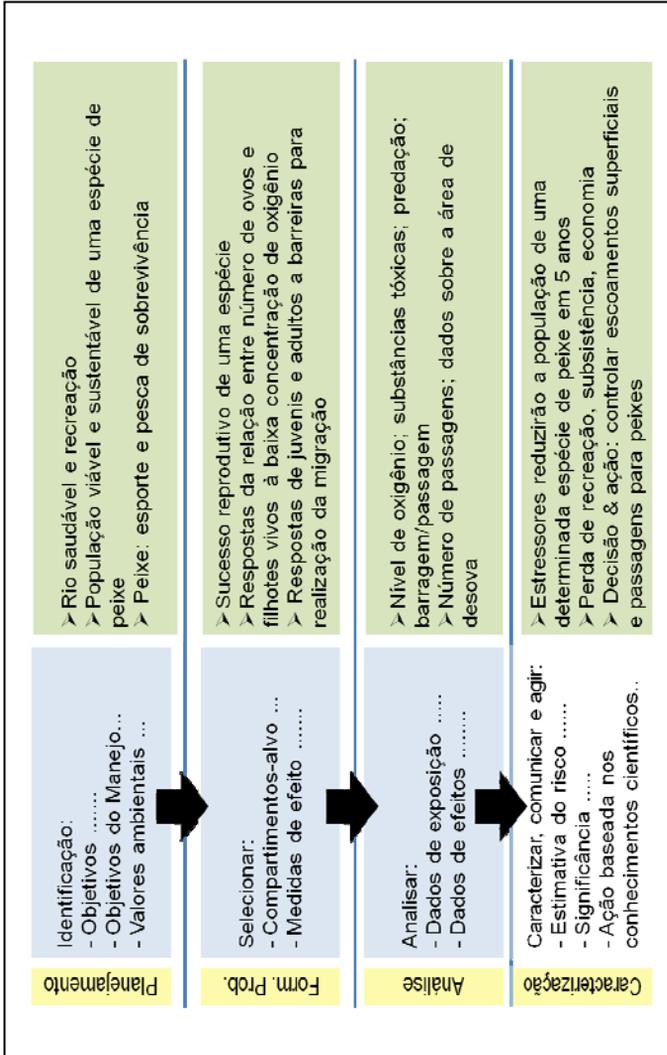
Iterações são reavaliações à luz de novas informações, comumente necessárias, embora não constem como uma etapa formal da metodologia. Ao fim de uma iteração pode-se concluir, por exemplo, que a avaliação de risco precisa ser refeita utilizando novas hipóteses e novos dados. Planejamento prévio e um minucioso modelo conceitual podem reduzir a necessidade de revisar dados, hipóteses e modelos. Contudo, não há regras que ditem quantas iterações serão necessárias para responder às perguntas do gestor ou assegurar a validade científica dos resultados encontrados. Pode-se dizer que uma avaliação de risco é considerada completa quando os gestores de risco têm informação suficiente e confiança nos resultados. Uma estrutura simplificada de ARE é mostrada na Figura 2.

Os conceitos básicos dos termos específicos utilizados em todo o texto, quando não descritos no mesmo, podem ser encontrados no glossário.



Fonte: USEPA, 1998.

Figura 1. Estrutura de uma avaliação de risco ecológico, segundo a metodologia descrita pela Agência Ambiental Americana (EPA).



Fonte: modificado de US EPA, 1998.

Figura 2. Exemplo de estrutura simplificada de avaliação de risco ecológico.

4 | PLANEJAMENTO DA AVALIAÇÃO DE RISCO ECOLÓGICO

O gerenciamento de ecossistemas tem inserido em suas ações a noção de sustentabilidade, que significa manter ou melhorar alguma área para a presente e futuras gerações. Entretanto, comumente o órgão gestor não tem condições de efetuar uma melhoria total da área, constituindo uma diferença fundamental entre o objetivo do manejo e a decisão de manejo. Os objetivos de manejo são características desejadas dos valores ecológicos que o público gostaria de proteger: água limpa, proteção de espécies em extinção, manutenção da integridade ecológica, vista livre para montanhas, oportunidade de pesca, entre outros. As decisões de manejo determinam como atingir esse objetivo. Por exemplo, um objetivo pode ser atingir uma qualidade de água onde se possa nadar e pescar. As opções de manejo sob consideração para alcançar o objetivo podem incluir o aumento do esforço para eliminar as fontes pontuais de poluição, restaurar possíveis habitats para peixes, planejar alternativas para o tratamento de esgoto, ou implementar todas elas simultaneamente.

Nesta fase anterior à avaliação de risco ecológico propriamente dita, três atores principais estão envolvidos: gestores de risco, avaliadores de risco e partes interessadas da sociedade civil.

Os gestores de risco são pessoas ou organizações que têm a responsabilidade, ou a autoridade para tomar atitudes ou requerer ações para mitigação de um risco identificado. Podem ser do primeiro (agentes governamentais), segundo (ex. indústrias) ou terceiro setor (ex: Organizações não-governamentais - ONGs). A expressão “risk manager” é geralmente usada para representar um agente que deve tomar decisões em agências ambientais, que têm autoridade legal para proteger ou gerir um recurso. No

entanto, pode incluir um grupo constituído por diversas partes interessadas que também podem tomar decisões para reduzir ou mitigar riscos. Em situações onde um complexo de valores de um ecossistema em questão (ex: recursos de uma bacia hidrográfica) se encontra em risco por múltiplos “contaminantes”, e a gestão será implementada por meio da ação de uma comunidade, esses grupos sociais devem pertencer às equipes de gestores de risco. As equipes de gerenciamento de risco ambiental podem incluir as partes interessadas (também chamados de stakeholders), que são os órgãos oficiais governamentais dos diferentes níveis, federal, estadual, municipal e tribal quando existente, organizações comerciais, industriais e privadas, líderes e outros representantes da sociedade civil organizada.

Os avaliadores de risco (“*risk assessors*”) são diversos profissionais que detêm conhecimento necessário sobre metodologias de avaliação de risco. Outros membros da equipe provêm conhecimentos específicos do local, do contaminante, do ecossistema, e qualquer outro conhecimento necessário para o tipo de avaliação em questão. O envolvimento das partes interessadas, particularmente durante o desenvolvimento dos objetivos do gerenciamento pode ser de fundamental importância para o sucesso da implementação dos planos de manejo. Em alguns casos, as partes interessadas podem fornecer informações importantes para os assessores de risco. Conhecimento local, principalmente em comunidades rurais, bem como das tradições das pessoas nativas podem subsidiar ideias ou hipóteses sobre características ecológicas do local (passadas e atuais). O ponto até o qual as partes interessadas podem participar da avaliação de risco e qual o papel desempenhado irá depender das decisões da equipe de avaliação de risco e do tipo de avaliação necessária.

Durante a fase de planejamento, os gestores de risco precisam refletir sobre o problema ambiental e definir a natureza do problema e a melhor escala para a avaliação; os objetivos do manejo; as decisões necessárias; os valores ecológicos mais importantes (características do ecossistema ou compartimento mais importante); as legislações de interesse; o contexto físico da avaliação (área industrial, parque nacional); os recursos disponíveis (físico, financeiro e de recursos humanos); e o nível de incerteza aceitável.

Por sua vez, os avaliadores de risco precisam estabelecer a escala da avaliação de risco; os alvos ecológicos críticos e as características do ecossistema e dos corpos receptores; como seria a recuperação e quanto tempo levaria; a natureza do problema: passado, presente e futuro; o conhecimento prévio sobre o problema; os dados e análises disponíveis; as restrições potenciais à avaliação (ex: limitações nos recursos físicos, financeiro e de recursos humanos, bem como na disponibilidade de dados e métodos).

Embora tanto os gestores de risco quanto os avaliadores de risco já tenham tido contato com casos similares de problemas ambientais, o processo de planejamento deve ser realizado conforme essa dinâmica, uma vez que cada situação possui suas peculiaridades e detalhes que podem passar despercebidos caso seja realizada uma avaliação de risco ecológico estritamente nos moldes de uma experiência passada. Neste contexto, é importante lembrar que é sempre mais efetivo o planejamento quando tanto os tomadores de decisão quanto as partes interessadas estão envolvidas diretamente.

Como produtos da fase de planejamento podem ser citados a definição dos objetivos da gestão; as opções de gestão para

alcançar os objetivos; o escopo e a complexidade da avaliação de risco.

Para definição do escopo e da complexidade da avaliação de risco deve-se considerar: se a avaliação de risco foi encomendada, requerida em juízo ou para prover orientações para a população; se as decisões serão baseadas numa avaliação de pequena escala com maior detalhamento ou de larga escala com pouco detalhamento; as escalas espaciais e temporais do problema; as informações já disponíveis em comparação com as necessárias; em quanto tempo e com quanto recurso financeiro se conta; os aspectos práticos que condicionam a coleta de dados e se a abordagem de hierarquização é uma boa opção.

5 | FORMULAÇÃO DO PROBLEMA

“A avaliação de risco ecológico estima a probabilidade de ocorrência de um efeito adverso esperado como resultado da exposição ambiental a um ou mais fatores de estresse” (USEPA, 1998). Os fatores de estresse ou estressores podem ser físicos (ex: erosão, barragem de rios), químicos (ex: lançamento de efluentes, derramamento de óleo) ou biológicos (ex: introdução de espécies exóticas). A presente metodologia é capaz de expressar efeitos ecológicos em função de modificações na exposição a estressores e às incertezas associadas, sendo útil também para avaliar alternativas de manejo e objetivos de remediação. Esta é uma das características mais importantes desta metodologia, pois possibilita a escolha de ações e tomadas de decisão com alto nível de confiança.

A avaliação de risco é influenciada pelo que foi gerado na primeira etapa, na “Formulação do Problema”. Quando a avaliação é iniciada em virtude dos estressores em questão, os gestores de risco usam o que é conhecido sobre o estressor e suas fontes como foco da avaliação. Os objetivos da avaliação são baseados na determinação de como o estressor entra em contato com os receptores e possivelmente como os afeta. Essa informação fundamenta o desenvolvimento do modelo conceitual e seleciona os compartimentos-alvo.

Quando um efeito observado é a base para o desenvolvimento do modelo conceitual, os compartimentos-alvo geralmente são estabelecidos primeiramente. Frequentemente, os compartimentos biológicos afetados e suas respostas formam a base para definição dos compartimentos-alvo a serem estudados. Desta forma, serão estabelecidos objetivos para proteção de um determinado compartimento-alvo, dando suporte ao desenvolvi-

mento do modelo conceitual. Baseado nesses objetivos, os compartimentos-alvo serão selecionados, a priori, para servir como interpretação das metas. Uma vez selecionados, os compartimentos-alvo servem de base para identificação dos estressores que podem estar influenciando esses compartimentos, bem como para a descrição dos potenciais efeitos na diversidade. Essa informação é então inserida no modelo conceitual.

Os produtos desta fase são: os compartimentos-alvo que irão exprimir de maneira mais adequada os objetivos de manejo e os recursos naturais de interesse, o modelo conceitual que descreve a relação entre os fatores de estresse e os compartimentos-alvo e, finalmente, o plano de análise, que descreverá as medidas e métodos a serem utilizados.

Devem-se evitar na etapa de formulação do problema as seguintes falhas: (1) objetivos mal definidos; (2) escolha de compartimentos-alvo que gerarão dados ambíguos e/ou de difícil definição e mensuração; e (3) falhas em identificar os riscos mais importantes.

Durante a formulação do problema, os gestores de risco devem considerar o que é conhecido e o que não é conhecido sobre o problema e sua configuração. Cada produto da formulação do problema contém incertezas. O tratamento explícito das incertezas durante a formulação do problema é particularmente importante em virtude de eventuais repercussões em todas as outras etapas da avaliação.

A formulação do problema possui quatro etapas: integração das informações disponíveis, escolha dos compartimentos-alvo, modelo conceitual e plano de análise.

5.1 | Integração das informações disponíveis

O primeiro passo é a integração das informações disponíveis, ou seja, levantamento bibliográfico de dados secundários sobre a área, sobre o ecossistema abordado, sobre os estressores e os processos que os influenciam.

A caracterização da área de estudo compreende basicamente a definição de seus limites geográficos e como eles estão relacionados com características funcionais do ecossistema; a identificação dos fatores abióticos-chave, tais como: fatores climáticos, meteorológicos, geologia, hidrologia, pedologia, geomorfologia, uso da terra, qualidade da água, a definição de onde e como as características funcionais direcionam o ecossistema (ex: fonte de energia e processamento, ciclagem de nutrientes); a identificação da estrutura do ecossistema (ex: número de espécies e abundância, relações tróficas entre as espécies); a avaliação da susceptibilidade do ecossistema ao estressor (sensibilidade e probabilidade de exposição) e a verificação de peculiaridades da área de considerável relevância ambiental (ex: ecossistemas ameaçados).

Para a caracterização da fonte, a priori, recomenda-se a descrição e investigação da fonte antropogênica, natural, pontual ou difusa. Neste sentido, é extremamente necessária a identificação do tipo de estressor (químico, físico e/ou biológico); da intensidade do estressor (dose ou concentração do agente químico, magnitude ou extensão dos danos físicos, densidade ou tamanho da população do estressor biológico etc.), bem como o seu modo de ação (isto é, como o estressor age nos organismos ou na funcionalidade do ecossistema); o primeiro compartimento ambiental que o recebe; outros atributos que irão influenciar a distribuição eventual do estressor no meio ambiente; a atividade

da fonte; a existência de uma assinatura distinta que pode ser detectada no meio, nos organismos ou nas comunidades para identificar a fonte; o comportamento biogeoquímico dos estressores e suas transferências entre os compartimentos ambientais, entre outros.

Para caracterizar a exposição, deve-se levar em consideração a frequência de ocorrência do estressor, ou seja, se é isolado, periódico ou contínuo; se está sujeito a uma periodicidade natural diária, sazonal ou anual; a duração deste no meio ambiente (ex: para agentes químicos, considerar a sua meia-vida, fenômenos de bioacumulação e de biomagnificação; para estressores físicos, se a alteração do habitat é suficiente para não haver recuperação possível; para agentes biológicos, se irá reproduzir ou proliferar); o tempo de exposição (relacionado ao ciclo de vida do organismo estudado ou durante quais eventos no ecossistema); a escala espacial da exposição (se a influência do estressor é local, regional, global ou específica para um determinado habitat ou a nível ecossistêmico); a distribuição (o comportamento biogeoquímico e transferências ambientais de estressores químicos; para agentes físicos, movimento de estruturas físicas e para agentes biológicos, características de dispersão durante o ciclo de vida, por exemplo).

No caso de estressor químico, os processos que irão governar seu comportamento no meio ambiente estão essencialmente fundamentados nos processos de adsorção/desorção, fotólise, volatilização, bioconcentração, bioacumulação e biomagnificação trófica, biodegradação, precipitação/dissolução, equilíbrio ácido-base, Eh-pH, redução e oxidação etc. Sendo assim, faz-se necessário o conhecimento detalhado do seu ciclo biogeoquímico (água, ar, solos e sedimentos aquáticos e/ou continentais).

Para uma identificação preliminar dos possíveis efeitos ecológicos, decorrentes da exposição ao estressor, é prudente avaliar o material disponível em levantamento bibliográfico (tipo e extensão dos efeitos ecológicos – dados oriundos de trabalhos realizados em campo, de testes laboratoriais ou de relações causa-efeito). Em casos onde se conhece a natureza do estressor, formulam-se hipóteses sobre os efeitos esperados e sob quais circunstâncias os efeitos poderiam ocorrer.

5.2 | Compartimentos-alvo

Entende-se por compartimento-alvo a parte do patrimônio ambiental a ser protegido. São três os principais critérios para seleção do compartimento-alvo: relevância ecológica, suscetibilidade a potenciais e/ou conhecidos estressores e relevância para os objetivos da gestão.

Não necessariamente o compartimento-alvo definido será o compartimento medido durante o processo de avaliação de risco. Para definir o compartimento-alvo, é importante responder a duas questões básicas: com o que estamos preocupados e com quais atributos estamos trabalhando? Assim, por exemplo, poderíamos gerar como resposta à primeira questão, que nossa preocupação é a comunidade de peixes e a de macro-invertebrados do rio Paraíba do Sul. Os atributos que nos interessam podem ser a baixa diversidade biológica e a diminuição do pescado. Outros exemplos podem ser encontrados na Figura 3.

Abaixo, citamos alguns problemas comuns na seleção de compartimentos-alvo:

- O compartimento-alvo é uma meta (por exemplo, manter e restaurar populações endêmicas).

- O compartimento-alvo é vago (por exemplo, determinar a integridade de um estuário de acordo somente com a abundância e distribuição de uma espécie de alga).
- Entidade ecológica é melhor como uma medida (por exemplo, proliferação de mosquitos pode ser usada para avaliar o compartimento-alvo alimentação de peixes).
- Entidade ecológica pode não ser tão sensível ao estressor (ex: bagres comparativamente a salmão para diferentes taxas de sedimentação).
- Entidade ecológica não está exposta ao estressor (ex: usar pássaros insetívoros para avaliar o risco da aplicação de um pesticida em grãos).
- Entidades ecológicas são irrelevantes para a avaliação (ex: peixes dulcícolas presentes em um riacho onde o salmão se reproduz).
- A importância de uma espécie ou de atributos de um ecossistema não é completamente considerada (ex: relação entre mexilhão e peixes).
- Os atributos não são suficientemente sensíveis para detectar efeitos importantes (ex: a sobrevivência de espécies em perigo quando comparada com sua capacidade de recrutamento, ou seja, capacidade de ocupação de todas as áreas disponíveis no ambiente).

Categorias	Atributos
Organismos	Parâmetros bioquímicos, fisiológicos, teciduais, morte, sobrevivência de filhotes, anomalias, fecundidade ou crescimento
Populações	Ausência, abundância, produtividade
Comunidade, assembleia ou ecossistema	Índices de riqueza, abundância, produção, área, função, estrutura física
Habitat crítico para espécies em perigo	Área, qualidade ambiental

Fonte: USEPA, 2003.

Figura 3. Exemplos de categorias e atributos para escolha de compartimentos-alvo.

As inter-relações entre entidades e processos de um ecossistema geram em si um potencial para efeitos em cascata: quando uma população, espécie, processo ou outra entidade do ecossistema é alterada, outras entidades serão conseqüentemente afetadas. Efeitos primários ou diretos ocorrem quando o estressor age diretamente no compartimento-alvo avaliado e causa neste uma resposta adversa. Efeitos secundários ou indiretos ocorrem quando uma resposta de uma entidade se torna um estressor para outra entidade. Efeitos secundários constituem geralmente uma série de danos entre uma diversidade de organismos e processos que perpetuam por todo o ecossistema. Por exemplo, a aplicação de um herbicida em áreas pantanosas resulta diretamente em letalidade de plantas que, secundariamente, leva à perda de habitats para alimentação e reprodução de aves e peixes da região etc.

Geralmente, é possível identificar entidades ecológicas que estariam mais suscetíveis a estressores. Contudo, em alguns casos, nos quais os estressores não são conhecidos no início da avaliação de risco, ou os efeitos específicos não foram identificados, pode ser difícil detectar o grupo mais suscetível. Quando isto ocorre, o julgamento profissional será essencial para iniciar uma seleção de potenciais compartimentos-alvo. Uma vez selecionados, as informações disponíveis sobre os potenciais estressores no sistema devem ser avaliadas para determinar quais os compartimentos-alvo com maior suscetibilidade aos estressores identificados. Se o compartimento-alvo selecionado para a avaliação de risco, que dará suporte diretamente à tomada de decisão, demonstrar após todo o processo de avaliação que não é suscetível ao estressor naquele sistema, então a conclusão de ausência de risco será inapropriada. Porém, se existem múltiplos possíveis compartimentos-alvo que interessariam às metas de manejo, e somente alguns são susceptíveis ao estressor, então estes devem ser selecionados como compartimento-alvo. Se o compartimento-alvo suscetível não foi considerado inicialmente, uma iteração adicional da avaliação de risco com a avaliação de compartimentos-alvo alternativos poderá ser necessária para estimar risco.

5.3 | Modelo conceitual

É a mais importante fase dentro da formulação do problema. Deve facilitar a comunicação fazendo com que as pessoas possam avaliar o problema facilmente, pois reduz a carga de texto em uma forma visual e possibilita uma rápida captação da informação da estrutura dos diagramas, organizando e estruturando conhecimentos. Além disso, a estruturação do modelo conceitual

facilita a coleta de dados e a análise, identifica e organiza as possíveis medidas e indica as hipóteses a serem testadas. Facilita também a ação, visto que liga as ações humanas ou características naturais das áreas geográficas aos “alvos” ecológicos. Um diagrama do modelo conceitual pode ser construído de várias formas em diferentes formatos visuais. Um formato amplamente utilizado é o de fluxograma, como o da Figura 4.

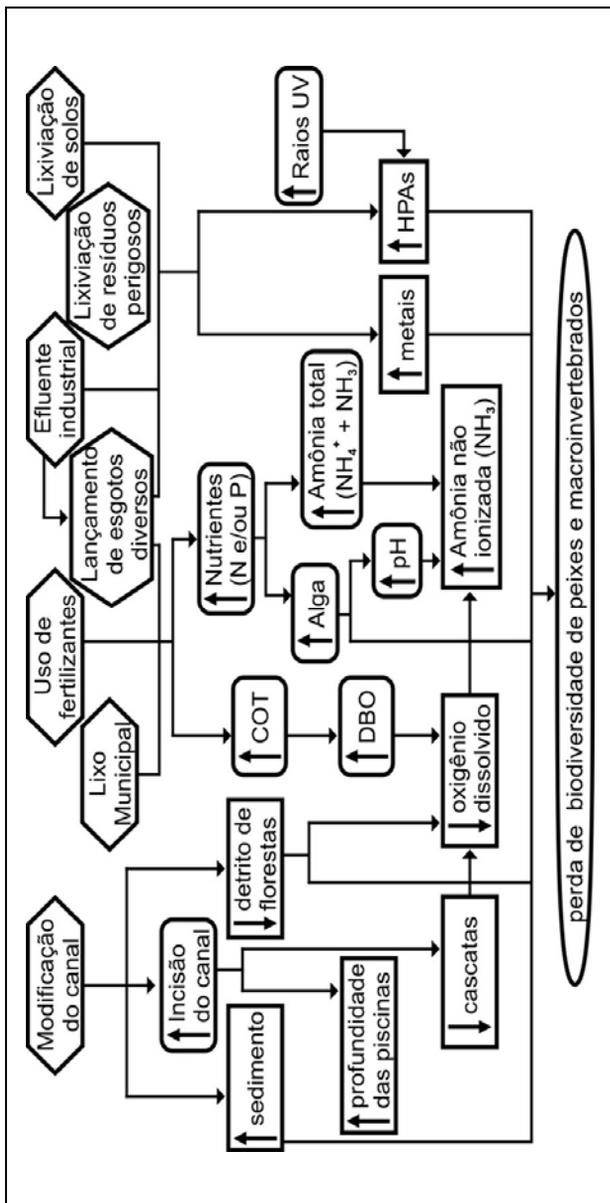
Os modelos conceituais fornecem uma estrutura para as previsões e constituem a base para geração de hipóteses de risco. Hipóteses de risco são respostas propostas pelos gestores de risco, cuja preocupação recai sobre os aspectos dos compartimentos-alvos que poderão indicar exposição a algum estressor, e como este processo está ocorrendo. Hipóteses de risco esclarecem e articulam as relações a serem estudadas por meio da consideração de dados disponíveis, informações oriundas de literatura científica, e o melhor julgamento profissional dos gestores de risco no desenvolvimento do modelo conceitual. As hipóteses incluem informações conhecidas que colocam o problema em perspectiva e as relações propostas que precisam de avaliação. Esse processo explícito abre a avaliação de risco para julgamentos e avaliação posteriores para assegurar a validade científica do trabalho. Hipóteses de risco não são equivalentes a testes estatísticos com hipóteses nulas ou alternativas. No entanto, previsões geradas de hipóteses de risco podem ser testadas de inúmeras formas, inclusive utilizando abordagens estatísticas. Alguns exemplos de hipóteses de risco seguem abaixo (USEPA, 1998):

Exemplo 01. ARE iniciada por informações disponíveis de um estressor: uma substância química com alto Kow tende a bioacumular. A substância química A tem um Kow de 5,5 e estrutura molecular similar a uma substância química B. Hipótese: base-

ado no Kow da substância química A, o modo de ação da substância química B e a cadeia trófica dada naquele ecossistema, quando a substância A for lançada a uma taxa específica, irá bioacumular ao longo de cinco anos, o que seria suficiente para causar problemas de desenvolvimento na vida selvagem e de peixes.

Exemplo 02. ARE iniciada por um efeito observado: mortalidade de pássaros foi observada repetidamente em campos de golfe após a aplicação do pesticida carbofurano. Hipótese: os pássaros morrem quando consomem grânulos de carbofurano recentemente aplicados. Com o aumento das aplicações, o número de pássaros mortos aumenta também. A exposição ocorre quando pássaros mortos ou moribundos são consumidos por outros animais. Os predadores de pássaros e espécies carniceiras (destrutivas) irão morrer devido ao consumo de pássaros contaminados.

As incertezas na formulação do problema são um retrato da qualidade possível do modelo conceitual. Quanto melhor o modelo conceitual, menor a incerteza. Sendo assim, durante a elaboração do modelo, é importante ser o mais explícito possível na definição de compartimentos-alvo, incluindo tanto a entidade quanto seus atributos mensuráveis; reduzir ou definir a variabilidade a partir do estabelecimento dos limites para a avaliação; ser claro sobre os pontos fortes e fracos das relações encontradas no modelo conceitual; identificar e descrever o raciocínio elaborado para os pressupostos-chave, em virtude da falta de conhecimento, simplificações de modelos, aproximações ou extrapolações e sempre descrever limitações de dados disponíveis.



Fonte: adaptado de Schofield, 2005.

Figura 4. Modelo conceitual em forma de fluxograma.

5.4 | Plano de análise

O “Plano de análise” deve responder às seguintes perguntas:

- Quais medidas serão utilizadas para caracterizar a exposição e as respostas ecológicas de interesse?
- Será necessária a coleta de dados adicionais?
- Quais métodos serão utilizados?
- Quais modelos serão necessários?
- Como as incertezas e a variabilidade serão avaliadas?

6 | FASE DA ANÁLISE

O que faz a singularidade de cada local a ser estudado são suas características próprias, como os contaminantes de interesse, a topografia do local, a presença ou ausência de águas superficiais, a vegetação, espécies animais presentes, tipo de solo, proximidade de outros importantes ecossistemas, vias de exposição etc. Há, portanto, infinitos cenários potenciais para avaliação de risco toxicológico, levando-se em consideração a população sob risco, a natureza dos contaminantes e suas toxicidades para diferentes espécies animais e vegetais, as diferentes vias de exposição e a probabilidade da exposição; fatores ambientais que contribuem ou inibem a toxicidade dos contaminantes; mudanças a curto e a longo prazo na estrutura das comunidades bióticas; e os efeitos das ações moderadoras no local do estudo ou nas proximidades.

Durante a fase da análise são realizadas as análises do ecossistema receptor, de exposição e de efeito, obtendo como produtos finais as características da exposição e das respostas biológicas ao estressor em questão. A caracterização da exposição inclui, por exemplo, a descrição de possíveis cenários de exposição e a de efeitos, bem como descreve a natureza dos efeitos esperados (ex: mortalidade, redução na biodiversidade), evidenciando a relação entre exposição e resposta biológica e sua ligação com os compartimentos-alvo.

Diversos aspectos são importantes para assegurar que os dados ambientais coletados estarão de acordo com os objetivos do estudo, como por exemplo: a elaboração do planejamento e escopo; realização de um desenho amostral adequado; implementação e monitoramento das operações planejadas; avaliação

e verificação da utilidade dos dados, tratamento da variabilidade e das incertezas; entre outros.

A seguir, são descritas as caracterizações de exposição e de efeito e também suas possíveis extrapolações.

6.1 | Caracterização da exposição

Antes de pensar em intensidade de exposição, faz-se necessário avaliar a distribuição do estressor na área estudada. É importante identificar as transferências ambientais desse estressor, bem como as características (próprias do estressor ou associadas ao ecossistema) que influenciam este parâmetro. É preciso também avaliar se esse estressor pode formar estressores secundários e como estes seriam transportados.

Os mecanismos gerais de transporte e dispersão de estressores físicos, químicos e biológicos envolvem: as correntes de ar; a água superficial (sistemas fluviais, lacustres ou lagunares); transporte através do solo (superfície ou subsuperfície); a água subterrânea; e a cadeia trófica (em especial para estressores químicos). No que se refere aos estressores biológicos, são importantes: gotas de chuva (em geral, associada a processos erosivos); atividades humanas como *camping* e meios de transporte aquáticos como barcos; e transmissão passiva por outros organismos ou por vetores biológicos.

Quando se trata de introdução de um estressor biológico, avalia-se a possibilidade de novo escape deste estressor para um novo ambiente, se o organismo vai estar presente em algum item que possa ser transportado e, sobretudo se existem possíveis medidas mitigadoras ou condições que matariam ou impediriam o

organismo de entrar no ecossistema, seja perto da fonte ou por transporte.

Para estressores químicos, a exposição é geralmente expressa como dose de ingestão, definida como a quantidade de contaminante em mg por kg de peso do organismo exposto. A dose pode ser calculada de duas formas:

(1) DOSE POTENCIAL:

$$D_{pot} = \int_{t_1}^{t_2} C(t) TI(t) dt$$

Onde:

D_{pot} = Dose potencial.

C = concentração nos itens alimentares ou meio físico em que vive.

TI = taxa de ingestão.

t = tempo.

(2) DOSE POTENCIAL PARA VIA ORAL:

$$D = \sum_{k=1}^n (C_k \times FR_k \times TI_k)$$

Onde:

D = dose diária média potencial (mg/kg-dia).

C_k = Concentração média do contaminante em um item alimentar K (mg/kg peso úmido).

FR_k = Fração ingerida do item alimentar K que tem origem na área contaminada (sem unidade).

TI_k = Normalização da taxa de ingestão de K numa base de peso úmido (kg de comida/kg peso.dia).

N = número de tipos de comidas contaminadas.

Para diminuir a incerteza nas concentrações médias inseridas no cálculo de dose, o número de amostras será inversamente proporcional à incerteza, visando tender a uma distribuição normal. Para amostragens pequenas, as incertezas inseridas nas médias podem ser bem altas. Para efeitos agudos, pode-se preferir utilizar, ao invés da média, os valores extremos encontrados, já que estes representariam de maneira mais efetiva uma exposição aguda, ou seja, altas concentrações em curto intervalo de tempo.

Pode-se inferir dose interna através da determinação de concentrações de substâncias químicas em tecidos do organismo receptor. Uma alternativa é utilizar análises que confirmem que o organismo realmente foi exposto a um estressor ou xenobiótico, como por exemplo, o uso de biomarcadores de exposição. Entende-se por xenobiótico toda substância que não é naturalmente encontrada no meio (LANDIS & YU, 1995).

Biomarcador de exposição pode ser a concentração de xenobiótico ou de seus metabólitos no organismo ou a quantificação de um produto da interação entre o xenobiótico e uma molécula presente no organismo (ATSDR, 1994). Um exemplo é o uso das concentrações de metalotioneína em tecidos de organismos para definir a exposição destes a metais. A metalotioneína é uma proteína que se liga a metais como mecanismo de desintoxicação do organismo quando este é exposto a metais. Assim, a produção desta proteína é induzida assim que o organismo entra em contato com este tipo de substância.

Não há uma metodologia padrão a ser utilizada. Durante o plano de análise, na fase da formulação do problema, devem-se decidir quais serão os melhores métodos para definir a exposição. O importante é que o perfil da exposição seja estruturado, e que

contenha a descrição de como a exposição ocorre, o que está exposto, a intensidade da exposição, quando e onde ocorre, como a exposição varia, quão incertas são as estimativas de exposição e qual a probabilidade da exposição ocorrer.

6.2 | Caracterização dos efeitos ecológicos

A avaliação de risco em ambientes naturais trata de uma diversidade de espécies e de efeitos que podem ser causados por um ou mais estressores. Como selecionar os organismos a serem mensurados? Devem ser organismos que respondem a alterações ambientais com a modificação de suas funções vitais normais e/ou da sua composição química, refletindo o atual quadro ambiental (ARNDT *et al.*, 1996 *apud* MAIA *et al.*, 2001). Tais organismos são comumente chamados de bioindicadores ou biomonitores.

Segundo a USEPA (2000), é importante levar em consideração alguns fatores para a escolha de um organismo como bioindicador: (1) as populações e as espécies devem ser sedentárias e representativas na área estudada; (2) as espécies devem acumular os poluentes sem perder a vida, abrangendo indivíduos muitos sensíveis aos mais tolerantes; (3) devem representar comunidades persistentes pela rápida recuperação após a ocorrência de distúrbios naturais; (4) devem ser de fácil amostragem e resistentes quanto à sobrevivência em laboratório; (5) devem permitir a comparação de resultados com a área controle (não impactada) em vários períodos de tempo; (6) devem mostrar grande variedade e pouca suscetibilidade diante das diferenças de micro-habitats naturais em relação aos organismos inferiores, fazendo com que sejam muito utilizados para avaliações regionais e na diferenciação de macro-habitats; (7) que possuam vida

longa (de 2 a 10 anos ou mais), refletindo a qualidade ambiental por longo tempo. Não há um bioindicador perfeito, contudo, à medida que o organismo escolhido como bioindicador se aproximar das características supracitadas, melhores serão os resultados encontrados.

Uma vez que a seleção do organismo tenha sido definida, como elaborar então o retrato das respostas biológicas? Inicialmente, é necessário compreender o funcionamento normal daquele ecossistema, ou seja, identificar, por exemplo, fatores bióticos e abióticos naturais que controlam as populações dos organismos em questão. É necessário também conhecer os estágios de vida críticos dos organismos e as alterações na sensibilidade destes em decorrência de exposições simultâneas ou a outros estressores no ambiente natural.

É importante também identificar se o receptor precisa realmente estar em contato com o estressor para que ocorram efeitos adversos, se o receptor precisa absorver o estressor para que ocorram efeitos adversos, quais as características dos receptores que irão influenciar na extensão do contato ou na co-ocorrência, quais as características abióticas do ecossistema influenciarão a extensão do contato ou a co-ocorrência e quais os processos do ecossistema ou níveis de interações da comunidade que influenciarão.

Neste contexto, podem ser utilizados os chamados indicadores ecológicos. Estes correspondem a descritores eficientes, usados para avaliar o estado do ambiente e para monitorar tendências dessa condição ao longo do tempo. Por definição, indicadores ecológicos devem ser capazes de acusar qualquer sinal de mudança no ambiente e, se possível, serem utilizados para detectar a causa do problema. Indicadores ecológicos eficientes podem

ser facilmente interpretados. Alguns exemplos são: riqueza/diversidade de comunidades; trofia do sistema (eutrófico, oligotrófico, mesotrófico) etc.

A avaliação qualitativa dos resultados pode resultar na definição de classes, como alta, média e baixa ou descrita simplesmente como sim ou não – presença ou ausência.

Os efeitos podem também ser expressos de forma quantitativa. O objetivo principal é determinar a resposta de uma população associada à exposição e descrever como a resposta muda com o incremento da exposição, avaliando a interrelação dose-resposta. As respostas biológicas a serem observadas podem ser de efeitos letais ou sub-letais, sendo os últimos mais adequados para caracterização de uma exposição crônica a baixas doses, característica de exposições ambientais.

Alguns exemplos dos parâmetros que podem ser obtidos através de ensaios dose-reposta ou concentração-resposta estão listados a seguir.

CE_{50} = Concentração Efetiva em 50% dos indivíduos de uma população.

CI_{50} = Concentração de Inibição (por ex: crescimento, reprodução, desenvolvimento embrio-larval) de 50% dos indivíduos de uma população.

CL_{50} = Concentração Letal para 50% dos indivíduos de uma população.

DL_{50} = Dose Letal para 50% dos indivíduos de uma população.

Contudo, deve-se estabelecer se a avaliação requer estimativas pontuais ou curvas dose-resposta, se a avaliação demanda por estimativas do estabelecimento de um nível de “efeitos adversos

não observados” (NOAEL), se a distribuição de efeitos cumulativos seria útil e se os resultados das análises serão utilizados para introduzir dados em modelos.

O estabelecimento da relação de causalidade não é algo simples, especialmente em pesquisas de campo. Alguns critérios que auxiliam na identificação da relação de causa-efeito são: força de associação, desempenho previsível, demonstração da interrelação dose-resposta, consistência da associação, associação específica e plausibilidade teórica e biológica. Entretanto, é prudente rejeitar a ideia de causalidade quando há inconsistência na associação, incompatibilidade temporal e implausibilidade dos fatos.

Essas relações causa-efeito têm origem especialmente em testes laboratoriais, nos quais se pode detectar e avaliar a capacidade inerente a um agente tóxico de causar efeito deletério em organismos vivos, - testes esses conhecidos como testes de toxicidade com evidência da relação dose-resposta.

6.2.1 | Testes de toxicidade

Os testes de toxicidade podem ser realizados em diversas matrizes abióticas: sedimento total ou fase sólida (sedimento+água intersticial), água intersticial (retirada por filtração a vácuo/pressão), elutriato (extrato conseguido com a lavagem do sedimento/solo em água ou extratores específicos), água superficial (água que fica acima do sedimento no compartimento teste) e solo. O universo de organismos-teste utilizados nesses testes é imenso.

Algumas espécies de organismos utilizados para testes de toxicidade para ambientes lacustres são *Lumbriculus variegatus*,

Diporeia sp, *Chironomus tentans*, *Chironomus riparius*, *Tubifex tubifex*, *Hexagenia limbata*, *Hyalella azteca*, e principalmente *Daphnia magna* e *Ceriodaphnia dubia*. Para ambientes marinhos ou estuarinos são utilizados organismos como bactérias (Teste do Microtox: *Vibrio fischeri*; *Photobacterium phosphoreum*), ouriços (*Lytechinus variegatus*), mexilhões (*Perna perna*), ostras (*Crassostrea rhizophorae*) e principalmente o micro-crustáceo *Artemia* sp. Testes toxicológicos para avaliação de toxicidade em solos utilizam organismos como minhocas (*Eisenia fetida*, *Eisenia andrei*), copépodos (*Philoscia muscorum*, *Porcellio scaber*), collembolas (*Folsomia candida*), vegetais como alface (*Lactuca sativa*), rúcula (*Eruca sativa*), crista-de-galo (*Celosia cristata* e *Celosia argenta*) e cravos (*Dianthus caryophyllus*). Também são utilizadas aves, répteis e mamíferos. Contudo, são poucos os trabalhos encontrados pois, como possuem um ciclo de vida mais longo, necessitam de estrutura maior para realização dos estudos de toxicidade.

Os testes de toxicidade podem ser classificados em agudos, crônicos e subcrônicos. Os testes agudos observam efeitos agudos, em curto espaço de tempo, sem o acompanhamento do estágio de vida completo do organismo-teste, e com o emprego de única dose ou doses repetidas em um período de tempo curto (geralmente com durabilidade de 24 a 96 horas). Já os testes crônicos observam efeitos crônicos, em um longo período de exposição, relacionando um estágio de vida completo ou quase completo (sub-crônico) do organismo-teste, com exposição contínua e duradoura em doses baixas (durabilidade de dias até vários anos, dependendo do ciclo de vida do organismo).

Os testes de toxicidade seguem algumas regras básicas: (1) uso de substâncias-teste, ou seja, substâncias cuja toxicidade já seja bem conhecida (usada para estabelecer comparações e avaliar

a sensibilidade dos organismos); (2) devem ser realizados em réplicas (3 para teste de sensibilidade e 5 para o teste em si, além de réplica para análises químicas); (3) deve-se usar um controle, que será a garantia de qualidade do teste; (4) seguir normas técnicas de coleta, estocagem, caracterização e manipulação das amostras (ASTM, 1995); (5) escolha do organismo-teste (sensível), da matriz e do efeito a ser observado de acordo com a proposta do trabalho; (6) elaboração de protocolos/Procedimentos operacionais.

Nenhum teste isoladamente irá proporcionar um total entendimento da toxicidade. Neste sentido, é indispensável conhecer as características físico-químicas da matriz abiótica estudada (água, sedimento, solo) e utilizar técnicas para determinar frações do estressor potencialmente biodisponíveis. A escolha do organismo-teste demanda grande atenção e cautela, pois utilizar organismos que não são característicos da área estudada pode induzir a erros. Outro aspecto importante é manutenção adequada da cultura dos organismos-teste em laboratório para assegurar a variabilidade gênica da população e da cultura do alimento que será fornecida a esses organismos.

Testes estatísticos de hipótese têm sido usualmente aplicados em testes de toxicidade crônica de um estressor químico que avaliam vários alvos. Para cada alvo, o objetivo é determinar o nível mais alto no qual os efeitos não são estatisticamente diferentes dos controles (dose na qual não são observados efeitos adversos – NOAEL) e a menor dose na qual os efeitos são estatisticamente diferentes do controle (menor dose onde foi observado efeito adverso, LOAEL). A variância entre o NOAEL e o LOAEL é usualmente denominada “concentração máxima aceitável de uma substância tóxica” (MATC). A MATC, que pode ser reportada também como uma média geométrica do NOAEL e do

LOAEL (GMATC), fornece uma referência útil através da qual a toxicidade de várias substâncias químicas pode ser comparada e avaliada.

Podem ser realizados também ensaios *in situ*, sobretudo para avaliar a toxicidade de sedimentos ou água contaminados. Estes testes são considerados como ferramentas poderosas tanto na validação de resultados de laboratório quanto para a estimativa do potencial de toxicidade do local estudado. Dentre os vários testes *in situ*, destacam-se os dos tipos cercados, fluxos d'água artificiais, tanques e experimentos de gaiolas com várias espécies e o uso de câmaras de teste *in situ*. Nem sempre os testes *in situ* são factíveis, e alguns testes de laboratório disponibilizam resultados com muito mais rapidez. No entanto, os testes *in situ* fornecem estimativa de respostas mais realistas, mas não são capazes de determinar relações dose-resposta.

6.2.2 | Biomarcadores

De uma forma geral, os biomarcadores têm importante papel na avaliação de risco ecológico. Podem ser divididos em biomarcadores de exposição e biomarcadores de efeito.

Biomarcadores de exposição são geralmente as medidas de resíduos de xenobióticos ou de seus metabolitos em determinados tecidos biológicos.

Os biomarcadores de efeito são definidos como qualquer resposta anatômica, fisiológica e/ou bioquímica de um organismo vivo, que, dependendo da magnitude, pode ser reconhecida como um comprometimento à saúde ou doença em um indivíduo, população ou comunidade no ecossistema (ATSDR, 1994). Alguns exemplos de biomarcadores de efeito são o estudo de

parâmetros hematológicos (hemograma), ensaios de genotoxicidade (micronúcleo; teste cometa), determinação de atividades enzimáticas para detectar inibição ou indução de suas atividades como efeito à exposição ambiental (acetilcolinesterase, glutatona-S-transferase, glutatona redutase, entre outras) e avaliação de estresse oxidativo. A escolha do biomarcador a ser utilizado dependerá do estressor identificado e o mecanismo de ação deste nos organismos receptores estudados.

Contudo, para verificar tais alterações, são necessários valores de referência ou normalidade para poder inferir mudanças nesses biomarcadores devido à exposição ao contaminante. Esses valores, na maioria das vezes, são praticamente inexistentes, especialmente para espécies tropicais, portanto, necessita-se de dados coletados em área de referência ou em bioensaios (RODRIGUES, 2010).

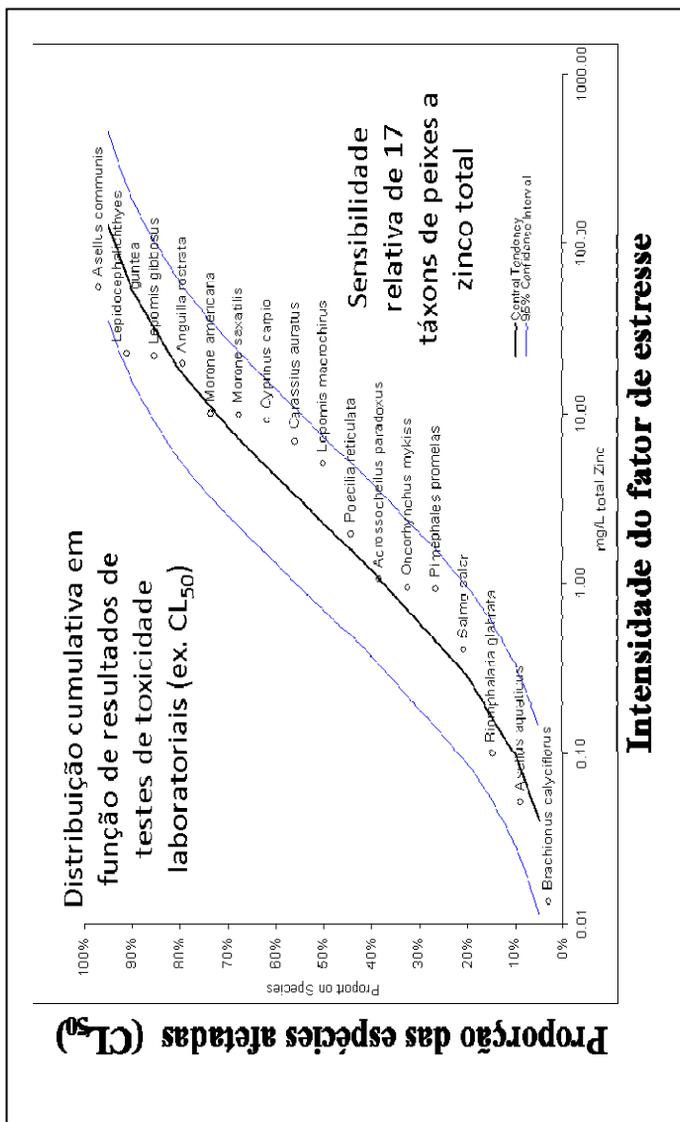
6.2.3 | Distribuição de sensibilidade de espécies

Na página eletrônica da EPA (<http://cfpub.epa.gov/ecotox>), na base de dados denominada ECOTOX há informações sobre a toxicidade de diversas substâncias químicas para organismos aquáticos e terrestres. É possível construir, com o auxílio desses dados, gráficos de distribuição de sensibilidade das espécies a um determinado estressor químico, conforme mostrado na Figura 5.

Essa distribuição de sensibilidade de espécies é a distribuição estatística que descreve a variação das respostas das espécies em relação a um fator de estresse. Pode ser usado para indicar a proporção de espécies afetadas numa determinada intensidade de exposição. Os dados são inicialmente transformados (lognormal, exponencial, logística, log-logística etc), sobretudo

com o emprego do log-probit. Para maiores detalhes sobre a derivação desses gráficos, veja em "SSD Generator" disponível no endereço eletrônico <http://cfpub.epa.gov/caddis/>-"Causal Analysis/Diagnosis Decision Information System.

No que concerne à realidade brasileira, é importante ressaltar que os dados de teste de toxicidade ainda são escassos e esparsos. A formação de um banco de dado é altamente desejável, ainda que existam poucos laboratórios com metodologias implantadas, de acordo com protocolos internacionais.



Fonte: Pat Shaw-Allen, USEPA (disponível em www.epa.gov/OSP/bosc/presentations/WQ_Jan06/LTG2-02.pdf).

Figura 5. Distribuição cumulativa em função de resultados de testes de toxicidade laboratoriais (ex: CL₅₀), demonstrando a sensibilidade relativa de 17 táxons de peixes a zinco total.

6.2.4 | Outras metodologias utilizadas

Uma ferramenta útil apresentada também pela EPA é o *Benchmark Dose Software* (BMDS), que pode ser utilizado para modelar a relação fator de estresse/resposta, contendo 17 modelos. Está disponível em <http://www.epa.gov/ncea/bmds.htm>.

Outra metodologia bastante utilizada avalia a biodisponibilidade de metais chamada “Acid Volatile Sulfates”- AVS, em que as concentrações de metais, extraídos simultaneamente do sedimento, podem ser normalizadas subtraindo destas a concentração molar de sulfetos ácidos voláteis, indicando a fração potencialmente disponível ao ambiente e à biota local. Contudo, essa metodologia não possibilita a observação de efeitos na biota e, sendo assim, requer a complementação com outras perspectivas. Neste sentido, foram elaborados alguns índices, como o IREP (Índice de Risco Ecológico Potencial) que leva em consideração parâmetros do estado trófico do ecossistema aquático e da toxicidade dos metais à biota. Citam-se, também, as metodologias baseadas no tripé meio abiótico/meio biótico/toxicidade como a Triade de Qualidade de Sedimentos (CAMPOS, 2000; MACHADO *et al.*, 2004; ABREU, 2009).

Outra observação importante é a utilização de fatores de equivalência de toxicidade para substâncias químicas de mesma origem ou semelhança estrutural. Ou seja, se alguma substância de origem similar ao estressor químico em estudo tem toxicidade bem conhecida, pode-se assumir que este estressor terá toxicidade ao menos parecida com a substância similar conhecida.

Por fim, a caracterização dos efeitos descreve as entidades ecológicas que foram afetadas, a natureza e a intensidade do efeito e o tempo necessário para recuperação. Além disso, traz a informação causal que liga o estressor aos efeitos observados,

ou seja, avalia de que maneira as mudanças nos efeitos observados estão relacionadas às mudanças nos compartimentos-alvo, e, finalmente, a incerteza inerente a essa avaliação.

6.3 | Geoquímica aplicada aos estudos de ecotoxicidade

Algumas ferramentas ou métodos de estudos geoquímicos podem auxiliar ou complementar a interpretação dos dados gerados em bioensaios e/ou biomonitoramentos, fornecendo assim suporte ao entendimento mais amplo dos mecanismos de biodisponibilidade e de toxicidade dos contaminantes no ambiente. A mais difundida está tradicionalmente calcada em extrações sequenciais de frações geoquímicas de interesse.

Diversos métodos de extração sequencial foram propostos para esclarecer os mecanismos de mobilidade de metais tóxicos em diferentes compartimentos ambientais. Esses métodos consistem em sucessivas extrações de uma mesma amostra utilizando diferentes extratores (água, soluções salinas, soluções ácidas etc.), de forma a identificar suportes geoquímicos que desempenhem papel importante na fixação e indisponibilização de contaminantes. Em geral, os métodos de extração sequencial permitem a quantificação das seguintes fases geoquímicas: (A) solúvel (em geral, obtida através de uma extração com água), significando a fração mais biodisponível; (B) trocável (em geral, obtida através da extração com uma solução salina), de forte biodisponibilidade; (C) fortemente ligada (em geral, quantificada por meio de extração com uma solução ácida fraca), a partir desta, cada vez menor a biodisponibilidade; (D) complexada à matéria orgânica; (E) ligada aos óxidos e hidróxidos de ferro e alumínio; (F) residual (associada diretamente à contribuição do aporte geológico) e completamente indisponível.

A principal contribuição dos métodos de extração aos estudos da ecotoxicidade consiste na identificação de fases geoquímicas de elevado potencial de biodisponibilidade. Por exemplo: quais seriam as principais fases geoquímicas de interesse em solo, associadas ao risco ecológico à fauna de oligoquetas (bioindicadores da macro-pedofauna)? Primeiramente, devemos considerar as principais vias de exposição. Em geral, para esses organismos, são a via ingestão e a dermal, sendo uma mais importante do que outra, dependendo do estressor químico considerado. É importante levar em consideração que esses organismos se hidratam através da solução do solo e se nutrem dos grãos revertidos de matéria orgânica. Sendo assim, neste caso, as frações solúvel, trocável e ligada à matéria orgânica corresponderiam às frações geoquímicas de maior interesse para quantificação. Ademais, é importante ressaltar que, no caso dos ecossistemas terrestres, as diferentes classes de solos possuem papel de suma importância na avaliação do risco, sobretudo em virtude das propriedades físicas, químicas e mineralógicas inerentes a cada uma delas (textura, pH, mineralogia das argilas, teor de matéria orgânica, condutividade elétrica etc.), e que influenciarão os mecanismos de fixação de metais (CESAR *et al.*, 2008a, CESAR *et al.*, 2008b).

A distribuição de elementos traços varia substancialmente na superfície terrestre, e afeta de maneira bastante efetiva a ocorrência de patologias decorrentes da intoxicação por metais tóxicos ou deficiência de elementos traços essenciais (SELINUS, 2004). O risco ecológico nem sempre está associado a fontes antropogênicas, podendo ser resultado de condição natural. Em 2003, o Serviço Geológico do Brasil (CPRM) deu início ao Programa Nacional de Pesquisa em Geoquímica Ambiental e Geologia Médica (PGAGEM), com base no mapeamento geoquímico

multielementar de baixa densidade e em experiências bem sucedidas a nível nacional e internacional [projeto *Kola Ecogeochemistry* (1992-1996) (REIMMAN & GARRET, 2005; REIMANN *et al.*, 2008), o *Baltic Soil Survey* (REIMANN *et al.*, 2003) e *Barents Ecogeochemistry* (1999-2003; SALMINEN *et al.*, 2004)]. A identificação de anomalias geoquímicas naturais de elementos ou substâncias tóxicas e o estabelecimento de “*backgrounds*” regionais para solos, sedimentos, águas etc. fornecerão subsídios inovadores à avaliação e mapeamento do risco que, não surpreendentemente, poderão estar associados a regiões geográficas que contêm naturalmente elevadas concentrações de xenobióticos e mesmo de metais essenciais.

6.4 | Extrapolação de dados

Toda avaliação de risco pode ter lacunas de dados. Tais lacunas devem ser abordadas com cautela, mas nem sempre é possível obter maiores informações. A EPA sugere que, quando se tratar de limitação de tempo, de recursos financeiros disponíveis, ou nos meios práticos para adquirir mais dados, extrapolações como as listadas abaixo podem ser as únicas pontes entre os dados para sobrepor essas lacunas. Os dados obtidos podem ser extrapolados entre táxons (ex: rato para macaco), entre respostas (ex: mortalidade para crescimento ou reprodução), entre áreas geográficas, entre escalas espaciais, de laboratório para o campo e de dados coletados durante um período curto de tempo para prever efeitos crônicos (longa duração).

Para selecionar a abordagem da extrapolação, é necessário considerar o quão específico é o compartimento-alvo avaliado; se os conteúdos espaciais e temporais sugerem a necessidade de receptores adicionais ou de modelos para extrapolações, se a

quantidade e a qualidade dos dados disponíveis são suficientes para extrapolações planejadas ou modelos, se a técnica de extrapolação proposta é consistente com a informação ecológica e o quanto de incerteza é aceitável.

Extrapolações de efeitos observados em laboratório para efeitos observados em campo, por exposição a substâncias químicas devem ser inseridas nas discussões sobre: como o destino e a transformação da substância química no meio ambiente afetarão a exposição no campo; o quão comparáveis são as condições de exposição e o tempo de exposição; o quão comparáveis são as vias de exposição; como os fatores abióticos influenciam a biodisponibilidade e a exposição; e o quão provável são os comportamentos de preferência ou evasão.

No endereço eletrônico da EPA estão disponíveis ferramentas para extrapolação de toxicidade aguda para toxicidade crônica (*“Acute-to-Chronic Estimation (ACE) with Time-Concentration-Effect Models”*: <http://www.epa.gov/ceampubl/fchain/ace/index.htm>). Além disso, estão disponíveis ferramentas para estimar a toxicidade aguda de uma substância química a um táxon (ao nível de espécie, gênero ou família), utilizando dados já conhecidos sobre a toxicidade da substância para uma outra espécie “substituta”, chamado de *“Web-based Interspecies Correlation Estimation (Web-ICE)”* (<http://www.epa.gov/ceampubl/fchain/webice/index.htm>).

7 | CARACTERIZAÇÃO DO RISCO

A caracterização do risco é composta de duas etapas: a estimativa do risco e a descrição do risco.

7.1 | Estimativa do risco

Nessa etapa, avaliam-se os resultados de observações de campo, as categorias e *ranking*, as comparações da exposição e dos efeitos causados por fonte pontual, as comparações incorporando toda relação contaminante-resposta, a incorporação da variabilidade na exposição e/ou nos efeitos e a aplicação de modelos de processos.

Para um estressor biológico, pode-se expressar o potencial de colonização e distribuição da espécie de forma qualitativa (alta, média ou baixa probabilidade de estabelecimento (exposição) ou efeitos (subsequentes)). Um ranking pode ser usado para somar os elementos individuais gerando uma estimativa de risco geral (alto médio ou baixo). Explicações narrativas do risco e das incertezas devem acompanhar esses rankings gerais.

Quando se trata de um estressor químico, pode-se aplicar o método da razão, ou seja, derivação de quocientes de risco (QR), como descrito na fórmula abaixo.

$$QR = \frac{\text{Nível de exposição}}{\text{Nível de efeitos}}$$

Onde:

Nível de exposição= dose submetida

Nível dos efeitos = valor de dose de DE₅₀, NOAEL ou LOAEL ajustada

QR < 1: ocorrência de efeito tóxico não é esperada.

QR > ou = 1: ocorrência de efeito tóxico é esperada.

Quando aplicado o método da razão para estressores químicos, a concentração de efeito ou a dose (CL_{50} , DL_{50} , CE_{50} , DE_{50} , NOAEL ou LOAEL) é frequentemente ajustada por fatores de incerteza antes de dividir o nível de exposição.

A EPA utiliza modelos probabilísticos, incluindo o de diluição - PMD3- para gerar a distribuição diária das concentrações médias de uma substância química baseados na estimativa das variações da vazão fluvial. O modelo PDM3 compara a distribuição da exposição com testes de toxicidade aquática, a fim de estimar quantos dias em um período de um ano as concentrações nos compartimentos-alvo seriam excedidas (USEPA, 1988). A frequência com que esse excesso ocorre tem por base a duração do teste de toxicidade usado para derivar os efeitos nos compartimentos-alvo. As estimativas de exposição são conservativas, visto que elas assumem instantaneamente que a mistura da substância química na coluna d'água seja homogênea, e não admite perdas devido a efeitos físico, químico ou de biodegradação.

Quando se usam distribuições de efeitos com base em dados de toxicidade de experimentos realizados com uma espécie somente, devem ser consideradas as seguintes perguntas:

- O leque de espécies para as quais os dados dos testes de toxicidade estão disponíveis representa a variedade de espécies presentes no ambiente?
- Na distribuição estão representados grupos de organismos particularmente sensíveis ou insensíveis?
- Se um nível é selecionado como critério, por exemplo, proteger 95% das espécies, os 5% restantes que seriam

potencialmente afetados incluiriam organismos de significância ecológica, comercial ou para recreação?

Modelos que integram simultaneamente informações da exposição e dos efeitos podem ser utilizados para estimar risco. Durante a estimativa do risco, é importante que ambos os pontos fortes e as limitações da abordagem do modelo sejam realçadas. Embora os modelos sejam úteis na projeção de efeitos crônicos (longo tempo de exposição) - baseados no conhecimento dos mecanismos subjacentes da mudança nas comunidades e nos habitats - estes não são capazes de avaliar todos os possíveis estressores em questão e são limitados na inclusão das espécies. Entender tanto os pontos fortes quanto as limitações dos modelos é essencial para apresentar com confiança os resultados finais.

Para interpretação de dados, o uso de testes estatísticos pode corroborar e aumentar a credibilidade dos resultados encontrados. Os tipos de testes estatísticos devem ser estabelecidos como parte do plano de análise durante a formulação do problema. Testes estatísticos são procedimentos ou regras de decisões que fornecem suporte ao estabelecimento da afirmação ou a negação de uma hipótese. A significância estatística é baseada no número de dados, na natureza de sua distribuição, no excesso da variação dos dados, entre eles em relação à variância entre variáveis diferentes, e o nível de significância a priori.

7.2 | Vantagens e limitações

Na caracterização/descrição do risco devem-se estabelecer quais dos alvos estudados apresentaram respostas à contaminação e quais as implicações dos resultados encontrados para o ecos-

sistema em questão, apresentado as linhas de evidência construídas e determinando as adversidades ecológicas.

Entretanto, números por si só não são suficientes. É importante que o risco seja descrito, especialmente abordando a adequação e a qualidade dos dados, o grau e o tipo de incertezas associados à evidência encontrada e a relação dos resultados com as questões que motivaram a avaliação de risco. Muitas vezes estes dados não são facilmente adquiridos. É importante que ao fim da avaliação de risco se saiba quais efeitos devem ocorrer, o quão adversos são os efeitos, qual a probabilidade do efeito ocorrer, onde os efeitos provavelmente irão ocorrer, quão certo se está dos resultados encontrados, quais são as falhas críticas nos dados, se haverá em futuro próximo informação suficiente para preencher as falhas/lacunas de dados atuais, e como o monitoramento ajudaria a avaliar os resultados das decisões escolhidas e aplicadas na gestão do risco ecológico. Além disso, é importante assegurar que os riscos estão definidos claramente, se a questão central foi analisada e caracterizada adequadamente, podendo servir de base para a tomada de decisão pelos gestores de risco.

Um relatório de avaliação de risco de conter, mas não se limitar a:

- descrição dos resultados do planejamento feitos pelo avaliador de risco/gestor de risco;
- revisão do modelo conceitual e dos compartimentos-alvo avaliados;
- discussão das fontes dos dados utilizados e os procedimentos analíticos;
- revisão dos perfis de exposição e estressor-resposta;

- descrição dos riscos para os compartimentos-alvo, incluindo estimativas de risco e avaliação de adversidades;
- revisão e sumário das incertezas (bem como a direção das mesmas) e as abordagens usadas para superá-las;
- discussão do grau do consenso científico nas áreas-chave de maiores incertezas;
- identificação das maiores lacunas nos dados e, quando apropriado, indicar quando a junção de novos dados adicionaria significativamente a confiança nos resultados da avaliação;
- discussão das sentenças político-científicas ou a omissão de pressupostos utilizados para preencher as lacunas de informações e a base destes pressupostos;
- discussão sobre a forma pela qual os elementos de uma análise quantitativa de incertezas estão embutidos na estimativa do risco.

Deve-se objetivar uma caracterização clara, transparente, razoável e consistente do risco e para tanto, é importante que o texto seja breve, sem jargões; escrito em linguagem compreensível e com organização para que os gestores de risco e outras pessoas possam ler e entender; que discuta completamente e explique todos os tópicos não usuais para uma avaliação de risco em particular; identifique as maiores conclusões científicas separadamente das sentenças políticas; deixe claras as maiores diferenças entre os pareceres científicos; defina e explique o propósito da avaliação de risco; explique minuciosamente pressupostos (científicos e políticos); integre todas as componentes em uma conclusão geral do risco, de maneira informativa e útil para os tomadores de decisão; indique de forma direta as incertezas

no conhecimento e os pressupostos; descreva os dados importantes como a parte experimental, estado da arte e conhecimento científico; identifique as alternativas razoáveis e conclusões que possam ser derivadas desses dados; defina o nível de esforço (reconhecimento rápido ou caracterização extensa) utilizado juntamente com as razões que levaram a essa escolha de nível de esforço.

Para consistência com outras caracterizações de risco, deve-se também, descrever como os riscos colocados no documento para determinados estressores podem ser comparados com os riscos descritos para um estressor similar ou para condições ambientais similares.

Finalmente, é fundamental conhecer o público que irá receber a informação e utilizar números, narrativas, diagramas, figuras, mapas etc, de forma a comunicar os resultados com clareza. Aceite e envolva o público como parte legítima na avaliação de risco ecológico. Ouça as preocupações da população. É importante lembrar que as incertezas são vistas de forma diferente por cientistas e pelo público em geral, bem como a percepção do risco, que depende de sua dimensão ou de sua magnitude e gravidade. Planeje cuidadosamente e avalie o sucesso do seu esforço na comunicação. Esta etapa é extremamente importante e desafiadora.

8 | ESTUDO DE CASO: AVALIAÇÃO DE RISCO ECOLÓGICO POR MERCÚRIO EM ECOSISTEMAS ESTUARINOS: BAÍA DE GUANABARA E BAÍA DA RIBEIRA-RJ

Nesta seção do documento será apresentado um estudo de caso realizado na Baía de Guanabara, Rio de Janeiro – RJ, Brasil, pelo grupo de pesquisas NARAH (Núcleo de Avaliação de Risco Ambiental e Humano), do CNPq. Constituído de pesquisadores de diversas Universidades, para este estudo, envolveu profissionais da Universidade Federal Fluminense, do Centro de Tecnologia Mineral e da Fundação Oswaldo Cruz.

Esta pesquisa teve por objetivo geral realizar um estudo *in situ* de avaliação do risco ecológico, com foco sobre o mercúrio, em ecossistemas estuarinos tropicais. O documento completo (RODRIGUES, 2006) pode ser acessado em: http://www.btdt.ndc.uff.br/tde_busca/arquivo.php?codArquivo=1552.

8.1 | Formulação do problema

Historicamente, os corpos hídricos vêm sendo usados como corpos receptores de rejeitos industriais, domésticos, agrícolas e hospitalares, frequentemente lançados sem nenhum tratamento. Geralmente, estes rejeitos são ricos em metais tóxicos que, dependendo de suas propriedades físico-químicas, podem causar danos à saúde humana e ao equilíbrio de ecossistemas aquáticos. Dentre os metais mais tóxicos segundo a *United States Environmental Protection Agency* (WHO, 1990), destacam-se o cádmio, o chumbo, o arsênio e o mercúrio.

O mercúrio (Hg) é um metal-traço presente no meio ambiente. Pode ser encontrado na forma inorgânica (Hg^0 – elementar; Hg^{2+} – íon mercúrico e Hg_2^{2+} – íon mercurioso) e em formas orgânicas,

dentre elas o metilmercúrio (MeHg). A contaminação por mercúrio poder ser geogênica ou antrópica. A principal fonte de origem litogeoquímica está comumente atrelada à presença de depósitos hidrotermais na geologia regional, e ao intemperismo de rochas sulfetadas contendo cinábrio (HgS). Outra fonte natural de considerável importância são as erupções vulcânicas, capazes de liberar elevadas quantidades deste metal para a atmosfera (MATSCHULLAT, 2000). As fontes antropogênicas importantes de emissão de mercúrio para a atmosfera estão usualmente associadas à produção de energia por queima de combustíveis fósseis, principalmente o carvão mineral, e outras atividades industriais, como as cimenteiras, metalurgia de não ferrosos e incineração de resíduos urbanos. O uso do mercúrio na confecção de termômetros, barômetros, pilhas recarregáveis, lâmpadas fluorescentes, produtos cosméticos e farmacêuticos, catalisador em indústria cloro-soda e na mineração artesanal de ouro é também frequentemente citado como fonte importante de mercúrio para o meio ambiente.

Estima-se que a emissão de Hg para a atmosfera por atividades industriais seja de cerca de 2000 a 3000 toneladas/ano, sendo 95% deste depositado (permanecendo no solo, sedimentos aquáticos e/ou continentais), 3% transferido para águas superficiais e 2% persiste na atmosfera (MICARONE *et al.*, 2000). Em ecossistemas aquáticos, o íon Hg^{2+} é eficientemente transformado em metilmercúrio (MeHg) por metilação, iniciando sua entrada na cadeia alimentar aquática.

Acredita-se que o processo de metilação seja realizado nas camadas superiores do sedimento (camada nefeloide), principalmente por bactérias anaeróbicas, tornando o MeHg disponível para a biota. Inicialmente, acreditava-se que esse processo ocorria preferencialmente em sedimentos orgânicos anaeróbicos, contudo

alguns estudos têm demonstrado que a metilação ocorre também através de processos microbianos aeróbicos, com a obtenção de taxa ainda mais alta de metilação do que em processos anaeróbicos (WHO, 1990; BALDE, 1997; D'ITRI, 1990 *apud* AZEVEDO, 2003). Adicionalmente, condições de anaerobiose favorecem a formação de sulfetos de mercúrio, insolúveis e indisponíveis à biota. Ao contrário, em condições aeróbicas, os sulfetos de mercúrio reagem com o oxigênio formando sulfatos e sulfitos e Hg^{+2} solúvel e, portanto, com maior possibilidade de formação de metilmercúrio. Entretanto, muitos outros parâmetros devem ser levados em consideração, o que faz com que permaneçam algumas controvérsias em relação ao melhor ambiente para a metilação.

Cada forma química do Hg apresenta toxicidade distinta e intrínseca a diferentes sistemas biológicos. Entre todas, o MeHg tem sido considerado como a mais preocupante à saúde humana, por ser neurotóxico e teratogênico (WHO, 1990; SWEET & ZELIKOFF, 2001). O consumo de pescado é a principal via de exposição do ser humano ao MeHg (WHO, 1990).

O MeHg liga-se fortemente a grupamentos sulfidrilas de aminoácidos formadores de proteínas, facilitando sua acumulação em tecidos musculares de peixes. A acumulação, além de depender da taxa de excreção, está relacionada à concentração ingerida diariamente (dose) num determinado período de tempo (fator de exposição). Em peixes e crustáceos, a meia-vida do MeHg é de 1000 dias aproximadamente (NRCC, 1979 *apud* AZEVEDO, 2003).

O processo de biomagnificação ocorre pela transferência do MeHg acumulado no nível trófico dos produtores para o nível dos consumidores. Isso ocorre devido à perda da energia potencial sob a forma de calor (muitas vezes até 80% ou 90%) a cada transferência de nível trófico (Figura 3). Consequentemente, o con-

sumidor terciário (C3) tem que ingerir mais alimento para conseguir o mesmo percentual energético adquirido pelo consumidor primário (C1). Portanto, quanto menor a cadeia alimentar, ou quanto mais próximo o organismo estiver do início da cadeia, maior a energia disponível à população, menor taxa de ingestão do contaminante, menor concentração acumulada pelo organismo. Por outro lado, quanto mais longa for a cadeia trófica, maior será a concentração acumulada pelo consumidor final (ODUM, 1988).

A incorporação de mercúrio no fitoplâncton ocorre principalmente por mecanismos passivos de adsorção, onde estes elementos ligam-se por troca catiônica aos radicais carboxil (-COOH) e por ligações de coordenações com radicais (-O, -N) e imidazole (CRIST *et al.*, 1981 *apud* ESTEVES, 1998). Uma vez adsorvidos, uma fração destes elementos-traço poderá ser absorvida por mecanismos ativos, da superfície externa para o meio intracelular (FOWLER, 1982 *apud* ESTEVES, 1998). A predominância de mecanismos passivos de adsorção e a grande superfície relativa do fitoplâncton resultam em elevados fatores de concentração (concentração de elemento-traço no organismo/concentração de elemento-traço na água), da ordem de 10^2 a 10^6 (FOWLER, 1982 *apud* ESTEVES, 1998).

Inúmeros fatores vêm sendo considerados como importantes para a ocorrência da bioacumulação e biomagnificação do mercúrio em peixes. Dentre eles, os fatores ambientais ligados à carga de mercúrio no ecossistema, como os teores de mercúrio nos sedimentos e o estado trófico do sistema (alta ou baixa bio-produção), do comprimento da cadeia trófica bem como fatores dependentes da fisiologia da biota local, incluindo tamanho, peso, idade, taxa metabólica do espécimen e da sua posição na cadeia trófica (WHO, 1990; HAKANSON, 1991; CABANA *et al.*, 1994).

Assim, em um ambiente aquático, os peixes representantes de um dos maiores níveis tróficos, dependendo do seu hábito alimentar, apresentam diferentes concentrações de Hg no músculo, sendo que os carnívoros apresentam as maiores concentrações. Bruggeman (1982) já havia demonstrado que o fator de biomagnificação do Hg é cerca de 10 vezes entre peixes não carnívoros e carnívoros. Esta relação também tem sido vista em outros trabalhos (CASTILHOS, 1999).

A distribuição interna do mercúrio em peixes vem sendo objeto de vários estudos. Ribeyre & Boudou (1984) demonstraram que o MeHg tem afinidade também pelo tecido cerebral de peixes. Em bioensaio, Olson *et al.* (1973) demonstrou que o músculo, o cérebro e as gônadas são acumuladores de Hg, sem apresentar perdas visíveis devido a processos de biotransformação. Fígado e rins apresentam geralmente altas concentrações de Hg, sendo indicadores de exposição recente. A maior parte do Hg encontrado nestes órgãos está na forma inorgânica (AZEVEDO & CHASIN, 2003).

A relação entre Hg em eritrócitos (HgHe) e Hg em plasma (HgPI) varia para cada espécie. Em humanos, essa proporção é de 9-10:1, sendo que a grande parte do mercúrio nas hemácias é metilmercúrio (SCHÜTZ *et al.*, 1994). Em roedores, a proporção é uma ordem de grandeza maior: 100-200:1 (WHO, 1991; SUZUKI, 1971 *apud* CARRIER *et al.*, 2001). Para peixes, ainda não há uma relação definida para HgHe:HgPI. Rodrigues & Castilhos (2003) observaram uma relação de 2:1 em bagres da espécie *Netuma barba* coletados na Baía de Guanabara. No entanto, o número de espécimes coletados foi pequeno, por isso faz-se necessária uma maior investigação para poder determinar tal relação.

Diversos trabalhos relacionam efeitos tóxicos sub-letais do Hg e do MeHg à ictiofauna (WHO, 1990; WIENER *et al.*, 2003). Os resultados destes trabalhos mostram que peixes submetidos a diferentes concentrações de Hg, em bioensaios, apresentam alterações hormonais e sobre a reprodução, efeito adverso sobre o desenvolvimento larval (WHO, 1990); efeito adverso sobre parâmetros hematológicos (OLSON *et al.*, 1973; GILL & PANT, 1985), alterações histopatológicas em opérculo e fígado, rins (WHO, 1990), alterações na atividade de uma série de enzimas em diversos tecidos (GILL *et al.*, 1990), entre outros efeitos. Verificou-se, também, que o metilmercúrio pode prejudicar a reprodução dos peixes por afetar o desenvolvimento gonadal ou o sucesso de desova nos adultos (WIENER & SPRY, 1996), além de reduzir o sucesso de incubação dos ovos e da sobrevivência dos estágios embriolarvais (MCKIM *et al.*, 1976; FRIEDMANN *et al.*, 1996; LATIF *et al.*, 2001; HAMMERSCHIMDT *et al.*, 2002). A intoxicação pelo mercúrio provocou, em peixes, sintomatologia associada à severa diminuição da atividade locomotora, reduzida capacidade de fuga, condição de magreza (esqualidez), lesões no cérebro e morte (TAKEUCHI, 1968 *apud* WIENER *et al.*, 2003).

Além da sensibilidade do biomarcador de exposição e/ou de efeito, a matriz amostrada é de alta importância, por isso deve-se buscar sempre aquelas que sejam não intrusivas/destrutivas, a fim de preservar a vida do animal. Um tecido biológico bastante adequado para este tipo de investigação é o sangue, pois reflete as condições gerais do organismo e está, necessariamente, em equilíbrio com todos os órgãos, podendo ser coletado sem significativos impactos para o organismo vivo. Além disso, pode-se proceder ao hemograma, um exame extremamente útil na verificação da saúde animal.

Berntssen *et al.* (2004) constataram alterações significativas na hematologia de peixes da espécie *Salmo salar* alimentados com ração enriquecida com MeHg em concentrações acima de 5 ppm. Castilhos *et al.* (2004a) demonstraram que concentrações de Hg em tecido muscular de tucunarés (*Cichla* sp) coletados na bacia do rio Tapajós mostraram correlações negativas com o número de eritrócitos e de leucócitos, sendo alta a proporção de hemácias maduras em relação a hemácias jovens. Os autores sugeriram um quadro de anemia não regenerativa com conseqüente decréscimo tanto na capacidade de oxigenação dos tecidos quanto na capacidade de defesa imunológica e que tais efeitos poderiam ser causados pelo acúmulo de mercúrio no tecido renal, comprometendo a atividade hematopoiética em peixes.

Castilhos *et al.* (2004a) apontam, entretanto, que efeitos sobre células sanguíneas parece ser espécie-dependente, pois traíras (*Hoplias malabaricus*) oriundas de área contaminada por mercúrio liberado por atividade de garimpos de ouro (garimpos de São Chico e Creporizinho, na reserva garimpeira de ouro do Tapajós, município de Itaituba-PA), mostraram decréscimo de hemácias com o incremento de Hg no tecido, mas em um quadro clínico de anemia regenerativa, pois não foram observadas alterações na proporção hemácias jovens/hemácias maduras (CASTILHOS *et al.*, 2004b).

Alterações ao acaso na estrutura complexa e em equilíbrio instável do DNA são chamadas de mutagênese, a qual está associada à genotoxicidade, definida como processo causador de danos ao gene. A maioria das mutações não causa problemas às células, mas algumas podem prejudicar funções vitais. Em organismos complexos, como os pluricelulares, as mutações podem se expressar em dois níveis: ao nível somático e ao nível hereditário, nas células germinativas. Ao nível somático, algu-

mas mutações estão associadas à indução de câncer. Ao nível hereditário, a alteração do DNA, resultante de mutagênese, é transmitida para os descendentes (KLAASSEN, 1996). Para detecção de genotoxicidade têm sido utilizados alguns métodos, entre eles, o teste de micronúcleo, que detecta mutações cromossômicas. Os micronúcleos são pequenos corpúsculos similares em estrutura ao núcleo, formados por parte de cromossomos inteiros que foram perdidos durante a mitose, decorrente da falta de proteína ligante ao fuso cromático, gerando fragmentos de cromossomos. Este teste é uma técnica precisa, fácil e eficiente para detectar mutações cromossômicas, sendo efetuado com células sanguíneas (LINDE-ARIAS *et al.*, 2001).

Ramos *et al.* (2005) associaram a maior frequência de micronúcleos em células sanguíneas de bagres coletados na Baía de Guanabara em comparação a bagres da Baía da Ribeira devido ao estresse do animal sob exposição ambiental, não só por mercúrio, mas por outros xenobióticos presentes na Baía de Guanabara. Resultado similar foi encontrado para *Geophagus brasiliensis* e *Oreochromis niloticus* oriundos do rio Paraíba do Sul e do rio Guandu, onde ambas as espécies coletadas no rio Paraíba do Sul apresentaram maior frequência de micronúcleo (RODRIGUES *et al.*, 2005). Por outro lado, Souto (2004) não observou efeitos genotóxicos em tucunarés da espécie *Cichla* sp. coletados em área de garimpo de ouro em comparação à área não contaminada, ambas na bacia do rio Tapajós, ainda que os teores de mercúrio em tecido muscular tenham se mostrado diferentes entre as áreas. Em bioensaio, Nepomuceno *et al.* (1997) encontraram aumento significativo da frequência de micronúcleo em *Cyprinus carpio* expostos a água com concentrações de mercúrio acima de 20 mg/l.

O efeito tóxico de alguns xenobióticos no sistema nervoso decorre de sua potente capacidade inibitória da acetilcolinesterase (KLAASSEN, 1996). As colinesterases são enzimas que possuem atividade hidrolítica sobre ésteres de colina, estando entre aquelas com maior velocidade de catálise, limitada tão somente pela velocidade de difusão de seu substrato para dentro do seu sítio catalítico. Esta propriedade permite que estas enzimas sejam responsáveis pela manutenção das concentrações adequadas da acetilcolina, que é liberada pelas terminações nervosas nas sinapses colinérgicas. Também nas placas motoras, região do encontro de axônios com músculos, a acetilcolinesterase tem papel de hidrolisar a acetilcolina. Vários trabalhos demonstram que sua atividade é diminuída em organismos expostos a compostos tóxicos (ALBUQUERQUE, 2004; LOPEZ-CARILLO & LOPEZ-CERVANTES, 1993).

Estudo realizado na Baía de Guanabara com bagres da espécie *Netuma barba* demonstrou que a atividade de uma isoenzima da colinesterase (butirilcolinesteras – BChE) correlaciona-se fortemente com os teores de Hg em plasma, sugerindo ser um biomarcador de interesse para investigações futuras (RODRIGUES & CASTILHOS, 2003). Em estudo realizado no rio Guandu, a atividade de acetilcolinesterase (AChE) apresentou correlação negativa e significativa com a concentração de mercúrio no músculo de *Geophagus brasiliensis* (MUNIZ *et al.*, 2005).

Para se verificar possíveis alterações nos biomarcadores selecionados devido à exposição ao contaminante, ou seja, para avaliar se os valores encontrados estão dentro ou fora de algum padrão, é fundamental que se conheçam os valores de referência ou de normalidade. Esses valores, na maioria das vezes, não estão estabelecidos para peixes tropicais, fator que aponta a necessidade de serem gerados com dados coletados em área

de referência ou em bioensaios. Estes últimos são também essenciais a estudos de causalidade, ligando efeitos decorrentes de específicas exposições em interrelação de dose-resposta.

Neste estudo de caso, a Baía da Ribeira (RJ) foi considerada a área de referência e foram tomados como padrões de qualidade ambiental os seus teores de mercúrio em amostras abióticas como valores de normalidade os valores dos parâmetros bioquímicos, hematológicos, fisiológicos e genotóxicos em espécies de peixes selecionadas como indicadoras de exposição ambiental ao mercúrio.

8.1.1 | Caracterização das áreas de estudo

A Baía da Ribeira está localizada entre as latitudes 22°55' a 23°02'S e longitudes 44°18' a 44°26'W, porção oeste da Baía de Ilha Grande, cobrindo uma área de aproximadamente 172 km² (LIMA, 1985). A Baía da Ilha Grande apresenta-se entrecortada pelo relevo da Serra do Mar com fortes inclinações cujas vertentes limitam-se com as planícies litorâneas, interpenetrando-se os estuários, enseadas e lagoas. O clima na região, determinado a partir da única estação meteorológica da região, é tropical úmido sem déficit hídrico. A temperatura média anual é de 22,5°C, com precipitação média anual de 2240 mm, sendo janeiro o mês mais chuvoso com 293 mm, e junho, julho e agosto os meses mais secos, com média de 87 mm (ANDREATA *et al.*, 2002). As enseadas da Ilha Grande, apesar de estarem sofrendo impactos decorrentes da exploração turística nos últimos 10 anos, não apresentam fontes pontuais de carga orgânica e de metais (CARDOSO *et al.*, 2001).

O efeito de maré é minimizado na região, mesmo em sizígias, pois a Ilha Grande está localizada na entrada da baía, dividindo

as correntes de maré em duas vertentes (LIMA, 1985). Na Baía da Ribeira e dentro das enseadas, a circulação é bem definida segundo o regime de ventos, sendo destrógera quando dos ventos de Tempo bom e sinistrógera quando dos ventos de Pós-Frontal, situação esta que pode remobilizar sedimentos de fundo e transportá-los. Outra causa de remobilização de sedimentos de fundo são chuvas torrenciais comuns na região em passagens de frente fria (LIMA, 1985).

A mais importante e conhecida atividade antropogênica na área é a Usina Termonuclear Angra I e II. As águas utilizadas para resfriar os reatores dessas usinas são lançadas no Saco de Piraquara de Fora, área que apresenta temperaturas de água superficial e fundo relativamente mais altas que as outras áreas da baía (até 35°C) (ANDREATA *et al.*, 2002).

Essa área vem sendo considerada como referência para contaminação mercurial devido às baixas concentrações de mercúrio encontradas em sedimento (28 a 53 ng/g) e em peixes (<200ng/g) (CARDOSO *et al.*, 2001; RAMOS *et al.*, 2005). Segundo Andreatta *et al.* (2002), a região da Baía da Ribeira conta com 52 famílias de peixes, dentre elas *Ariidae*, *Haemulidae* e *Sciaenidae*.

A espécie de corvina *Micropogonias furnieri* foi amplamente estudada por vários autores (RAMOS *et al.*, 2004; LIMA & CASTILHOS, 2001; KEHRIG *et al.*, 2001; KEHRIG *et al.*, 1998), com ampla distribuição no Brasil e abrangendo os maiores estuários do estado do Rio de Janeiro (Baía de Guanabara, Baía de Sepetiba e Baía da Ilha Grande). Uma análise temporal dos teores de Hg em *Micropogonias furnieri* da Baía de Ribeira sugere estabilidade nas concentrações durante a última década (RAMOS *et al.*, 2004), sendo que o valor médio de mercúrio nesta espécie está abaixo de 200 ng/g.

A Baía de Guanabara é uma das maiores baías do Brasil, localizada entre as latitudes 22° 40' a 23° 00'S e longitude 43° 00' a 43° 20'E, e mede aproximadamente 380 Km². A temperatura média anual é de 23,7°C. As correntes marinhas do Oceano Atlântico que entram diariamente na Baía de Guanabara atuam na renovação de oxigênio, na troca e na limpeza das águas da baía. O tempo para renovação de suas águas é cerca de 10 a 20 dias (WASSERMAN *et al.*, 2000). O canal central é considerado o principal controlador dos processos hidrodinâmicos da baía. A variação média da maré na baía é de aproximadamente 0,7m, sendo 1,1m na sizígia e 0,3m na quadratura (KJERFVE *et al.*, 1997 *apud* CAMPOS, 2000). Possui alta salinidade, com uma média de 29,4±4,8 S, decrescendo da entrada para o interior da baía (KJERFVE *et al.*, 1997 *apud* CAMPOS, 2000).

A Baía de Guanabara abriga em seu entorno uma população de cerca de 11 milhões de pessoas. Abriga cerca de 10.000 indústrias ao seu redor, as quais são responsáveis pelo lançamento de 4.800Kg de metais por dia (WASSERMAN *et al.*, 2000). Além disso, ali estão instalados dois portos, duas bases navais, 32 estaleiros, duas refinarias e terminais marítimos de petróleo. Apresenta também a aceleração do processo erosivo de suas encostas devido ao desmatamento e posterior ocupação desordenada do solo. A carga de esgotos domésticos lançada para a baía é de aproximadamente 17m³/s, sendo equivalente a 465 toneladas diárias (PEREIRA & GOMES, 2002).

Segundo relatórios do INEA, antiga FEEMA, de 1980, 1982 e MOSCA 1980, as concentrações de mercúrio variavam de 0,1 a 4,6 µg/L na água superficial, de 0,1 a 4,4 µg/L na água de fundo e de <0,05 a 12,7µg/g em sedimentos da Baía de Guanabara. KJERFVE (1994), em relatório para *Japan International Cooperation Agency*, demonstrou que as concentrações de Hg em água na

estação seca eram em torno de 1,6 ug/L na água superficial e 0,1ug/L na água de fundo. Considerando os padrões de qualidade para sedimento oriundo de águas salinas/estuarinas para dragagem nível 1, 0,15 mg/Kg (limiar abaixo do qual se prevê baixa probabilidade de efeitos adversos à biota) e nível 2, 0,71 mg/Kg (limiar acima do qual se prevê um provável efeito adverso à biota), as amostras de sedimento da baía de forma geral ultrapassariam tais limites (Resolução CONAMA, 344).

Wasserman *et al.* (2000) demonstraram que há uma grande variação nas concentrações de mercúrio em sedimento ao longo da baía, indo de 51ng/g a 37.200ng/g perto do rio São João de Meriti. Machado *et al.* (2004) sugeriram que os sulfetos ácidos voláteis exercem um papel importante na retenção de metais na parte oeste da Baía de Guanabara e que o potencial de retenção é muito alto.

Apesar da liberação considerável de metais para a baía, baixas concentrações de mercúrio são encontradas na biota (KEHRIG 1998; RODRIGUES, CASTILHOS, 2003). Sugere-se que a grande quantidade de material particulado em suspensão na coluna d'água adsorva o mercúrio, sendo boa parte sedimentado rapidamente (PEREIRA & GOMES, 2002). Outro fator a ser considerado é a alta concentração de matéria orgânica que favorece a reprodução de algas, capazes de incorporar e/ou quelar o mercúrio decrescendo a quantidade de Hg disponível para a metilação. Campos (2000) observou através da aplicação do IREP (Índice de Risco Ecológico Potencial) que o elevado estado trófico da baía reduz o risco ecológico potencial da contaminação por metais (apesar das altas concentrações encontradas em sedimentos) e que os maiores riscos foram associados ao mercúrio e ao cádmio.

8.1.2 | Compartimentos-alvo

No presente trabalho foram selecionadas quatro espécies de peixes ósseos, pertencentes a três ordens e famílias diferentes. Todas as espécies são bentônicas, ou seja, se alimentam na maior parte de organismos bentônicos e vivem perto dos sedimentos. Duas das quatro espécies estão presentes em ambas as áreas estudadas, permitindo a comparação entre as áreas. Presentes durante o ano inteiro, são de fácil coleta.

Genidens genidens é muito comum no Brasil, aparecendo em grande número nos estuários e lagoas estuarinas. Migram rio acima por quilômetros e quando jovens, formam grandes cardumes. O tamanho máximo registrado é de 35 cm (CARVALHO-FILHO, 1999). Segundo Chaves & Vendel (1996), essa espécie não é essencialmente carnívora, apesar de ainda não se saber a importância energética dos vegetais na sua alimentação. Fazem parte dos itens alimentares da espécie: algas e vegetais superiores, crustáceos (Decápodes, Amphipoda, Copépoda, Isópoda), moluscos (bivalves e gastrópodos), poliquetas (Nereidae e Glyceridae) e peixes (CHAVES & VENDEL, 1996).

Aspistor luniscutis (VALENCIENNES, 1840), com tamanho máximo registrado de 1,2m de comprimento (SANTOS, 1982), tem hábito alimentar e habitat similares ao *Genidens genidens*.

A corvina *Micropogonias furnieri* (DESMAREST, 1823) é encontrada em estuários, baías e ao longo da costa brasileira em profundidades que variam de 1 a 100 m. Alimentam-se de crustáceos, moluscos, vermes e pequenos peixes. Quando jovens, alimentam-se de zooplâncton e vivem preferencialmente em estuários ou áreas salobras. Com cerca de 1 ano, podem alcançar 35 cm e migram para águas com salinidade maior (CARVALHO-FILHO, 1999). É uma espécie com alto valor comercial, sendo

bastante explorada na costa brasileira, em pesca comercial e esportiva.

Haemulon steindachneri (JORDAN e GILBERT, 1822) pode habitar uma variedade de ambientes, em baías, praias abertas e águas salobras, com preferência por fundos rochosos, coralinos ou em áreas de areia/cascalho próximas da costa. Podem formar cardumes migratórios em época de reprodução (meses mais quentes do ano). Os jovens se alimentam de zooplâncton e os adultos de invertebrados bênticos, peixes e algumas algas (CARVALHO-FILHO, 1999). Seu nome popular, cocoroca, advém dos sons emitidos pelo peixe como um ronco, comuns a todas as espécies desse gênero. Esse ronco decorre do atrito dos ossos da faringe, que ressoam pela bexiga natatória. Não possui valor comercial, contudo sua pesca é muito comum (SANTOS, 1982).

8.1.3 | Modelo conceitual

De acordo com as informações disponíveis sobre o comportamento biogeoquímico do mercúrio e sobre as duas áreas de estudo, o modelo conceitual segue a hipótese de Hakanson (1980), ou seja, de que, à medida que o corpo hídrico (neste caso, a Baía de Guanabara e a Baía da Ribeira) diminui o seu estado trófico, o fator de bioconcentração de mercúrio, que pode ser visto na relação níveis de concentração de mercúrio em tecido dos peixes relativo aos teores de mercúrio em sedimento, aumenta. O modelo conceitual em forma gráfica é apresentado a seguir, na Figura 6.

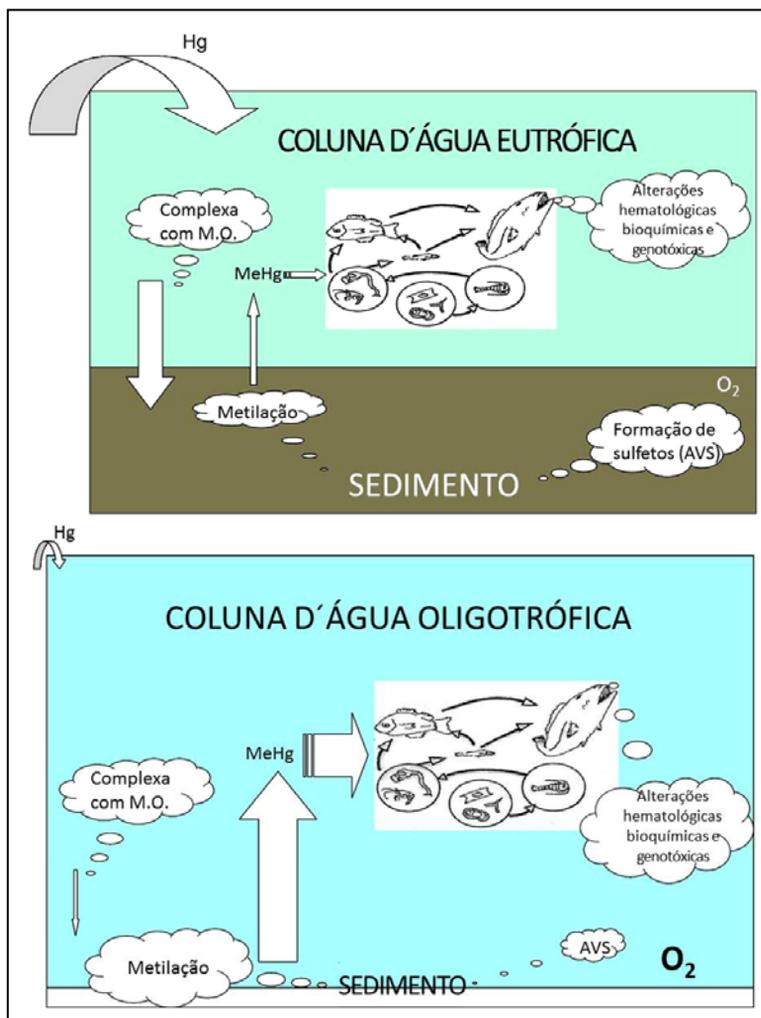


Figura 6. Modelo conceitual, em forma gráfica, proposto para este estudo de caso, para a Baía de Guanabara (ambiente eutrófico) e para a Baía da Ribeira (ambiente oligotrófico).

8.1.4 | Plano de análise

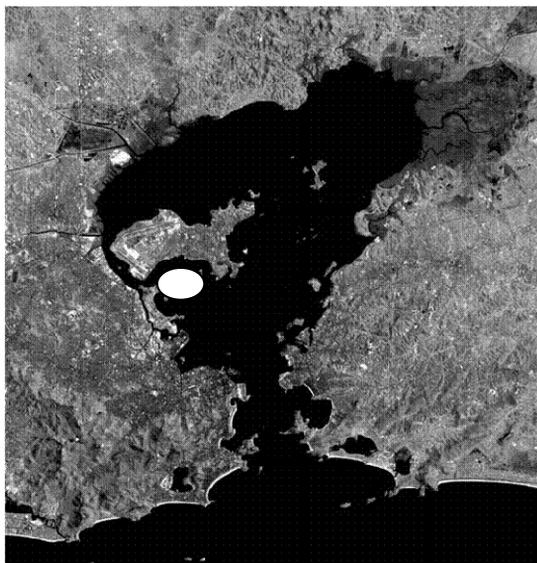
Amostragem

A pesca foi realizada utilizando arrasto-de-fundo, numa média de 6m de profundidade, com uma rede de 10,5m de comprimento, 4,5m de boca, 3,5m de asa, com malha de 20 mm no corpo da rede e de 15mm no fundo do saco, rebocada por uma traineira durante 30 minutos, a aproximadamente 2 nós, seguindo a metodologia utilizada em Andreatta & Moraes (1994).

As coletas na Baía da Ribeira foram realizadas bimestralmente e a cada campanha foi efetuado um (01) arrasto por estação. Na Baía de Guanabara, foi realizada uma única campanha com um (01) arrasto para cada estação. Durante as coletas, houve a preferência por espécimes de peixes maiores, devido à necessidade de coletar quantidade suficiente de sangue.

As campanhas na Baía da Ribeira foram realizadas em conjunto com a equipe do Prof. Dr. José Vanderli Andreatta, do Laboratório de Ictiologia, da Universidade Santa Úrsula. Realizaram-se 10 campanhas (06/09/2003; 11/11/2003; 13/01/2004; 27/03/2004; 26/07/2004; 19/09/2004; 25/11/2004; 20/01/2005; 14/03/2005; 18/05/2005; 26/09/2005), e em cada uma delas foram coletados peixes em cinco estações, mostradas na Figura 7. A estação 1 localiza-se na Enseada da Japuíba, à nordeste da Baía de Ribeira, que possui um extenso manguezal; a estação 2 localiza-se na Enseada do Ariró e Imbu; a estação 3 está a oeste, na Enseada do Bracuí, próximo ao Rio Bracuí - onde se encontra o porto de Bracuí - e conta com a presença de manguezal; a estação 4, Saco Piraquara de Fora, à sudoeste da Baía da Ribeira, que recebe as águas da Usina Nuclear de Angra; e a estação 5, ao sul, no canal de entrada da baía, com profundi-

Na Baía de Guanabara foi realizada uma campanha em 06 outubro de 2005, em duas estações: Estação 1, Praia da Bica (S 22°49'771"; W 43°11'824") e Estação 2, Praia da Ribeira (S 22°49'483"; W 43°09'372), ambas próximas à Ilha do Governador (Figura 8). Foram coletados um total de 84 peixes sendo 70 espécimes de *Genidens genidens* e 14 espécimes de *Micropogonias furnieri*. Dos parâmetros físico-químicos analisados na Baía da Ribeira, somente foram realizados a temperatura do ar e da água superficial, salinidade e pH da água superficial em campo.



Fonte: www.cdbrasil.cnpm.embrapa.br.

Figura 8. Imagem de satélite da Baía de Guanabara, com as duas estações de coleta de peixes, Praia da Bica e Praia da Ribeira (englobadas no círculo branco), na Ilha do Governador, Rio de Janeiro.

Coleta de amostras de sangue

As amostras de sangue foram retiradas por punção venosa caudal ou por punção cardíaca, utilizando seringas de 1 ou 3 mL rinsadas com EDTA (anticoagulante). Após a punção, as amostras foram acondicionadas em tubos eppendorf e refrigeradas.

Coleta de músculo de biometria

A coleta de músculo foi realizada no Laboratório de Especificação de Mercúrio Ambiental do Centro de Tecnologia Mineral, de acordo com a metodologia descrita no “Standard Methods” (EATON *et al.*, 1998). O comprimento total e o peso foram medidos em laboratório. O comprimento total compreende ao tamanho medido desde a boca até o fim da nadadeira caudal.

Determinação de mercúrio total em amostras de peixes

As análises de Hg Total foram realizadas no Laboratório de Especificação de Mercúrio Ambiental do Centro de Tecnologia Mineral, por meio de espectrofotometria de absorção atômica, baseada no diferencial Zeeman. As amostras úmidas de músculo dos peixes coletados foram homogeneizadas, e uma alíquota em torno de 0,03g foi pesada para cada uma das três replicatas. Para a avaliação de acuracidade foram analisadas amostras certificadas (NIST 1633b Coal Fly Ash 141 ppb; NIST 2704 Bufalo River 1470 ppb; NIST 2709 San Joaquim Soil 1400 ppb) com um erro aceitável de 10%. O limite de detecção do equipamento para amostras sólidas é de 5 ng/g (EGLER *et al.*, 2004). A precisão mínima foi de 90%.

As análises de Hg Total em sangue seguiram a mesma metodologia supracitada. Para a separação de hemácias e plasma, o sangue foi centrifugado a uma rotação de 3000 rpm por 5 minu-

tos. Procedeu-se também com a análise de Hg total em hemácias e no plasma.

Biomarcadores de efeito

MICRONÚCLEO E HEMOCITOSCOPIA

O micronúcleo e a hemocitoscopia foram realizados através da análise de esfregaços, preparados em lâminas lisas com sangue fresco durante a coleta. Estas lâminas foram fixadas em metanol e coradas com GIEMSA, durante 30 minutos, para visualização em microscopia óptica. O corante utilizado (GIEMSA) delinea as membranas e cora suavemente os núcleos, o que possibilita a diferenciação entre as células sanguíneas (SILVA, 2004).

HEMOGRAMA

O hemograma seguiu metodologia de Almosny & Santos (2001), na qual todos os tipos celulares estão presentes na câmara de Neubauer, onde se procede à contagem de eritrócitos, trombócitos e leucócitos. A hematimetria (contagem do número de eritrócitos por mm^3 de sangue) foi efetuada a partir da diluição de 10 μl de sangue em 2 ml de soro fisiológico para posterior contagem. Contaram-se os eritrócitos contidos em cinco quadrados menores dentro do quadrado central maior. O resultado obtido foi multiplicado pelo fator de correção (10.000) e a resposta expressa em eritrócitos/ mm^3 .

A leucometria global (contagem do número de leucócitos por mm^3 de sangue) foi determinada a partir da mesma diluição usada para hematimetria. A contagem e o fator de correção são idênticos aos descritos para a hematimetria. Os valores foram expressos em leucócitos/ mm^3 (ALMOSNY & SANTOS, 2001).

O volume globular ou hematócrito foi obtido com o emprego da técnica de microhematócrito em tubos capilares. Os resultados foram expressos em porcentagem (%). O Volume Globular Médio (VGM) foi calculado aplicando-se a fórmula $VG \times 100/He$ e seu resultado foi expresso em fentolitros (fl).

A proteína plasmática total foi obtida através da centrifugação do sangue em capilares por cinco minutos. O plasma separado foi lido em refratômetro e o resultado obtido, expresso em g/dl.

ACETILCOLINESTERASE

A determinação da atividade de acetilcolinesterase em músculo dos peixes seguiu o método descrito por Oliveira Silva *et al.* (2000), com modificações, quantificadas com base na reação descrita por Ellman *et al.* (1961). Porções do músculo descongelado foram retiradas, pesadas e homogeneizadas com uma solução tampão de fosfato de sódio 0,12M, pH 7,6 em proporção 6:1 p/p. As amostras foram centrifugadas a 9000G por 20 minutos a 8°C. Para a leitura, foram adicionados 25 µL da amostra a tubos de ensaio contendo 2 ml de solução tampão, 0,5ml de DNTB 2mM e 500 µL de substrato (acetilcolina). As atividades enzimáticas foram determinadas em espectrofotômetro de forma cinética em $\lambda = 412\text{nm}$, sendo obtida, ao final de dois minutos de reação, a absorvância por minuto. Os valores de absorvância foram convertidos em atividade enzimática, expressos em $\mu\text{M} \cdot \text{min}^{-1} \cdot \text{mL}^{-1}$, através de cálculo de regressão linear utilizando uma curva padrão de L-cisteína. As atividades de acetilcolinesterase foram correlacionadas com concentração de proteína do músculo.

Para determinação da concentração de proteína das amostras de músculo, as amostras são diluídas (1:10) em solução tampão de fosfato de sódio 0,12M pH 7,6. Em tubos de ensaio, foram

adicionados 4,3mL de H₂O destilada, 200μL de NaOH a 25% e 200μL de amostra diluída. O “branco” foi confeccionado utilizando-se 4,5mL de H₂O destilada e 200μL de NaOH a 25%. Em seguida, foi adicionado 300μL de reativo de Folin no primeiro tubo (branco), levando-se ao vortex por 30 seg. O mesmo processo foi repetido para os demais tubos. Transcorrido um período de 5 min a partir do primeiro tubo, iniciou-se a leitura da absorvância em espectrofotômetro em $\lambda=660\text{nm}$. As absorvâncias obtidas foram convertidas em concentração de proteína em mg/mL, utilizando-se uma curva padrão de albumina. Os valores de atividade de acetilcolinesterase foram divididos pela concentração de proteína da amostra e obteve-se a atividade específica da enzima expressa em $\mu\text{moles}\cdot\text{min}^{-1}\cdot\text{mg}^{-1}$ de ptn (CUNHA *et al.*, 1991).

Análises de dados

CURVAS DE BIOACUMULAÇÃO DE HG

Os dados de concentração de Hg Total de cada espécie foram agrupados por faixas de tamanho. O número de intervalos foi definido por:

$$K = 1 + 3,3 \log n$$

Onde:

K = número de intervalos ideal

n = número de espécimes

A faixa de tamanho foi definida pela relação entre o tamanho máximo de peixe coletado de uma determinada espécie pelo valor de K. Para cada faixa de tamanho foi associada a média de Hg Total encontrada no grupo de dados para peixes daquele tamanho. Após a definição das faixas de tamanho e das médias

de Hg Total correspondentes, foram confeccionados gráficos de dispersão e derivadas as equações que melhor expressaram as relações. O tipo de dispersão utilizado (potencial, exponencial, linear, polinomial etc) foi escolhido de acordo com o padrão de distribuição que cada espécie apresentou.

TRATAMENTO ESTATÍSTICO DOS DADOS

As análises estatísticas dos dados foram realizadas utilizando-se o programa SPSS, investigaram-se as possíveis correlações entre os dados e diferenças entre as áreas para todos os parâmetros. O nível de significância aceito foi de no mínimo $p < 0,05$, ou seja, um erro de 5%.

Para a análise de eventos raros, foi utilizado o teste estatístico para citogenética proposto por Pereira (1991). Este teste foi anteriormente aplicado com sucesso para interpretação de dados de micronúcleo por Souto (2004). A fórmula utilizada para o teste está descrita abaixo:

$$\left[\left(\frac{n_1}{n} \right)^{x_1} \left(\frac{n_2}{n} \right)^{x_2} \right] - \left(\frac{n_3}{n} \right)^x$$

Onde:

n_1 e n_2 = número de células contadas em cada área

n = número total de células contadas nas duas áreas ($n_1 + n_2$)

x_1 e x_2 = número de eventos encontrados em cada área

n_3 = valor igual ao menor número de células contadas (x_1 ou x_2)

x = número total de eventos encontrados nas duas áreas ($x_1 + x_2$)

8.2 | Análise de exposição e de efeitos

8.2.1 | Avaliação da Exposição - Biomarcador de Exposição: Hg total em diferentes tecidos de peixes

Na Tabela 1 estão apresentados os valores médios encontrados para os parâmetros alométricos e concentrações de mercúrio no músculo, no sangue total, nas hemácias e no plasma dos peixes coletados em ambas as áreas. Como não houve coleta de sangue em todos os espécimes estudados, existe uma diferença entre o número de análises de Hg em músculo para o Hg em sangue. Já, a diferença encontrada entre o número de amostras de sangue total e hemácias/plasma é devido ao insuficiente volume de sangue coletado, tendo-se priorizado a análise do sangue total.

De forma geral, levando-se em consideração todas as espécies das áreas estudadas, a Baía da Ribeira apresentou concentrações significativamente maiores de Hg (teste T; $p < 0,001$) no músculo, no sangue total e nas hemácias. Entretanto, os espécimes coletados na baía da Ribeira são significativamente maiores do que os coletados na Baía de Guanabara (teste T; $p < 0,001$). O maior tempo de exposição/crescimento pode ter ocasionado essa diferença nos teores de mercúrio.

Por esta razão, para comparação entre áreas sem possíveis efeitos de diferentes idades ou tamanhos de peixes, foram investigadas possíveis diferenças entre as concentrações de Hg em espécimes de *Genidens genidens*, na mesma faixa de tamanho, nas duas áreas (<200mm), inferindo, portanto, o mesmo período de exposição. Pode-se perceber que os níveis de Hg total em músculo e em sangue total/hemácias são significativamente mais altos na Baía de Guanabara (teste T e ANOVA; $p < 0,005$) em relação a espécimes da Baía da Ribeira. Esta observação

demonstra a necessidade da normalização dos tamanhos dos espécimes de peixes para comparações espaciais e temporais. Esta espécie foi escolhida para tal comparação, pois foi a única coletada em ambas as áreas e com espécimes de mesmo tamanho.

O padrão de acumulação do Hg através do tempo de exposição foi estimado para cada uma das espécies estudadas em ambas as áreas, de acordo com as faixas de tamanho dos peixes (Figuras 9A, 9B e 9C).

Tabela 1. Valores médios e desvio padrão dos parâmetros alométricos e de Hg total no músculo (HgM), no sangue total (HgSt), nas hemácias (HgHe) e no plasma (HgPI).

Área/ Espécies	Tamanho (mm)	Peso (g)	HgM (ng/g)	HgSt (ng/g)	HgHe (ng/g)	HgPI (ng/g)
BAIA DA RIBEIRA						
<i>G. genidens</i>	156,9 ± 54,9 (96)	38,0 ± 45,1 (92)	98,3 ± 89,5 (83)	21,6 ± 27,8 (23)	35,3 ± 28,1 (11)	12,9 ± 9,3 (9)
<i>A. luniscutis</i>	246,2 ± 48,2 (30)	176,3 ± 90,3 (30)	180,0 ± 79,0 (23)	38,7 ± 20,0 (25)	91,9 ± 62,0 (10)	10,7 ± 6,0 (10)
<i>M. furnieri</i>	223,2 ± 66,3 (38)	133,0 ± 145 (38)	81,3 ± 91,4 (34)	12,9 ± 5,0 (4)	38,0 (1)	6,9 (1)
<i>H. steindachneri</i>	195,9 ± 26,1 (33)	106,0 ± 30,3 (33)	381,7 ± 230,8 (19)	30,7 ± 18,4 (18)	38,0 ± 2,8 (2)	5,0 (1)
BAIA DE GUANABARA						
<i>G. genidens</i>	125,9 ± 30,8 (70)	20,8 ± 19,9 (70)	103,1 ± 44,1 (66)	10,4 ± 5,7 (46)	28,2 ± 7,3 (10)	4,2 (1)*
<i>M. furnieri</i>	105,9 ± 9,8 (13)	12,0 ± 3,5 (13)	55,5 ± 12,6 (13)	5,4 ± 3,9 (10)		

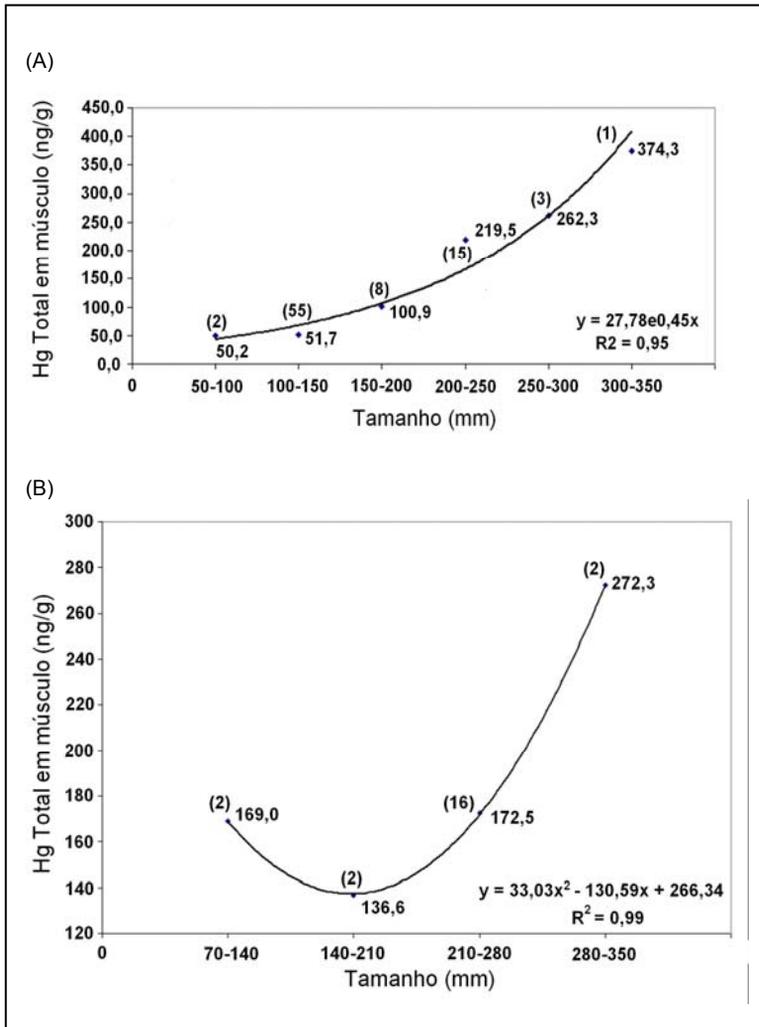


Figura 9A. Curva de bioacumulação de mercúrio em músculo dos espécimes (A) *Genidens genidens* e (B) *Aspistor luniscutis* coletados na Baía da Ribeira, RJ.

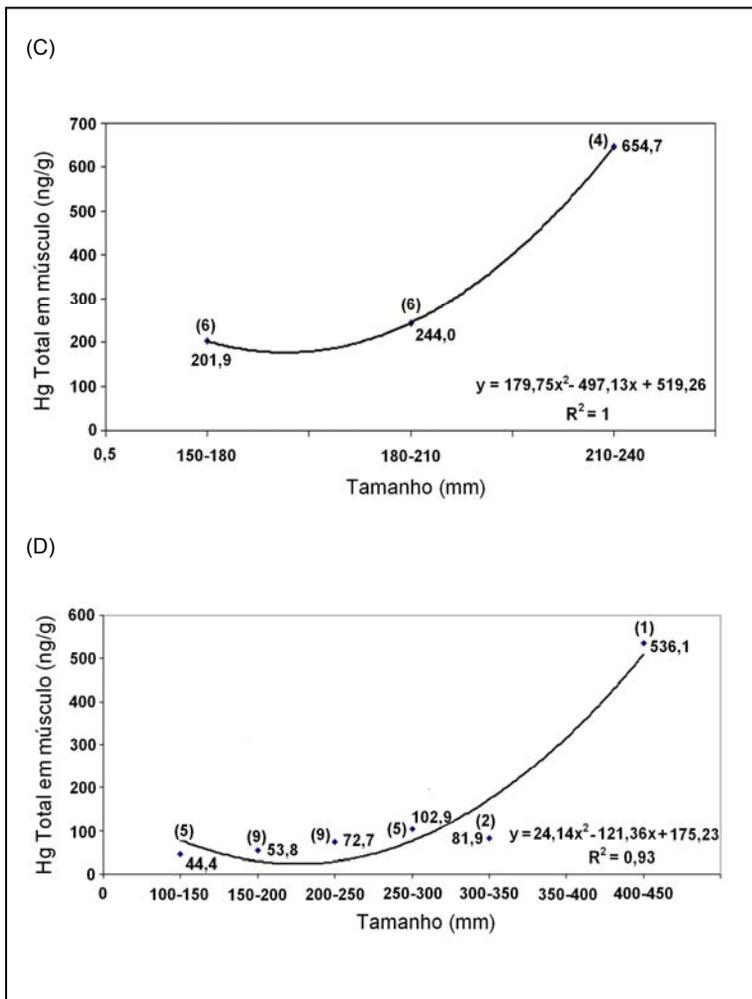


Figura 9B. Curva de bioacumulação de mercúrio em músculo dos espécimes (C) *Haemulon steindachneri* e (D) *Micropogonias furnieri* coletados na Baía da Ribeira, RJ.

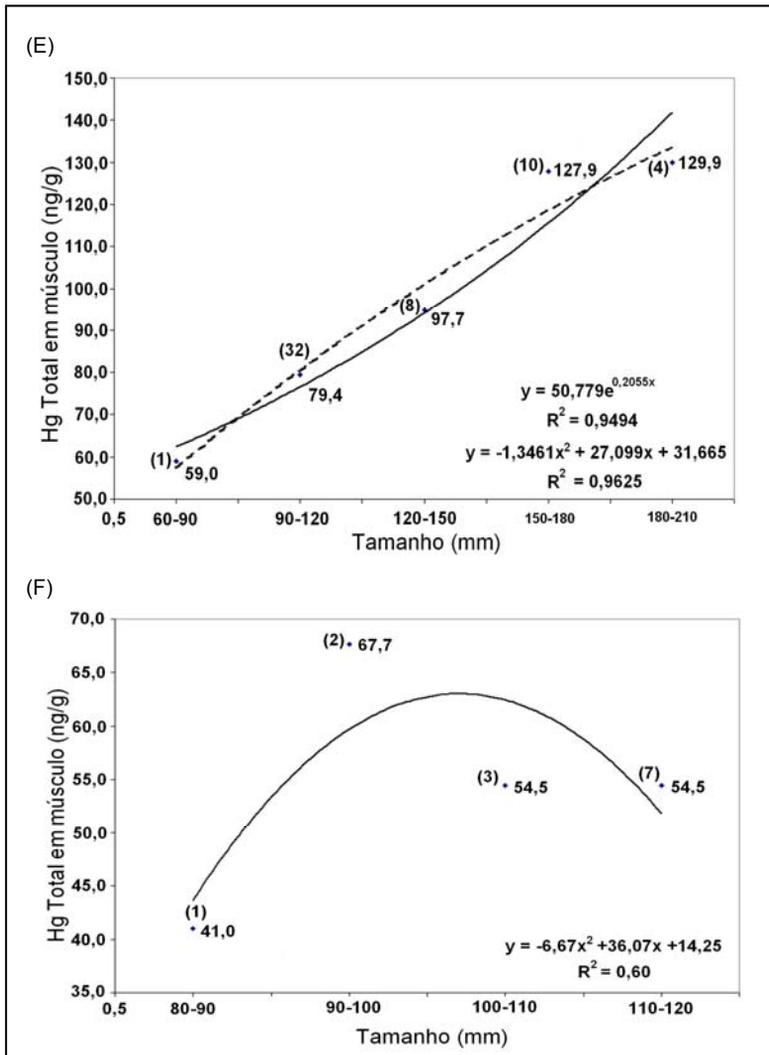


Figura 9C. Curva de bioacumulação de mercúrio em músculo dos espécimes (E) *Genidens genidens* e (F) *Micropogonias furnieri* coletados na Baía de Guanabara, RJ.

Na Baía da Ribeira, entre as espécies estudadas, a cocoroca *Haemulon steindachneri* foi a que apresentou uma acumulação mais rápida de Hg no tecido muscular. Segundo a equação encontrada, espécimes medindo entre 180 e 210 mm teriam em média uma concentração de cerca de 650 ng/g. Concentrações acima de 500 ng/g (limite estabelecido pela OMS para o consumo humano de peixes) seriam encontradas em espécimes dos bagres *Genidens genidens* maiores que 360mm, em *Aspistor luniscutis* maiores que 420 mm e em corvina *Micropogonias furnieri* maiores que 400 mm.

Na Baía de Guanabara, o bagre *Genidens genidens* alcançaria concentrações acima de 500 ng/g em espécimes medindo 390 mm, cerca de 30 mm maiores do que na Baía da Ribeira, indicando que a acumulação do mercúrio, de modo geral, é mais rápida em peixes da Baía da Ribeira do que da Baía de Guanabara, ratificando a maior biodisponibilidade e/ou maior eficiência na acumulação do mercúrio neste meio oligotrófico.

A curva encontrada para a corvina *Micropogonias furnieri* foi decrescente, fator que pode estar ligado ao pequeno número de espécimes e/ou à pequena faixa de tamanho dos espécimes coletados, o que pode indicar que os mesmos não estariam representando tempos de exposição significativamente diferentes, sendo necessário aumentar a amostragem de peixes dessa espécie, incluindo espécimes maiores.

Para avaliar as relações dos teores de mercúrio nos diferentes compartimentos biológicos, foi considerada toda a amostragem de peixes e foi observada uma razão para HgSt:HgM: média de 1:8 (variação de 4 a 12) e uma razão entreHgHe:HgM média de 1:4 (variação de 3 a 10). Estas relações indicam uma acumulação de cerca de 10 e 4 vezes maior no músculo do que no san-

gue e hemácias, respectivamente. Para a relação entre concentrações de mercúrio em hemácias e em plasma, a proporção encontrada foi de 6:1, confirmando uma maior afinidade do Hg pelas hemácias. Estes resultados indicam a possibilidade de se proceder a biomonitoramento de mercúrio em sangue de peixes como indicador de teores de mercúrio em tecido muscular, evitando-se a morte dos animais. Esta abordagem poderá ser utilizada inclusive para os estudos de potencial risco à saúde humana por ingestão de pescado contaminado por mercúrio.

Visando avaliar as interrelações das matrizes estudadas e a distribuição do mercúrio entre elas, foram investigadas correlações entre as concentrações de Hg em todas as matrizes biológicas estudadas. Para todas as espécies (exceto a corvina *Micropogonias furnieri*), independente da área de estudo, a correlação entre HgM e HgSt e/ou HgHe foi significativa (Pearson; $p < 0,001$), em concordância com resultados prévios encontrados em bagres (*Netuma barba*) oriundos da Baía de Guanabara (Rodrigues & Castilhos, 2003). As equações da reta com melhores resultados para os dados da Baía da Ribeira foram: para *G. Genidens*: [Hg em hemácias] = 0,2139 [Hg em músculo] - 4,6661; para *A. luniscutis*: [Hg em hemácias] = 0,493 [Hg em músculo] - 22,545; para *H. steindachneri*: [Hg em sangue total] = 0,11 [Hg em músculo] - 2,7643; $y = 0,0486x + 3,6355$. Para os dados da Baía de Guanabara, a equação significativa foi encontrada para o bagre *G. Genidens*, $\text{Log [Hg total em sangue]} = 0,0486 \text{ Log [Hg em músculo]} + 3,6355$.

A partir destes resultados, sugere-se o uso das respectivas equações da reta entre HgM e HgSt e/ou HgHe para prever a concentração de Hg no músculo de peixes dessas espécies, a partir da concentração encontrada no sangue total ou nas hemácias. Este procedimento não demanda o sacrifício do animal e,

desta forma, como já dito, poderá viabilizar a execução de bio-monitoramentos para avaliação de contaminação mercurial, inclusive em áreas de proteção ambiental e/ou com espécies de baixa frequência relativa, espécies ameaçadas etc.

8.2.2 | Biomarcadores de efeito

HEMOGRAMA

Os resultados encontrados para hematimetria, leucometria, hematócrito, volume globular médio e proteína plasmática total nas 4 espécies estudadas em ambas as áreas são apresentados na Tabela 2.

Tabela 2. Valores médios \pm desvio padrão encontrados para hematimetria (H), leucometria global (L), hematócrito (Ht), volume globular médio (VGM) e proteína plasmática total (PPT) das espécies estudadas em ambas as áreas.

Área/Espécies	H ($10^6/\text{mm}^3$)	L ($10^3/\text{mm}^3$)	Ht (%)	VGM (fL)	PPT (g/dL)
BAÍA DA RIBEIRA					
<i>G. genidens</i>	1,27 \pm 0,49 (16)	95,9 \pm 62,2 (16)	28,1 \pm 6,4 (19)	259,2 \pm 90,3 (16)	4,3 \pm 0,5 (17)
<i>A. luniscutis</i>	1,55 \pm 0,32 (10)	238,0 \pm 240,6 (10)	34,0 \pm 5,2 (13)	241,5 \pm 68,3 (10)	4,6 \pm 1,0 (11)
<i>M. furnieri</i>	2,57 \pm 0,20 (5)	236,0 \pm 166,2 (5)	26,5 \pm 7,1 (6)	100,8 \pm 24,7 (5)	4,4 \pm 0,5 (6)
<i>H. steindachneri</i>	1,93 \pm 0,69 (14)	256,0 \pm 218,9 (14)	29,7 \pm 6,6 (17)	184,9 \pm 125,9 (14)	4,7 \pm 0,8 (17)
BAÍA DE GUANABARA					
<i>G. genidens</i>	1,11 \pm 0,32 (39)	170,8 \pm 134,4 (39)	24,1 \pm 7,9 (42)	218,2 \pm 60,3 (39)	3,9 \pm 0,7 (42)
<i>M. furnieri</i>	2,56 \pm 0,61 (2)	375,0 \pm 190,9 (2)	18,0 \pm 2,8 (2)	68,5 \pm 5,0 (2)	4,0 \pm 0,57 (2)

(n) = Número de espécimes coletados.

Não foram encontradas diferenças significativas entre os teores médios dos parâmetros hematológicos entre áreas. Entre as espécies da Baía da Ribeira, o VGM de *Micropogonias furnieri*

foi significativamente menor do que em *A. luniscutis* e *G. genidens* (ANOVA; $p < 0,05$), o que se pode esperar, por se tratarem de diferentes espécies.

Os resultados encontrados para os hemogramas podem ser considerados normais, não indicaram nenhum tipo de patologia. Berntssen *et al.* (2004) observaram, em bioensaio com uma espécie de salmão, que alterações hematológicas devido à exposição mercurial começam a ocorrer significativamente em concentrações acima de 5 mg/kg de MeHg.

MICRONÚCLEO

Os resultados encontrados para as frequências absolutas de micronúcleo e núcleo bilobado em células sanguíneas das espécies coletadas na Baía da Ribeira e na Baía de Guanabara estão apresentados na Tabela 3. Todas as diferenças entre espécies e entre áreas foram investigadas através do teste estatístico para eventos raros em citogenética, descrito anteriormente (PEREIRA, 1991).

Entre as espécies coletadas na Baía da Ribeira, a cocoroca *Haemulon steindachneri* foi significativamente diferente ($p < 0,001$) das outras espécies, visto que a frequência nas duas amostras analisadas tanto para MN quanto para NB foram nulas. As duas espécies de bagres não apresentaram diferença significativa ($p < 0,001$). De modo análogo, não há diferença entre as duas espécies de bagres e a corvina *Micropogonias furnieri*.

Tabela 3. Número de amostras, células contadas e frequência absoluta de micronúcleo (MN) e núcleo bilobado (NB) para as espécies estudadas e seus respectivos valores médios das concentrações de Hg total em músculo e em sangue total.

Área/Espécies	Nº de amostras	Nº de células	MN	NB	HgM (ng/g)	HgSt (ng/g)
BAÍA DA RIBEIRA						
<i>G. genidens</i>	19	19000	5	12	98,3 ± 89,5 (83)	21,6 ± 27,8 (23)
<i>A. luniscutis</i>	25	25000	15	3	180,0 ± 79,0 (23)	38,7 ± 20,0 (25)
<i>M. furnieri</i>	4	4000	0	9	81,3 ± 91,4 (34)	12,9 ± 5,0 (4)
<i>H. steindachneri</i>	2	2000	0	0	381,7 ± 230,8 (19)	30,7 ± 18,4 (18)
BAÍA DE GUANABARA						
<i>G. genidens</i>	45	45000	14	20	103,1 ± 44,1 (66)	10,4 ± 5,7 (46)
<i>M. furnieri</i>	10	10000	0	108	55,5 ± 12,6 (13)	5,4 ± 3,9 (10)

(n) = Número de espécimes coletados.

Investigando diferenças entre o bagre *Genidens genidens* e a corvina *Micropogonias furnieri* da Baía de Guanabara, tanto a frequência de MN quanto a de NB são significativamente diferentes ($p < 0,001$), sendo a primeira maior em *G. genidens* e a segunda, em *M. furnieri*, o que aponta que diferentes espécies mostram diferentes frequências. Estes dados são de extrema relevância, tendo em vista a ausência deste tipo de informação na literatura.

As frequências de micronúcleo e núcleo bilobado do bagre *Genidens genidens*, oriundos da Baía de Guanabara, são significativamente diferentes das encontradas na Baía da Ribeira ($p < 0,001$). A média de MN é maior e de NB, menor, na Baía de Guanabara. Para a corvina *Micropogonias furnieri* não houve diferença entre a frequência de MN nas duas áreas, pois ambas foram nulas. Para a média da frequência de NB, as áreas são estatisticamente diferentes, sendo a frequência relativa na Baía de Guanabara uma ordem de grandeza maior.

ATIVIDADE DE ACETILCOLINESTERASE

Os valores médios da atividade da acetilcolinesterase (AChE) para as espécies estudadas estão apresentados na Tabela 4. A diferença no número de análises de AChE para as de HgM é devido à amostragem insuficiente.

Na Baía da Ribeira, *Micropogonias furnieri* e *Aspistor luniscutis* apresentaram valores médios similares, diferenciando-se significativamente (ANOVA; $p < 0,05$) das atividades encontradas para *Haemulon steindachneri* e *Genidens genidens*, que possuem atividades mais altas.

Na Baía de Guanabara, o bagre *Genidens genidens* e a corvina *Micropogonias furnieri* também apresentaram diferença signifi-

cativa (Pearson; $p < 0,001$) para AChE, sendo a maior atividade encontrada na primeira espécie.

Tabela 4. Valores médios da atividade de acetilcolinesterase e de Hg total em músculo das espécies estudadas em ambas as áreas.

Espécies	AChE ($\mu\text{moles}\cdot\text{min}^{-1}\cdot\text{mg}^{-1}$)	HgM (ng/g)
BAÍA DA RIBEIRA		
<i>G. genidens</i>	0,79 \pm 0,54 (33)	98,3 \pm 89,5 (83)
<i>A. luniscutis</i>	0,22 \pm 0,15 (23)	180,0 \pm 79,0 (23)
<i>M. furnieri</i>	0,19 \pm 0,04 (19)	81,3 \pm 91,4 (34)
<i>H. steindachneri</i>	0,76 \pm 0,25 (10)	381,7 \pm 230,8 (19)
BAÍA DE GUANABARA		
<i>G. genidens</i>	0,91 \pm 0,41 (39)	103,1 \pm 44,1 (66)
<i>M. furnieri</i>	0,61 \pm 0,10 (11)	55,5 \pm 12,6 (13)

(n) = Número de espécimes coletados.

Os resultados mostram que as duas espécies coletadas na Baía de Guanabara mostraram tendência a maiores atividades de AChE do que na Baía da Ribeira, sendo que *M. furnieri* apresentou cerca de três vezes mais atividade de AChE na BG do que na BR. Considerando-se que a atividade da colinesterase correlaciona-se positivamente com a massa muscular, a qual, na amostragem da BR (133,0 \pm 145,4g) é cerca de 10 vezes maior do que na amostragem da BG (12,0 \pm 3,5g), os resultados foram surpreendentes. AChE de *Genidens genidens* na Baía da Ribeira apresentou atividade média mais baixa do que na área contaminada, mas não significativamente. Comportamento esse inverso quando os espécimes de *Genidens genidens* foram separados

por tamanho (Figura 10), indicando também, maiores atividades em menores espécimens.

A mesma análise não pode ser efetuada para *Micropogonias furnieri*, pois na mesma faixa de tamanho das corvinas coletadas na Baía de Guanabara só havia um único espécime coletado na Baía da Ribeira, impossibilitando a realização de testes estatísticos.

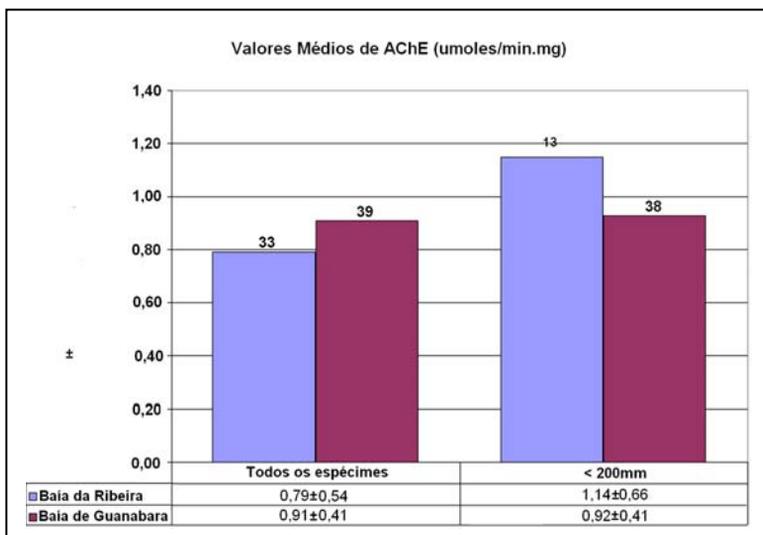


Figura 10. Atividade média da acetilcolinesterase de *Genidens genidens* menores que 200 mm.

8.3 | Caracterização do risco

Os valores encontrados na área da Baía da Ribeira, sugerida na hipótese desse trabalho como área de referência, podem ser considerados de normalidade, uma vez que as concentrações médias de mercúrio no músculo estão abaixo dos 200ng/g. Os

teores para peixes da Baía da Guanabara também se mostraram abaixo de 200ng/g, entretanto, o peso dos espécimens amostrados nesta baía são menores do que os amostrados na BR. Quando este dado é considerado, a incorporação de mercúrio por grama de espécime de *G. genides* amostrado na BR mostra uma relação de 2,5ng de Hg por grama de espécime, enquanto na BG esta relação está na ordem de 5, ou seja, 2 vezes maior. Para *M.furnieri*, esta razão é ainda mais significativa; passando de 0,6 para 4,5, ou seja, 7,5 vezes maior na BG do que na BR.

Os biomarcadores de efeito utilizados, apesar de terem apresentado correlações com o Hg em músculo e em sangue, não foram significativamente diferentes entre as áreas, exceto o micronúcleo e o núcleo bilobado. Pode-se inferir, então, que a dose à qual os peixes estão expostos não está influenciando nenhum dos parâmetros estudados. Os dados dos biomarcadores de efeito também são importantes por gerarem uma série de informações específicas de cada espécie e com a qual se poderá realizar comparações em trabalhos futuros.

Um sumário com os resultados encontrados e com sugestões das espécies bioindicadoras e dos biomarcadores de exposição e de efeitos que melhor responderam à avaliação de contaminação por mercúrio estão apresentados na Figura 11.

De modo geral, foram demonstradas a importância da normalização de tamanho/peso para comparação espacial e/ou temporal da contaminação mercurial em ambientes aquáticos e a utilidade da avaliação da incorporação de mercúrio pelos peixes através do tempo, construindo curvas de bioacumulação. Ademais, a utilização dos fatores de bioacumulação mostrou-se apropriada para prever o quanto um peixe acumulará através do tempo, sendo o tempo inferido pelo tamanho do animal.

Bioindicador	Biomarcador de exposição	Biomarcador de efeito
<i>Genidens genidens</i>	Hg em músculo, hemácias e sangue total	Hemograma; Micronúcleo; Acetilcolinesterase
<i>Micropogonias furnieri</i>	Hg em músculo	Hemograma
<i>Haemulon steindachneri</i>	Hg em músculo e sangue total	Hemograma
<i>Aspistor luniscutis</i>	Hg em músculo e em hemácias	Hemograma

Figura 11. Sumário com os bioindicadores e biomarcadores que melhor responderam à avaliação de contaminação por mercúrio.

A ausência de diferença significativa entre os biomarcadores de efeito entre as áreas e os baixos níveis de Hg em peixes encontrados indicam que não há risco para a biota dessas áreas em relação à contaminação mercurial. Contudo, como verificado pelos fatores de bioconcentração, qualquer alteração das condições físico-químicas na Baía de Guanabara pode fazer com que o Hg estocado nos sedimentos superficiais seja biodisponibilizado. Em adição, se houver um *input* de Hg na Baía da Ribeira, esse seria rapidamente assimilado pela biota. É importante salientar que é necessário abranger uma maior área amostral na Baía de Guanabara para inferir se o risco ecológico é distribuído por igual em toda a Baía ou se há áreas com maior resposta biológica aos impactos ambientais ocorridos na baía.

8.4 | Vantagens e desvantagens do método

As vantagens da metodologia de avaliação de risco ecológico são inúmeras. Primeiramente, serve como diretriz para estudos ambientais, ao ressaltar que atualmente não é mais suficiente realizar avaliações de impacto utilizando o viés químico so-

mente, é de extrema necessidade a compreensão dos danos que o impacto causou, ou seja, suas consequências, seus efeitos ao ecossistema. Essa metodologia possibilita, então, uma melhor organização de informações disponíveis, ajudando de forma clara na construção do raciocínio, culminando no modelo conceitual, bem como na formulação e no teste de hipóteses. Permite uma avaliação mais profunda em termos de exposição e efeitos, com menor erro associado, devido aos resultados encontrados durante a formulação do problema. A possibilidade de classificar distintas áreas de acordo com o risco encontrado é extremamente importante para gestão ambiental e tomadores de decisão.

Assim como o despertar para a questão dos impactos causados por atividades humanas em ecossistemas são importantes, as metodologias para se avaliar essas questões também o são. Por isso, os métodos de avaliação de risco ecológico ainda enfrentam desafios, visto que a quantidade e a qualidade de dados disponíveis ainda é escassa, sobretudo em países como o Brasil, onde a ecotoxicologia é extremamente nova. Dificuldades podem ser encontradas durante a formulação do problema, na fase de agrupamento de informações já existentes sobre a área de estudo, sobre o funcionamento do contaminante em um determinado ecossistema tropical, tornando delicada a questão da escolha do compartimento-alvo, bem como a elaboração do modelo conceitual. Durante a fase de avaliação da exposição e dos efeitos, as lacunas de informação mais relevantes são, por exemplo, ausência de informação sobre toxicidade de substâncias químicas para diferentes grupos de seres vivos, bem como possíveis efeitos sinérgicos ou antagônicos; uso de biomarcadores não específicos, onde a resposta encontrada não transmitirá a relação causa-efeito entre o efeito observado e a exposição ao

contaminante/estressor. Em relação a cálculos de dose, pouco se conhece sobre a cinética em organismos tropicais, como, por exemplo, as taxas de excreção de substâncias tóxicas, e sobre a ecologia dessas espécies, como por exemplo, o hábito alimentar. Na etapa de caracterização do risco, quando se realiza uma avaliação de exposição e efeito qualitativo como a apresentada na seção do estudo de caso, o grande desafio é a transformação dos dados em um ranking para classificação de áreas com maior ou menor risco associado. Outro desafio é a extrapolação dos efeitos encontrados em um ou mais organismos para todo o ecossistema, incluindo, portanto espécies mais e menos sensíveis. Faz-se necessário ressaltar que a própria metodologia tem como premissa a clareza na apresentação dos resultados, inclusive na exposição das incertezas e das lacunas de informação, incluindo, por fim, sugestões de monitoramento ou de novos estudos complementares.

9 | CONCLUSÕES

Os teores médios de mercúrio nos sedimentos da BG e da BR são, respectivamente, em torno de 100ug/g e 0,05ug/g. Portanto, tem-se, na BG, três ordens de grandeza no potencial mercúrio disponível em comparação à BR. Entretanto, a mais alta diferença na incorporação de mercúrio por grama de peixe coletado é menor do que 10 vezes entre as duas baías. Ainda que os maiores valores estejam relacionados à BG, os dados indicam que o mercúrio presente nos sedimentos desta baía não está completamente disponível para a biota. Estes resultados corroboram a hipótese de Hakanson, de que ambientes altamente eutrofizados tendem a disponibilizar menos mercúrio para a biota do que ambientes oligotróficos.

Na Baía de Guanabara, o bagre *Genidens genidens* alcançaria concentrações acima de 500 ng/g em espécimes medindo 390 mm, cerca de 30mm maiores do que na Baía da Ribeira, indicando que a acumulação do mercúrio, de modo geral, é mais rápida em peixes da Baía da Ribeira do que da Baía de Guanabara, ratificando a maior biodisponibilidade e/ou maior eficiência na acumulação do mercúrio neste meio oligotrófico.

Importante ressaltar que qualquer alteração das condições físico-químicas na Baía de Guanabara pode fazer com que o Hg estocado nos sedimentos superficiais seja biodisponibilizado. Em adição, se houver um input de Hg na Baía da Ribeira, esse seria rapidamente assimilado pela biota.

Sugere-se o uso das respectivas equações da reta entre HgM e HgSt e/ou HgHe para prever a concentração de Hg no músculo de peixes, a partir da quantificação de Hg no sangue total ou nas hemácias. Este procedimento não demanda o sacrifício do animal e, desta forma, poderá viabilizar a execução de biomonitor-

ramentos para avaliação de contaminação mercurial inclusive em áreas de proteção ambiental e/ou com espécies de baixa frequência relativa, espécies ameaçadas, bem como para avaliações de risco à saúde humana por ingestão de pescado contaminado.

Os biomarcadores de efeito utilizados, apesar de terem apresentado correlações com o Hg em músculo e em sangue, não foram significativamente diferentes entre as áreas, exceto o micronúcleo e o núcleo bilobado. As frequências de micronúcleo e núcleo bilobado do bagre *Genidens genidens* oriundos da Baía de Guanabara são significativamente diferentes das encontradas na Baía da Ribeira, sendo a média de MN maior e de NB menor na Baía de Guanabara. Para a corvina *Micropogonias furnieri* não houve diferença entre a frequência de MN nas duas áreas, pois ambas foram nulas. Para a média da frequência de NB, as áreas são estatisticamente diferentes, sendo a frequência relativa na Baía de Guanabara uma ordem de grandeza maior.

Os dados dos biomarcadores de efeito também são importantes por gerar uma série de informações específicas de cada espécie e com a qual se poderá realizar comparações em trabalhos futuros.

É importante salientar que é necessário abranger uma maior área amostral na Baía de Guanabara para inferir se o risco ecológico é distribuído por igual em toda a Baía ou se há áreas com maior resposta biológica aos impactos ambientais ocorridos na baía.

Ainda é preciso avançar muito em avaliações de risco ecológico, sobretudo no Brasil, onde pouquíssimos são os trabalhos a que já aplicaram essa metodologia ou parte dela. Alguns desafios futuros são integrar a avaliação de risco ecológico com dados de

monitoramento de campo, determinar de maneira mais eficiente a relação de causalidade, gerar dados de campo sobre relações estressor-resposta biológica, integrar dados através de diferentes tipos de avaliação (avaliação de risco à saúde humana + avaliação de risco ecológico + indicadores econômicos + indicadores sociais, entre outros) e gerar dados de espécies tropicais para que as avaliações de risco sejam cada vez mais úteis ao gerenciamento ambiental em ambientes tropicais.

10 | AGRADECIMENTOS

À CAPES e ao CNPq, pelas bolsas concedidas, que possibilitaram o desenvolvimento de projetos relacionados à avaliação de risco ecológico.

Os autores gostariam de agradecer também a todas as pessoas envolvidas nos projetos que geraram os dados apresentados neste livro, em especial, ao M.Sc. Luiz César Cavalcanti Pereira da Silva, à M.Sc. Patrícia Oliveira Maciel, ao M.Sc. Alan Ferreira Inácio, à M.Sc. Marina Freire e à M.Sc. Carla de Albuquerque, por todo suporte técnico e científico dado.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABREU, I. M. Avaliação geoquímica, biológica e ecotoxicológica dos sedimentos da Baía de Guanabara – RJ. (Tese de doutorado.) Departamento de Geoquímica. 2009.
- ALBUQUERQUE, C. de. Uso da acetilcolinesterase em tilápias e acarás como bioindicador de exposição a pesticidas organofosforados em ecossistemas aquáticos. Monografia de conclusão do curso de Ciências Biológicas, Universidade Veiga de Almeida, Rio de Janeiro, 2004.
- ALMOSNY, N. R. P.; SANTOS, L. Laboratory support in wild animal medicine. In: Fowler, M and Cubas, Z (eds). *Biology, Medicine and Surgery of South American Wild Animals*. Iowa State University Press, Iowa. p.500-505, 2001.
- ANDREATA, J. V.; MORAES, L. A. F. Relações tróficas entre as cinco espécies de peixes mais representativas nas margens da laguna de Jacarepaguá, Rio de Janeiro. *Revista Brasileira de Zoologia*, v.11, n.4, p.789-800, 1994.
- ANDREATA, José V.; MEURER, Bruno C.; BAPTISTA, Maurício G.S.; MANZANO, Felipe V.; TEIXEIRA, Dirceu E.; LONGO, Michele M.; FRERET, Natalie V. Composição da assembleia de peixes da Baía da Ribeira, Angra dos Reis, Rio de Janeiro, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, v.19, n.4, p. 1139-1146, 2002.
- ASTM - 1995: Metodologia de Avaliação de Risco pela Sociedade Americana para Testes e Materiais (ASTM) - Risk Based Corrective Action/RBCA - proposta para áreas com problemas de contaminação por hidrocarbonetos de petróleo.
- ATSDR - 1992: Metodologia de Avaliação de Risco pela Agência para Substâncias Tóxicas e Registros de Doenças.
- ATSDR - AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY. Toxicological profile. US. Dept. of Health and Human Services, TP-93/05, Atlanta, Ga., 1994.

- AZEVEDO, F. A. Toxicologia do Mercúrio. São Paulo: Rima; Intertox, 2003.
- AZEVEDO, F. A.; Chasin, A. A. da M. As bases toxicológicas da ecotoxicologia. São Paulo: Rima; Intertox, 2003a.
- BERNTSEN, M. H.G; HYLLAND, K.; JULSHAMN, K.; LUNDEBYE, A.-K.; WAAGBO, R. Maximum limits of organic and inorganic mercury in fish feed. *Aquaculture Nutrition*, v.10, p.83-97, 2004.
- BRUGGEMAN, W. A. Hydrophobic interactions in the aquatic environment. In: HUTZINGER, O. (ed) *The handbook of environmental chemistry*, Germany: Springer-Verlag, v.2, p.205, 1982.
- CABANA G, TREMBLAY A, KALFF J. (1994) RASMUSSEN, J.B. Pelagic food chain in Ontario Lakes: A determinant of mercury levels in lake trout (*Salvelinus namaycush*). *Can.J.Fish.Aquat. Sci.*, 51: 381-389.
- CAMPOS, A. N. Ensaio de adaptação e utilização de um índice de risco ecológico potencial para controle da contaminação por metais pesados em ambiente costeiro tropical: Baía de Guanabara, RJ - Brasil. Dissertação (Mestrado) Geociências-Geoquímica ambiental, Universidade Federal Fluminense, Niterói, 2000.
- CARDOSO, A. G. A; BOAVENTURA, G. R.; SILVA FILHO, E. V.; BROAD, J. Metal Distribution in Sediments from the Ribeira Bay, Rio de Janeiro-Brazil. *Journal of the Brazilian Chemical Society*, v.12, n.6, p.767-774, 2001.
- CARRIER, G.; BOUCHARD, M.; BRUNET, R. C.; CAZA, M. A toxicokinetic model for predicting the tissue distribution and elimination of organic and inorganic mercury following exposure to methyl mercury in animals and humans. II. Application and validation of the model in humans. *Toxicology and Applied Pharmacology*, v.171, p.50-60, 2001.
- CARVALHO-FILHO, A. Peixes: Costa Brasileira. São Paulo: Melro, 1999. 320p.

- CASTILHOS, Z. C. Gestão em poluição ambiental: análise da contribuição dos garimpos de ouro na contaminação por mercúrio da ictiofauna e das águas fluviais na região do rio Tapajós, estado do Pará, Brasil. Tese (Doutorado) Geociências-Geoquímica ambiental, Universidade Federal Fluminense, Niterói, 1999.
- CASTILHOS, Z.C., ALMOSNY, N., SOUTO, P.S., PEREIRA DA SILVA, L.C.C., LINDE, A.R., BIDONE, E.D. Bioassessment of Ecological Risk of Amazonian Ichthyofauna to Mercury. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, v.72, n.4, p.671-679, 2004a.
- CASTILHOS, Z.C.; PEREIRA, L.C.; ALMOSNY, N.; RODRIGUES-FILHO, S.; RODRIGUES, A.P.; VILLAS-BÔAS, R.; VEIGA, M.; BEINHOFF, C. Biochemical and hematological parameters in Amazonian fish from aquatic systems affected by gold mining. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON MERCURY AS A GLOBAL POLLUTANT, 7. Ljubljana, Eslovênia, 2004. *Anais INTERNATIONAL CONFERENCE ON MERCURY AS A GLOBAL POLLUTANT*, 7, Ljubljana, Eslovênia, 2004b.
- CASTILHOS, Zuleica Carmen; CASTRO, Aline Machado de ; RAMOS, Alinne dos Santos ; LIMA, Cristiane Andrade de ; RODRIGUES, A. P. C. . Avaliação de risco à saúde humana: conceitos e metodologia. Rio de Janeiro: Editora do Centro de Tecnologia Mineral, 2005.
- CASTILHOS, Zuleica Carmen; RODRIGUES FILHO, Saulo; RODRIGUES, A. P. C.; VILLASBOAS, Roberto; SIEGEL, Shefa; VEIGA, Marcelo; BEINHOFF, Cristian. Mercury contamination in fish from gold mining areas in Indonesia and human health risk assessment. *The Science of Total Environment*, v. 368, p. 320-325, 2006.
- CESAR, R. G. ; Egler, S. G. ; ALAMINO, R. ; POLIVANOV, H. ; Silva, R. C. ; CASTILHOS, Z. C. ; ARAÚJO, P. C. . Avaliação do potencial tóxico de latossolos e chernossolos acrescidos de lodo de esgoto utilizando bioensaios com oligoquetas da espécie *Eisenia andrei*. *Anuário do Instituto de Geociências (Rio de Janeiro)*, v. 31, p. 53-60, 2008b.
- CESAR, R. G. ; Egler, S. G. ; POLIVANOV, H. ; CASTILHOS, Z. C. ; RODRIGUES, A. P. ; ARAÚJO, P. C. . Biodisponibilidade de

Metilmercúrio, Zinco e Cobre em Distintas Frações Granulométricas de Solo Contaminado Utilizando Oligoquetas da Espécie *Eisenia andrei*. Anuário do Instituto de Geociências (Rio de Janeiro), v. 31, p. 33-41, 2008a.

CHAVES, P. T. C. & VENDEL, A. L. Aspectos da alimentação de *Genidens genidens* (Valenciennes) (Siluriformes, Ariidae) na Baía de Guaratuba, Paraná. Revista Brasileira de Zoologia, v.13, n.3, p.669-675, 1996.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução 344, de 25 de março de 2004. Dispõe sobre as diretrizes gerais e os procedimentos mínimos para a avaliação do material a ser dragado em águas jurisdicionais brasileiras, e dá outras providências, 2004.

CUNHA, J. B.; LIMA, J. S. AND FARIA, M. V. C. Brain acetylcholinesterase as an in vitro detector of organophosphorus and carbamate insecticides in water. Water Research, v.25, n.7, p.835-840, 1991.

EATON, A. D.; GREENBERG, A. E.; CLESCERI, L. S. 10600: Fish. IN: Standard Methods for the examination of water and wastewater. Washington D. C.: APHA, 1998, p.1092-10107.

EGLER, S. G.; CASTILHOS, Z. C.; YALLOUZ, A. V.; PEDROSO, L. R. M. Instrução de trabalho para o Analisador de Mercúrio Portátil LUMEX, RA- 915+ e acessórios RP-91 e RP-91 C, marca Zeeman. IT - Instrução de trabalho para o analisador de mercúrio total LUMEX. Rio de Janeiro: CETEM, 2004.

ELMANN, G. L.; COURTNEY, K.; ANDRES, JR A.; FEATHERSTONE, R. A new and rapid colorimetric determination of acetylcholinesterase activity. Biochem. Pharmacol, v.7, p.89-95, 1961.

ESTEVEES, F. de A. Fundamentos de Limnologia. Rio de Janeiro: Interciência, 1998.

FRIEDMANN, A.S.; WATZIN, M.C.; BRINCK-JOHNSEN, T.; LEITER, J.C. Low levels of dietary methylmercury inhibit growth and

- gonadal development in juvenile walleye (*Stizostedion vitreum*). *Aquatic Toxicology*, v.35, p.265-278, 1996.
- GILL, T *et al.* Use of the fish enzyme system in monitoring water quality: effects of mercury on tissue enzymes. *Comp. Biochem. Physiol.*, 97C, n.2, p.287- 292, 1990.
- GILL, T. S.; PANT, J. Mercury-induced blood anomalies in the freshwater teleost *Barbus conchoniuis* Ham. *Water, Air and Soil Pollut*, v.24, p.165-171, 1985.
- HAKANSON, L. Mercury in fish – geographical and temporal perspectives. *Water, Air and Soil Pollution*, n.55, p.159-177, 1991.
- HAMMERSCHMITD, C. R.; SANDHEINRICH, M.B.; WIENER, J. G.; RADA, R. G. Effects of dietary MeHg on reproduction of fathed minnows. *Environ. Sci. Technology*, v.36, p.877-883, 2002.
- KEHRIG, H. A; MALM O.; MOREIRA, I. Mercury in a widely consumed fish *Micropogonias furnieri* (Demarest.1823) from four main Brazilian estuaries. *The Science of the Total Environment*, v.213, p.263-271, 1998.
- KEHRIG, H. A; MOREIRA, I; MALM O; PFEIFFER, W. C. Especificação e acumulação de mercúrio pela biota da Baía de Guanabara – RJ. In: Moraes, R.; Crapez, M.; Pfeiffer, W.; Farina, M.; Bairy, A.; Teixeira, V. *Efeitos de Poluentes em Organismos Marinhos*. Arte Ciência Villipress, 2001.
- KJERFVE, B. The study on recuperation of the Guanabara Bay ecosystem – Draft Final Report. Janeiro de 1994. Japan International Cooperation Agency. Kokusai Kogyo Co. Ltd.
- KLAASSEN, C. D. Cassarett and Doull's toxicology – the basic science of poisons. 5. ed. International edition, 1996.
- LANDIS, W. G.; YU, MING-HO. Introduction to environmental toxicology - Impacts of chemical upon ecological systems. Lewis Publishers, 1995.

- LATIF, M.A.; BODALY, R.A.; JOHNSTON, T.A; FUDGE, R.J.P. Effects of environmental and maternally derived methylmercury on the embryonic and larval stages of walley (Stizostedion vitreum). Environ. Pollut., v.111, p.139- 148, 2001.
- LIMA, C. A.; CASTILHOS, Z. C. Abordagem dose-resposta para avaliação da contaminação ("DRAC") por mercúrio em peixes. Estudo de caso: mercúrio em corvinas (*Micropogonias furnieri*) da Baía de Guanabara -RJ. In: JORNADA DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA DO CENTRO DE TECNOLOGIA MINERAL – CETEM, Rio de Janeiro, 2001.
- LIMA, S. C. Estudo sedimentológico, textural, mineralógico e geoquímico dos sedimentos superficiais e do material em suspensão na Baía da Ribeira – Angra dos Reis – RJ. Dissertação (Mestrado) Geociências - Geoquímica ambiental, Universidade Federal Fluminense, Niterói, 1985.
- LINDE-ARIAS, A. R.; GALAN, S.; VALLES, P.; GARCIA-VAZQUEZ, E. Induction of micronuclei in eel (*Anguilla anguilla* L.) by heavy metals. Ecotox Environ Saf, v.49, p.139-143, 2001.
- LOPEZ-CARILLO, L. & LOPEZ-CERVANTES, M. Effect of exposure to organophosphate pesticides on serum cholinesterase levels. Arch. Environ. Health, 48 (5):359-363, 1993.
- MACHADO, W.; CARVALHO, M.F.; SANTELLI, R.E.; MADDOCK, J.E.L. Reactive sulfides relationship with metals in sediments from na eutrophicated estuary in Southeast Brazil. Marine Pollution Bulletin, v.49, p. 89-92, 2004.
- MAIA, N. B.; MARTOS, H. L.; BARRELLA, W. Indicadores ambientais: conceitos e aplicações. São Paulo: EDUC – PUC-SP, 2001, 285p.
- MATSCHULLAT J (2000) Arsenic in the geosphere – a review. Sci Total Environ 249: 297-312
- MCKIM, J.M.; OLSON, G.F.; HOLCOMBE, G.W.; HUNT, E.P. Long-term effects of methylmercury chloride on three generations of brook trout (*Salvelinus fontinalis*): Toxicity, accumulation, distribution, and elimination. J. Fish. Res. Board Can, v.33, p.2726-2739, 1976.

- MICARONI, R. C. C. M.; BUENO, M. I. M. S.; JARDIM, W. F. Compostos de mercúrio, revisão de métodos de determinação, tratamento e descarte. *Química Nova*, v.23, n.4, p.487-495, 2000.
- MUNIZ, K. P. M. S.; RODRIGUES, A. P. C.; RAMOS, A. DOS S.; CASTRO, A. M.; LIMA, C. A.; PEDROSO, L. R. M.; CASTILHOS, Z. C.; BIDONE, E. D.; VIANA, T. A. P.; DE ALBUQUERQUE, C.; INÁCIO, A. F.; NOVO, L. A.; FREIRE, M.; LINDE, A. R. Aplicação da acetilcolinesterase como biomarcador de exposição mercurial em áreas contaminadas do Estado do Rio de Janeiro. In: CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL, 7. Caxambu, 2005. Anais do Congresso de Ecologia do Brasil, Caxambu (MG), 2005.
- NEPOMUCENO, J.C. Detection of micronuclei in peripheral erythrocytes of *Cyprinus carpio* exposed to metallic mercury. *Environmental and molecular Mutagenesis*, v.30, p. 293-297, 1997.
- ODUM, E. P. *Ecologia*. Rio de Janeiro: Guanabara, 1988. 434p.
- OLIVEIRA-SILVA, J. J.; ALVES, S. R.; INÁCIO, A. F.; MEYER, A.; SARCINELLI, P. N.; FERREIRA, M. F.; CUNHA, J. C.; MOREIRA, J. C. Cholinesterase activities determination in frozen blood samples: An improvement to the occupational monitoring in developing countries. *Hum. Exp. Toxicol.*, v.19, n.3, p.173-177, 2000.
- OLSON, K. R., BERGMAN, H. L. & FROMM, P. O. Uptake of methyl mercurychloride and mercuric chloride by trout: A study of uptake pathways into the whole animal and uptake by erythrocytes in vitro. *J. Fish Research Board Canada*, v.30, p.1293-1299, 1973.
- PEREIRA, C. A. B. Teste estatístico para comparar proporções em problemas de citogenética In: RABELO-GAY, N. RODRIGUES, M.A.; MONTELEONENETO, R. (ed.) *Mutagênese, Teratogênese e Carcinogênese*. SBG, p.113- 121, 1991.
- PEREIRA, R. C.; GOMES, A. S. *Biologia Marinha*. Rio de Janeiro: Interciência, 2002, 382p.
- RAMOS, A. S.; CASTILHOS, Z. C.; RODRIGUES, A. P. C. Avaliação de risco ecológico e de parâmetros citogenéticos em diversas

- espécies de peixes da Baía da Ribeira, Angra dos Reis, RJ – Brasil. In: JORNADA DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA, 13, Rio de Janeiro, 2005. Anais da Jornada de Iniciação Científica, 13, Centro de Tecnologia Mineral, 2005.
- RAMOS, A. S.; CASTILHOS, Z. C.; RODRIGUES, A. P. C. Determinação de teores de mercúrio em corvinas jovens da Baía da Ribeira-Rj. In: JORNADA DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA, 12, Rio de Janeiro, 2004. Anais da Jornada de Iniciação Científica, 13, Centro de Tecnologia Mineral, 2004.
- REIMANN C, ÄYRÄS M, CHEKUSHIN V, BOGATYREV I, BOYD R, CARITAT P, DUTTER R, FINNE TE, HALLERAKER JH, JAEGER O, KASHULINA G, LEHTO O, NISKAVAARA H, PAVLOV V, RÄISÄNEN ML; STRAND T, VOLDEN T (1998) Environmental geochemical atlas of the Central Barents Region. ISBN 82-7385-176-1. NGU-GTK-CKE Special Publication, Geological Survey of Norway, Trondheim, Norway
- REIMANN C, GARRET RG (2005) Geochemical background – concept and reality. *Sci Total Environ* 350: 12-27
- REIMANN C, SIEWERS U, TARVAINEN T, BITYUKOVA L, ERIKSSON J, GILUCIS A, GREGORAISKIENE V, LUKASHEV VK, MATINIAN NN, PASIECZNA A (2003) Agricultural soils in northern Europe: a geochemical atlas. *Geol JB D, SD* 5: 279 p. plus CD-ROM; Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart
- RIBEYRE, F; BOUDOU, A. Bioaccumulation et repartition tissulaire du mercure – HgCl₂ et CH₃HgCl – CHES *Salmo gairdneri* apres contamination par voie directe. *Water, Air and Soil Pollution*, v.23, p.169-186, 1984.
- RODRIGUES, A. P. C.; CASTILHOS, Z. C. Avaliação de risco ecológico em ecossistemas aquáticos contaminados por mercúrio. Estudo de caso: Ilha das Enxadas, Baía de Guanabara, RJ. In: JORNADA DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA, 11, Rio de Janeiro, 2003. Anais da Jornada de Iniciação Científica, 11, Centro de Tecnologia Mineral, 2003.
- RODRIGUES, A. P. C.; RAMOS, A. DOS S.; MUNIZ, K. P. M. S.; CASTRO, A. M.; LIMA, C. A., PEDROSO, L. R. M.; CASTILHOS, Z. C.;

BIDONE, E. D.; VIANA, T. A. P.; DE ALBUQUERQUE, C.; INÁCIO, A. F.; NOVO, L. A.; LINDE, A. R. Aplicação do teste de micronúcleo para avaliação de áreas contaminadas do estado do Rio de Janeiro. In: CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL, 7, Caxambu (MG), 2005. Anais do Congresso de Ecologia do Brasil, 7, Caxambu (MG), 2005.

RODRIGUES, A. P. C. Avaliação de risco ecológico associado à contaminação mercurial em dois estuários do estado do Rio de Janeiro: Baía de Guanabara e Baía da Ribeira. 97f. (Dissertação de mestrado). Departamento de Geoquímica - Universidade Federal Fluminense, Niterói, 2006.

RODRIGUES, APC. Biomarcadores para avaliação de risco ecológico de mercúrio em peixes: sistema costeiro do Estado do Rio de Janeiro e Bioensaios. Tese (Doutorado) Geociências-Geoquímica Ambiental, UFF, Niterói, 2010.

SANTOS, Eduardo. Zoologia brasílica – Nossos peixes marinhos. Belo Horizonte: Villa Rica, 1982.

SCHÜTZ, A.; SKARPING, G.; SKERFVING, S. Mercury. Trace elements analysis in biological specimens. In: HERBER, R. F. M.; STOEPLER. Techniques and Instrumentation in Analytical Chemistry. Elsevier, 1994, v.15, p.403-446.

SELINUS, O (2004). Medical Geology: an emerging specialty. *Terrae* 1: 8-14.

SILVA, L. C. C. P. da. Avaliação da contaminação mercurial sobre parâmetros hematológicos e bioquímicos plasmáticos de tucunarés (*Cichla* spp.) oriundos da região do Rio Tapajós, Pará, Brasil. Dissertação (Mestrado) Medicina Veterinária, Universidade Federal Fluminense, 2004.

SOUTO, P. S. dos S. Risco ecológico associado a contaminação mercurial em ecossistemas aquáticos da Amazônia: Região do rio Tapajós, estado do Pará, Brasil. Caracterização através de biomarcadores no gênero *Cichla* (tucunarés). Tese (Doutorado) Geociências-Geoquímica ambiental, Universidade Federal Fluminense, Niterói, 2004.

- SWEET, L.; ZELIKOFF, J. Toxicology and immunotoxicology of mercury: a comparative review in fish and humans. *Journal of Toxicology and Environmental Health*, v.4, p.161-205, 2001.
- USEPA – United States Environmental Protection Agency (1989a) Risk Assessment Guidance for Superfund. V.I: Human Health Evaluation Manual.
- USEPA – United States Environmental Protection Agency 1989b: Risk Assessment Guidance for Superfund Volume II: Environmental evaluation manual – EPA 540-1-89-001
- USEPA – United States Environmental Protection Agency 1996: Proposed Guidelines for Ecological Risk Assessment – EPA/630/R-95/002B
- USEPA – United States Environmental Protection Agency 1997: Ecological Risk Assessment Guidance for Superfund: Process for designing and conducting ecological risk assessments – EPA540-R-97-006
- USEPA – United States Environmental Protection Agency (1998) Guidelines for ecological risk assessment. Washington, DC: U.S. Environmental Protection Agency. EPA630/R-95/002F.
- USEPA – United States Environmental Protection Agency (1988) Environmental Research Brief – EPA's ecological risk assessment research program. Washington, DC: U.S. Environmental Protection Agency. EPA/60D/M-88/011.
- USEPA – United States Environmental Protection Agency. Guidance for assessment contaminant data for use in fish advisories. Washington DC, 2000, v.2.
- USEPA – United States Environmental Protection Agency. Generic Ecological Assessment Endpoints for Ecological Risk Assessment. Washington DC, 2003, EPA/630/P-02/004F.
- WASSERMAN, J. C.; FREITAS-PINTO, A. A. P.; AMOUROUX, D. Mercury concentrations in sediment profiles of a degraded tropical coastal. *Environment. Environmental Technology*, v.21, p.297-305, 2000.

WHO. Environmental Health Criteria (EHC 101). Methylmercury. Geneva, 143p., 1990.

WIENER, J. G.; KRABBENHOFT, D. P.; HEINZ, G. H.; SCHEUHAMMER, A. M. Ecotoxicology of mercury. In: Hoffman, D.J.; Rattner, B.A.; Burton Jr, G. A.; Cairns Jr, J. Handbook of ecotoxicology. 2a ed. Florida: Boca Raton; Lewis Publishers, 2003, cap.16, p.409-463.

WIENER, J. G.; SPRY, D. J. Toxicological significance of mercury in freshwater fish. In: Beyer, W. N.; Heinz, G. H.; Redmon-Norwood, A. W. Environmental Contaminants in Wildlife: Interpreting Tissue Concentrations. Florida: Lewis Publishers; Boca Raton, 1996, p.297-339.

GLOSSÁRIO

Ação cancerígena: os agentes que produzem câncer são conhecidos como cancerígenos. São conhecidos diversos agentes químicos cancerígenos em animais e humanos e também em vegetais. Existem também cancerígenos físicos, tais como raios X e radiação ultravioleta.

Ação mutagênica: uma substância tem ação mutagênica quando produz uma alteração nas propriedades genéticas da célula por ação sobre o DNA. As alterações químicas no DNA acarretam alterações nas propriedades hereditárias das células descendentes, ou seja, como regra, alterações no DNA causam prejuízos na reprodução celular. As substâncias capazes de provocar mutação genética são denominadas mutagênicas.

Ação teratogênica: as substâncias que causam defeitos no desenvolvimento do feto, desde a concepção até seu nascimento, são consideradas teratogênicas. Este efeito pode se manifestar em maior proporção quando a exposição ocorre dentro do primeiro trimestre da gestação em humanos, ou seja, período da organogênese.

Agente tóxico: qualquer substância capaz de produzir um efeito nocivo ao organismo vivo, desde danos em funções celulares, teciduais e/ou fisiológicas, até a morte.

Atributo: uma qualidade ou característica de uma entidade ecológica.

Avaliação de risco ecológico: processo que avalia a probabilidade de efeitos ecológicos adversos ocorrerem devido à exposição a um ou mais estressores ambientais.

Bioacumulação direta ou bioconcentração: pode ser definida em função da captação direta de uma substância da água, ou pelo menos, por via não dietária (VEITH et al., 1979 apud CASTILHOS, 1999), fornecendo uma razão fixa entre a concentração na água e a concentração no organismo ou parte dele (WHO, 1990).

Biomagnificação ou bioacumulação indireta: é um termo que descreve o processo pelo qual as substâncias químicas passam de um nível trófico para o próximo nível trófico, exibindo um aumento nas concentrações em relação ao nível trófico inferior (CASTILHOS, 1999).

Caracterização da exposição: uma fase da avaliação de risco ecológico que avalia as possíveis interações do estressor com uma ou mais entidades ecológicas. A exposição pode ser expressa como co-ocorrência ou contato, dependendo do estressor e da entidade ecológica envolvida.

Caracterização de efeitos ecológicos: uma fase da avaliação de risco ecológico que avalia a habilidade de um ou mais estressores de causar efeitos adversos sob um cenário particular.

Caracterização de risco: uma fase da avaliação de risco ecológico que integra a exposição e as respostas ao estressor para avaliar a probabilidade de efeitos ecológicos adversos ocorrerem associados à específica exposição àquele estressor.

CE_{50} : estimativa estatística da concentração de um estressor capaz de causar um ou mais efeitos em 50% da população de organismos testados sob condições específicas.

Cenário de exposição: um grupo de hipóteses sobre como uma exposição ocorre, incluindo características do estressor e de atividades que podem levar a exposição.

CL₅₀: concentração estimada estatisticamente para a qual é esperada a letalidade de 50% da população de determinados organismos expostos sob condições específicas.

Compartimento-alvo: expressão do valor ambiental que se quer proteger, operacionalmente definido como uma entidade ecológica e seus atributos. Por exemplo, o “bagre” é uma entidade ecológica, a reprodução e estrutura de classes de idade são atributos importantes. Juntos “reprodução e idade do bagre” formam o compartimento-alvo.

Comunidade: uma assembleia de populações de diferentes espécies que habitam o mesmo lugar ao mesmo tempo.

Concentração tóxica máxima aceitável (Maximum acceptable toxic concentration - MATC): usado para descrever a faixa entre o NOAEL e o LOAEL ou então a média geométrica do NOAEL e do LOAEL. A média geométrica também é conhecida como valor crônico.

Distribuição cumulativa (CDF): funções de distribuição cumulativa são particularmente úteis para descrever a probabilidade que uma variável terá de “cair” em diferentes faixas de “x”.

Distúrbio: qualquer evento ou série de eventos que perturbam a estrutura do ecossistema, da comunidade ou da população e com conseqüente mudança de qualidade dos recursos naturais.

Dose: é a quantidade administrada e/ou absorvida da substância química, expressa em massa da substância (gramas, miligramas etc.) por unidade de peso do organismo vivo (por exemplo, mg/Kg de peso corporal do animal).

Dose Letal (DL₅₀): dose calculada estatisticamente capaz de matar a metade (50%) de uma população de organismos vivos submetida ao estudo.

Ecossistema: conjunto de comunidade biótica e meio abiótico de uma localidade específica.

Efeito aditivo: o efeito aditivo é produzido quando o efeito final dos dois compostos químicos é igual à soma dos efeitos individuais que aparecem quando cada um é administrado separadamente. Por exemplo, quando se administram simultaneamente dois praguicidas organofosforados em animais experimentais, a inibição da enzima acetilcolinesterase resulta de um efeito aditivo.

Efeito antagônico ou antagonismo: o antagonismo ocorre quando dois agentes químicos administrados simultaneamente intervêm negativamente um com a ação do outro. Esta é a base do uso de muitos antídotos. Existem vários tipos de antagonismo e os principais são: antagonismo químico, antagonismo competitivo e antagonismo funcional (ou fisiológico). Antagonismo químico ocorre quando o antagonista reage quimicamente com o agonista, inativando-o. Este tipo de antagonismo tem papel muito importante no tratamento das intoxicações, como por exemplo, o uso de agentes quelantes (tipo EDTA) em intoxicações por metais (chumbo, por exemplo). No antagonismo competitivo, o antagonista compete com o agonista pelo mesmo sítio ativo, deslocando-o do sítio de ação. As estruturas químicas do agonista e do antagonista são necessariamente similares, uma vez que os dois compostos atuam nos mesmos locais, sejam eles receptores, enzimas, estruturas de membrana ou outros. Portanto, as concentrações de agonista e antagonista são fundamentais. Antagonismo funcional ou fisiológico ocorre quando

dois agentes químicos produzem efeitos opostos sobre a mesma função fisiológica. Por exemplo, quando é administrada uma droga que apresenta efeito colateral de elevar a pressão arterial, pode-se optar por administrar uma segunda droga, para diminuir esse efeito, contudo as drogas precisam atuar em diferentes receptores.

Efeito sinérgico ou sinergismo: o efeito sinérgico é produzido quando o efeito final de dois agentes químicos combinados é maior do que o efeito produzido pela soma dos efeitos individuais quando administrados separadamente. Por exemplo, o efeito hepatotóxico produzido pelo tetracloreto de carbono em presença de compostos organoclorados aromáticos ou de álcoois é maior do que a soma de seus efeitos quando administrados sozinhos.

Efeito tóxico local: ocorre no local do primeiro contato entre o organismo vivo e o agente estressor, como por exemplo, o caso das queimaduras por ácidos.

Efeito tóxico sistêmico: efeito em local distante daquele de contato. Para tanto, é necessária a absorção e distribuição interna do agente estressante. A maioria dos compostos químicos produz efeito tóxico sistêmico, embora alguns possam apresentar também efeito local. As duas categorias não são mutuamente excludentes. Por exemplo, o tetraetil de chumbo pode provocar efeito local irritante na pele ou no trato respiratório (dependendo da via de exposição), e depois de absorvido e transportado, causa danos no SNC e nos rins.

Efeitos tóxicos reversíveis e irreversíveis: se um agente químico produz danos a um tecido, a capacidade do tecido de se regenerar irá determinar a reversibilidade do efeito. Danos em tecidos como o fígado, que tem uma alta capacidade de regeneração,

são usualmente reversíveis; danos no SNC são geralmente irreversíveis.

Efeitos ecológicos adversos: mudanças que são consideradas não-desejáveis, pois alteram características estruturais ou funcionais do ecossistema e de seus componentes. Uma avaliação de adversidade deve considerar o tipo, a intensidade e a escala do efeito bem como o potencial de recuperação.

Efeitos primários: um efeito onde o estressor age no próprio componente ecológico, não através de efeitos de outros componentes do ecossistema (sinônimo de efeito direto; compare com a definição de efeito secundário).

Efeitos secundários: um efeito onde o estressor age em componentes de suporte do ecossistema, que por sua vez causam algum efeito ao componente ecológico de interesse.

Efeitos tóxicos: podem ser classificados pelo local de ação em efeito tóxico local e efeito tóxico sistêmico; pela reversibilidade, em reversíveis ou irreversíveis; pela duração, em agudos, sub-agudos, sub-crônicos ou crônicos; pelo tipo em cancerígenos e não cancerígenos, entre outras classificações.

Entidade ecológica: termo geral que pode se referir a uma espécie, a um grupo de espécies, a uma função do ecossistema ou característica, ou um habitat específico. A entidade ecológica é uma componente do compartimento-alvo.

Estressor: qualquer entidade física, substância química ou agente biológico que pode induzir uma efeito ou resposta adversa.

Exposição: contato ou co-ocorrência de um estressor com um receptor.

Fonte: uma entidade ou atividade que libera ao meio ambiente um ou mais estressores ao mesmo tempo.

Intoxicação aguda: uma intoxicação é aguda quando há uma exposição de curta duração e o agente químico é absorvido rapidamente, em uma ou várias doses, em um período não maior que 24 horas, aparecendo os efeitos de imediato. Em acidentes ambientais, este tipo de intoxicação é frequente.

Intoxicação crônica: na intoxicação crônica se requer exposições repetidas a baixíssimas doses durante períodos longos de tempo. Este é o tipo de exposição mais frequente em contaminações ambientais.

Intoxicação subaguda: na intoxicação subaguda, as exposições são frequentes (repetidas) durante um período de vários dias ou semanas, antes do aparecimento de efeitos.

Intoxicação: é o conjunto de efeitos nocivos produzidos por um agente químico. Distinguem-se três tipos de intoxicações (ou de exposições), considerando o tempo transcorrido entre a exposição e o aparecimento dos efeitos tóxicos, a intensidade e a duração dos mesmos: aguda, subaguda e crônica.

Linhas de evidência: informações derivadas a partir de diferentes fontes ou utilizando diferentes técnicas que podem ser utilizadas para descrever e interpretar estimativas de risco. Diferentemente do termo “peso de evidência”, a linha de evidência não precisa inferir informações quantitativas.

Medida do ecossistema e características do receptor: medidas que influenciam o comportamento e a localização de entidades ecológicas do compartimento-alvo, a distribuição do estressor e as características da história natural do compartimento-alvo ou

seus substitutos que podem afetar a exposição ou a resposta biológica a um estressor.

Mensuração da exposição: uma medida da existência do estressor, de seu comportamento e transferências nos compartimentos ambientais e de seu contato ou co-ocorrência com o compartimento-alvo.

Mensuração do efeito: quantificação da mudança no atributo de um compartimento-alvo ou de seus substitutos, em resposta a um estressor ao qual está exposto.

Metilação: processo em que ocorre a adição de radicais metila. Por exemplo, a transformação de mercúrio inorgânico em mercúrio orgânico.

Modelo conceitual: descrição e representação visual das relações previstas entre as entidades ecológicas e os estressores aos quais essas entidades podem estar expostas.

Nível mínimo onde são observados efeitos adversos (Lowest-observed-adverse-effect level - LOAEL): é a menor dose do estressor avaliada em um teste, capaz de causar diferenças estatisticamente significativas em relação ao grupo controle.

Nível onde não se observa efeito (No-observed-adverse-effect level - NOAEL): é a maior dose de um estressor que não causa diferenças estatisticamente significativas em relação ao grupo controle.

Nível trófico: classificação funcional de um táxon dentro de uma comunidade que é baseado nas relações de alimentação (p.ex. plantas aquáticas e terrestres pertencem ao primeiro nível trófico e os herbívoros, ao segundo nível).

Perfil (retrato) de exposição: produto da caracterização da exposição na fase de análise de uma avaliação de risco ecológico. O perfil de exposição sumariza a magnitude e o caráter espacial e temporal da exposição para cenários descritos no modelo conceitual.

Perfil estressor-resposta: sumariza os dados de efeitos de um estressor e a relação destes com os dados sobre o compartimento-alvo.

População: um conjunto de indivíduos de uma mesma espécie que habitam uma área específica ao mesmo tempo.

Receptor: entidade ecológica exposta a um estressor.

Recuperação: razão e medida de retorno de uma população ou comunidade a alguns aspectos de suas condições anteriores. Relaciona-se à capacidade de resiliência do ecossistema.

Relação Dose-Efeito: relação entre a dose de um estressor e a magnitude do efeito obtido no organismo vivo determinado.

Relação Dose-Resposta: definindo-se o efeito a ser observado e a percentagem de um grupo de animais experimentais que manifestam o efeito a uma dose determinada. Os resultados obtidos podem ser transformados em um diagrama que reproduz a relação entre a dose e o número de indivíduos da população que mostra aquele efeito esperado. Um histograma deste tipo reproduz a frequência de indivíduos respondentes ao efeito como função da dose. A relação entre o log da dose e o número de indivíduos que reagiram, em frequência acumulada relativa, resulta na curva sigmoidea de dose-resposta. Em curvas deste tipo, a dose na qual reagem 50% dos indivíduos é chamada DE_{50} , DT_{50} ou DL_{50} para dose efetiva média, dose tóxica média e dose letal, respectivamente.

Relevância ecológica: um dos critérios para a seleção do compartimento-alvo a ser escolhido para estudo. Alvos ecologicamente relevantes refletem características importantes do sistema e estão funcionalmente interligados com outros alvos.

Risco: o fator crítico não é a toxicidade intrínseca de uma substância, mas sim o risco associado com seu uso. Risco é a probabilidade que uma substância produza efeito tóxico a algum ser vivo em específicas condições de uso. O risco, como veremos em “Caracterização de Risco”, se estabelece com diferentes graus de confiança, de acordo com a importância das decisões envolvidas e a qualidade dos estudos disponíveis para a avaliação do risco.

Toxicidade: é a capacidade inerente a um estressor de produzir um efeito nocivo sobre os organismos vivos.

Toxicologia: é o estudo dos efeitos nocivos de estressores sobre organismos vivos.

SIGLAS

COD: Carbono Orgânico Dissolvido.

DBO: Demanda Bioquímica de Oxigênio.

DL₅₀ (Dose Letal 50%): expressa uma única dose da substância química capaz de matar a metade (50%) de uma população de organismos vivos submetida ao estudo.

EUA: Estados Unidos da América.

Hg: Mercúrio.

Hg⁺²: Íon mercúrico.

Hg⁰: Mercúrio elementar, na forma de gás.

IRN: Organização não-Governamental International River Network.

LOAEL (lowest-observed-adverse-effect-level): mais baixo nível no qual é observado efeito adverso.

MeHg: Metilmercúrio.

NOAEL (no-observed-adverse-effect-level): maior nível no qual não se observam efeitos tóxicos.

OD: Oxigênio Dissolvido.

OMS: Organização Mundial de Saúde.

pH: potencial Hídrogeniônico.

pK: logaritmo da constante de dissociação de um ácido.

USEPA: United State Environmental Protection Agency.

WHO: World Health Organization.

SÉRIES CETEM

As Séries Monográficas do CETEM são o principal material de divulgação da produção científica realizada no Centro. Até o final do ano de 2010, já foram publicados, eletronicamente e/ou impressos em papel, mais de 200 títulos, distribuídos entre as seis séries atualmente em circulação: Rochas e Minerais Industriais (SRMI), Tecnologia Mineral (STM), Tecnologia Ambiental (STA), Estudos e Documentos (SED), Gestão e Planejamento Ambiental (SGPA) e Inovação e Qualidade (SIQ). A Série Iniciação Científica consiste numa publicação eletrônica anual.

A lista das publicações poderá ser consultada em nossa homepage. As obras estão disponíveis em texto completo para download. Visite-nos em <http://www.cetem.gov.br/series>.

Últimos números da Série Estudos e Documentos

SED - 77 - Recriatividade: criatividade na área da tecnologia mineral buscando a inovação tecnológica. Axel Paul Noel de Ferran, 2010.

SED - 76 - Avaliação da potencial acumulação de mercúrio em peixes dos reservatórios (previstos) de Jirau e de Santo Antônio, Rio Madeira, RO. Zuleica Carmen Castilhos e Ana Paula de Castro Rodrigues, 2008.

SED - 75 - Mineral production clusters evaluation through the sustainability matrix. Carlos Cesar Peiter e Roberto Cerrini Villas Boas, 2008.

SED - 74 - A Grande Mina e a Comunidade: estudo de caso da grande mina de ouro de Crixás em Goiás. Francisco Rego Chaves Fernandes, Maria Helena Machado Rocha Lima e Nilo da Silva Teixeira, 2007.

INFORMAÇÕES GERAIS

CETEM – Centro de Tecnologia Mineral
Avenida Pedro Calmon, 900 – Cidade Universitária
21941-908 – Rio de Janeiro – RJ

Geral: (21) 3867-7222

Biblioteca: (21) 3865-7218 ou 3865-7233

Telefax: (21) 2260-2837

E-mail: biblioteca@cetem.gov.br

Homepage: <http://www.cetem.gov.br>

NOVAS PUBLICAÇÕES

Se você se interessar por um número maior de exemplares ou outro título de uma das nossas publicações, entre em contato com a nossa biblioteca no endereço acima.

Solicita-se permuta.

We ask for interchange.