





Centro Universitário  
**METODISTA**  
IPA  
IPA – INSTITUTO PORTO ALEGRE  
DA IGREJA METODISTA

### **DIRETOR GERAL**

Robson Ramos de Aguiar

### **CONSAD – Conselho Superior de Administração**

Paulo Borges Campos Jr. (Presidente), Aires Ademir Leal Clavel (Vice-Presidente), Esther Lopes (Secretária). **Titulares:** Afranio Gonçalves Castro, Augusto Campos de Rezende, Jonas Adolfo Sala, Marcos Gomes Tôrres, Oscar Francisco Alves Jr., Valdecir Barreros

**Suplentes:** Renato Wanderley de Souza Lima

### **Reitora**

Anelise Coelho Nunes

### **Pró-Reitor de Pesquisa e Pós-Graduação Stricto Sensu**

Edgar Zanini Timm

### **CONSELHO EDITORIAL**

Anelise Coelho Nunes (Presidente)

Edgar Zanini Timm (Vice-Presidente)

Alessandra Peres

Caroline Dani

Jose Clovis de Azevedo

Maristela Padilha

Marlis Morosini Polidori

Ágata Cristina Silveira Pamplona (Assistente Editorial)

Rodrigo Ramos Sathler Rosa (Editor Executivo)

### **EDITORA UNIVERSITÁRIA METODISTA IPA**

Rua Cel. Joaquim Pedro Salgado, 80

Prédio A – Sala A001 – Rio Branco

Porto Alegre/RS CEP: 90420-060

Tel.: (51) 3316-1249

ORGANIZADORES  
VALESCA VEIGA CARDOSO  
MARCELLO AVILA MASCARENHAS

ESPÉCIES BIOINDICADORAS:  
IMPACTO E QUALIDADE AMBIENTAL

EDITORA UNIVERSITÁRIA METODISTA

Porto Alegre  
2016

## **Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)**

---

Espécies bioindicadoras: impacto e qualidade ambiental / organizado por Valesca Veiga Cardoso e Marcello Ávila Mascarenhas. – Porto Alegre: Editora Universitária Metodista IPA, 2016.

141 p. : il.

ISBN: 978-85-99738-46-7

1. Indicadores Biológicos. 2. Impacto Ambiental. 3. Monitoramento Ambiental. I. Cardoso, Valesca Veiga (Org.) II. Mascarenhas, Marcello Ávila (Org.).

CDD 574.52  
CDU 504.05

---

Bibliotecária responsável:  
Ana Paula R. Gomes Goulart CRB 10/1736

AFILIADA À



Associação Brasileira  
das Editoras Universitárias



**EDUCAÇÃO  
METODISTA**

Editora Metodista

Rua do Sacramento, 230, Rudge Ramos  
09640-000, São Bernardo do Campo, SP

Tel: (11) 4366-5537

E-mail: [editora@metodista.br](mailto:editora@metodista.br)

[www.metodista.br/editora](http://www.metodista.br/editora)

Capa: Cristiano Freitas

Editoração eletrônica: Maria Zélia Firmino de Sá

Revisão: Magda Georgia da Silva

# SUMÁRIO

AUTORES .....	7
PREFÁCIO .....	13
APRESENTAÇÃO .....	17
BIOINDICADORES.....	19
BIOINDICADORES – QUALIDADE DO AR.....	31
BIONDICADORES DE QUALIDADE DE SOLO .....	53
PEIXES COMO BIOINDICADORES DE POLUIÇÃO AQUÁTICA .....	71
MACROINVERTEBRADOS E A RELAÇÃO COM OS ECOSSISTEMAS AQUÁTICOS .....	99
BIVALVES COMO BIOINDICADORES .....	107
ALGAS- BIOINDICADORAS DA QUALIDADE DA ÁGUA .....	123



## AUTORES

VALESCA VEIGA CARDOSO- Org.

Bióloga pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), Mestre e Doutora em Genética e Biologia Molecular pelo Departamento de Genética e Biologia Molecular da UFRGS. Atualmente é professora titular de Genética e Biologia Molecular do Centro Universitário Metodista (IPA), Pesquisadora no Programa de Pós Graduação Biotecnologia e Reabilitação do IPA e coordenadora da Comissão de Ética em Uso de Animal (IPA), Porto Alegre, RS, Brasil.

MARCELLO ÁVILA MASCARENHAS- Org.

Farmacêutico e Bioquímico pela Universidade Católica de Pelotas (UCPel), Mestre em Ciências Biológicas: Bioquímica pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS) e Doutor em Ciências Cardiovasculares e Cardiologia pela UFRGS. Atualmente é professor titular de Toxicologia do Centro Universitário Metodista (IPA), Pesquisadora no Programa de Pós Graduação Biotecnologia e Reabilitação e Reabilitação e Inclusão e coordenador da Comitê de Ética em Pesquisa (IPA), Porto Alegre, RS, Brasil.

ABEAS NICOLINE SCHWENGBER

Bióloga e bacharelado em Ciências Biológicas pelo Centro Universitário La Salle (UNILASALLE), Canoas, RS, Brasil..

ALEXANDRE SILVA DE MELLO

Biólogo pela Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul (PUC-RS), mestre em Biologia Celular e Molecular pela Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul e Doutor em Bioquímica pela Universidade Federal do Rio Grande do

Sul. Atualmente é professor titular do Centro Universitário Metodista - IPA, atuando no PPG Biociências e Reabilitação, Porto Alegre, RS, Brasil.

**ALINE BEATRIZ PACHECO CARVALHO**

Bióloga, licenciada em Ciências Biológicas pelo Centro Universitário La Salle (UNILASALLE), especialista em Diversidade e Conservação de Fauna pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), mestrado em Conservação e Manejo de Ecossistemas e da Vida Silvestre pela Universidade do Vale dos Sinos (UNISINOS), doutorado em andamento e bolsista CAPES (Comissão de Aperfeiçoamento de Pessoal do Nível Superior) do Programa de Memória Social e Bem Cultural - Unilasalle, Canoas, RS, Brasil.

**CARLOS AUGUSTO BORBA MEYER NORMANN**

Biólogo com bacharelado em Zoologia pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), mestre em Biologia Celular e Estrutural pela Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP). Atualmente é biólogo, atuando há 18 anos na Diretoria de Licenciamento Ambiental da SEMAM da Prefeitura Municipal de Novo Hamburgo, RS, Brasil.

**DANIELA POCHMANN**

Bióloga pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul (2001), mestrado em Ciências Biológicas (Bioquímica) pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS) e doutorado em Ciências Biológicas (Bioquímica) pela UFRGS. Pós-doutorado no Centro de Neurociências e Biologia Celular da Universidade de Coimbra, Portugal. Atualmente é bolsista do Programa Nacional de Pós Doutora (PNPD) no Programa de Pós Graduação em Biociências e Reabilitação do Centro Universitário Metodista (IPA), Porto Alegre, RS, Brasil.

**JOSEANE JIMENEZ ROJAS**

Biomédica pelo Centro Universitário Metodista de Porto Ale-

gre (IPA), mestrado em Ciências Biológicas - Neurociências pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS) e doutorado em Neurociências também pela UFRGS. Atualmente é Professora Substituta do Departamento de Ciências Morfológicas da Universidade Federal de Pelotas (UFPEL), Pelotas, RS, Brasil.

#### JULIANA DAVELLO OLIVEIRA LIMA

Biomédica com habilitação em Análises Bromatológicas e Análises Clínicas pelo Centro Universitário Metodista (IPA). Atualmente realiza mestrado em andamento no Programa de Pós-Graduação em Biociências e Reabilitação pelo Centro Universitário Metodista (IPA), Porto Alegre, RS, Brasil.

#### EMERSON ANDRÉ CASALI

Biólogo licenciado pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul (1997), Doutorado em Ciências Biológicas (Bioquímica) pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS)(2002). Atualmente é Professor Adjunto IV do Departamento de Ciências Morfológicas, ICBS, UFRGS. Coordena o Laboratório de Estudos Sobre as Alterações Celulares e Teciduais e é Pesquisador do Centro de Estudos em Estresse Oxidativo do Departamento de Bioquímica, ICBS, UFRGS, Porto Alegre, RS, Brasil.

#### PRISCILA OLIVEIRA DE SOUZA

Bióloga com Bacharelado pela Universidade Federal de Pelotas (UFPEL), mestrado em Bioquímica e Bioprospecção. Universidade Federal de Pelotas (UFPEL) e doutorado em andamento em Ciências Biológicas (Bioquímica). Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS). Atualmente é no departamento de Bioquímica- ICBS, UFRGS. Centro de Estudos de Estresse Oxidativo. Porto Alegre, RS, Brasil.

#### RACHEL ANN HAUSER DAVIS

Bióloga com licenciatura e bacharelado em Ciências Biológicas pela Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro (UNI-

RIO), Mestrado em Química, Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, PUC-Rio e Doutorado em Ciências - Química Analítica, Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, PUC-Rio. Atualmente é professora da Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro – UNIRIO e atua no Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Neotropical, PPGBIO, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.

**SYLVIA NOGUEIRA**

Bióloga bacharelada e licenciada pela Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro (UNIRIO), mestrado em andamento em Ciências Biológicas (Biodiversidade Neotropical) pela UNIRIO, especialização em Gestão e Controle Ambiental. Universidade Gama Filho (UGF). Atualmente é oficial da Marinha do Brasil, tendo passado pelo Instituto de Estudos do Mar Almirante Paulo Moreira (IEAPM) e servindo atualmente na Superintendência de Meio Ambiente da Diretoria de Portos e Costas (DPC) como Assessora de Departamento, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.

“EMBORA NINGUÉM POSSA VOLTAR ATRÁS  
E FAZER UM NOVO COMEÇO,  
QUALQUER UM PODE COMEÇAR AGORA  
E FAZER UM NOVO FIM ...”  
(CHICO XAVIER)



## PREFÁCIO

Como responsável pela disciplina de Bioquímica Ecológica da Universidade Federal do Rio Grande do Sul percebi que entre todas as ciências atuais esta ocupa um lugar ao mesmo tempo marginal e central no imaginário das pessoas. Marginal no sentido em que as interações entre as partes bióticas e abióticas do ecossistema parecem ao leigo constituir apenas uma parte ínfima e bastante singela do universo conhecido, de sorte que o estudo destas interações deveria parecer incapazes de revelar leis gerais, aplicadas para fora da biosfera. Os vegetais muitas vezes são considerados meros enfeites e poucos, mesmo hoje reconhecem seu papel como indivíduos ativos, participantes e comunicativos. No entanto, com a compreensão de que a bioquímica é a ciência que estuda as trocas de matéria e energia entre os seres vivos e entre os seres vivos e o meio que os circunda, este conhecimento nos permitiu perceber que tudo o que altera o meio ambiente nos altera, todos os seres presentes neste meio, diretamente também, dado a esta nova percepção, isto recoloca a bioquímica ecológica numa posição central para a discussão do grande problema da contaminação ambiental gerada pela sociedade de consumo incontrolável em que vivemos.

De posse desta nova maneira de ver holisticamente os seres vivos e o ambiente que os circunda, passamos a perceber que todo o planeta compartilha os grandes ciclos de matéria e energia que percorrem todos os seres vivos e também todos os níveis de organização não-viva do ecossistema. Desta maneira nosso metabolismo que é o processo pelo qual, através da regulação das enzimas, processamos a matéria e a energia contida nestes fluxos, aproveitando o que conseguimos conservar e guardando para investirmos em nosso

crescimento , desenvolvimento e reprodução ;quando afetado por modificações no meio ambiente desencadeia uma serie de alterações que são visíveis tanto a nível molecular, bioquímico, fisiológico e morfológico levando muitas vezes ao completo comprometimento do indivíduos ou de todos os individuos que compõe uma mesma rede trófica. É a perfeita e bem regulada capacidade de trocar matéria e energia que nos permite investir em nossa estrutura física e em nossa reprodução, ou seja, em nossa descendência.

Alterações no meio podem interferir em nossa capacidade de realizar estas trocas de maneira eficiente, o que levaria a danos muitas vezes fatais as mais variadas formas de vida. Existem espécies ou mesmo grupos de espécies que por serem mais susceptíveis e refletem o estado biótico ou abiótico do meio em que se encontram, o impacto sofrido em um habitat, comunidade ou ecossistema, sendo capazes de indicar também a biodiversidade do local onde se encontram, sendo chamadas devido a estas características de bioindicadores. Estes individuos nos permitem avaliar por suas alterações bioquímicas, genéticas, morfológicas e até mesmo comportamentais os níveis de bioacumulação e bioconcentração de poluentes e produtos tóxicos. Portanto estes indivíduos tem o papel de um alarme biológico, que nos permitem identificar precocemente problemas de contaminação em um dado ecossistema. Sua relevância como bioindicadores é inversamente proporcional ao nível trófico que ocupam na cadeia alimentar, quanto mais baixo o nível, maior sua relevância como bioindicador, pois podemos pressupor que uma vez contaminado toda cadeia trófica o estará também.

Levando-se em conta que a população da terra chegou a um nível alarmante e que a cada ano exaurimos nosso planeta mais rapidamente e depositamos em toda superfície os restos tóxicos e poluentes de nossa desenfreada sociedade consumista é fundamental para nossa sobrevivência que possamos reconhecer rapidamente e de maneira inequívoca que ambientes precisam de socorro imediato e é neste contexto que entra

em cena a necessidade de conhecimento destes indivíduos, os bioindicadores, que podem nos fornecer esta informação rápida e prestimosamente.

Os bioindicadores são portanto ferramentas fundamentais para o conhecimento e a identificação de problemas gerados pela nossa sociedade industrial, é neste sentido que o livro organizado pelos doutores Valesca Veiga Cardoso e Marcello Ávila Mascarenhas ganha importância, pois este livro, é um apanhado de espécies bioindicadores e dos ambientes onde se encontram, livro que elucida e atualiza este conhecimento colocando-o a disposição para quem deseja ingressar nesta seara da busca por estratégias que nos permitirão um dia quem sabe construirmos uma sociedade menos agressiva e depredatória ao meio ambiente.

Esperemos que este livro inspire vários novos pesquisadores a utilizarem estas ferramentas na busca de soluções menos poluentes antes que não tenhamos mais um ecossistema para salvar.

*Dr. José Claudio Fonseca Moreira  
Professor Titular do Departamento de Bioquímica  
da Universidade Federal do Rio Grande do Sul*



# APRESENTAÇÃO

*VALESCA VEIGA CARDOSO  
MARCELLO MASCARENHAS*

A revolução industrial e o crescimento populacional humano têm agredido o ambiente natural causando uma série de modificações e um grande impacto ambiental. As alterações podem ser associadas a uma variedade de fontes e também causar uma diversidade de degradações ambientais, como emissão de gases tóxicos na atmosfera, poluição hídrica e alteração química e física do solo. Os chamados bioindicadores podem ser definidos como determinadas espécies ou comunidades que, por sua presença ou por suas respostas biológicas, fornecem subsídios sobre as características físicas e/ou químicas de um ecossistema. Tradicionalmente os sistemas de monitoramento ambiental eram realizados com as análises de parâmetros físicos e químicos, sendo que hoje é acrescido a essas avaliações o uso de espécies indicadoras em programas de monitoramento e nas avaliações ambientais.

Esta obra foi realizada com o objetivo de motivar novos profissionais que estejam iniciando na área de ecotoxicologia e queiram utilizar os indicadores biológicos em suas análises, bem como atualizar os pesquisadores profissionais que estejam atuando ou lecionando nessa área. O livro inicia com a introdução dos conceitos relevantes sobre bioindicação, indicadores biológicos e impacto ambiental, sendo que os capítulos focam-se nas espécies bioindicadoras e seus ecossistemas e de que maneira estes podem ser utilizados como ferramenta de avaliação e monitoramento ambiental.

Esperamos que, ao fim da obra, os leitores possam refletir sobre as atividades antropogênicas que podem alterar o ambiente natural e reconheçam que a biota é uma ferramenta útil para analisar essas alterações.

# BIOINDICADORES

*VALESCA VEIGA CARDOSO  
MARCELLO ÁVILA MASCARENHAS  
CARLOS AUGUSTO B. N. NORMANN*

## INTRODUÇÃO

A sociedade moderna tem causado diversos impactos e perturbações ao meio ambiente. Tais impactos são consequência do desenvolvimento tecnológico e do crescimento demográfico, entre outros fatores. Todos os ecossistemas naturais estão em constante exposição a uma variedade de emissões e de substâncias xenobióticas. São diversas as origens de tais substâncias: processos industriais, agropecuária, esgotos domésticos etc. Por isso, atualmente vivemos com uma expressiva diminuição da biodiversidade e da qualidade ambiental, em consequência temos um impacto na qualidade da vida e na saúde dos organismos que vivem ou dependem desses ambientes (CAJARAVILLE et al 2000; MORAES, 2002).

Valle (2004) afirma que a “poluição ambiental pode ser definida como toda ação ou omissão do homem que, pela descarga de material ou energia atuando sobre as águas, o solo, o ar, causa um desequilíbrio nocivo, seja ele curto, seja de longo prazo, sobre o meio ambiente”.

Programas de monitoramento ambiental são de grande valia para mensurar o impacto ambiental gerar importantes dados sobre sua proporção e degradação. Eles podem produzir informações sobre os avanços de ações remediadoras adotadas em determinadas áreas. Com isso, os programas de monitoramento podem, de forma geral, auxiliar na produção de orientações e normas que levem à proteção dos ecossistemas (RAYA-RODRIGUEZ, 2000).

Em 1993, a Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico (OCDE), que criou um molde conceitual para o monitoramento por meio do modelo Pressão-Estado-Resposta (Figura 1), assumiu que existe uma causalidade na interação dos diferentes elementos da realidade, auxiliando os gestores e a população em geral na compreensão das relações entre os problemas ambientais e a vida moderna, ligada ao consumo e às atividades econômicas e socioculturais (POMPÊO et al, 2015).

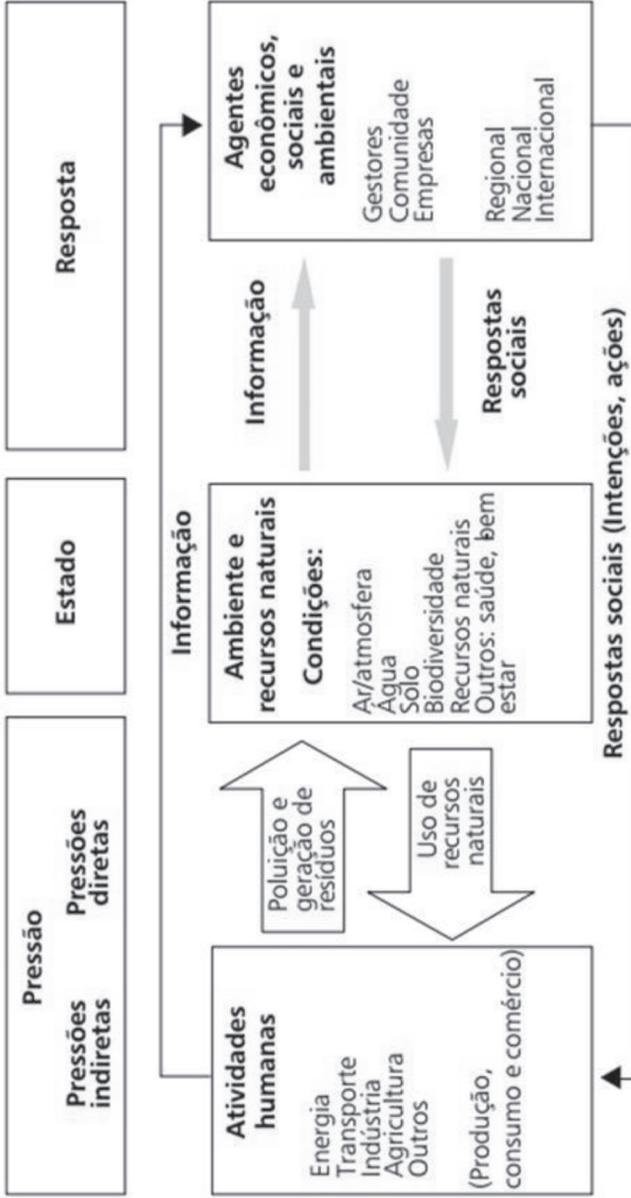
Tradicionalmente, os sistemas de monitoramento ambiental eram realizados com as análises de parâmetros físicos e químicos, mas hoje é crescido a essas avaliações o chamado monitoramento biológico.

Ensaio de toxicidade não são exatamente algo muito recente dentro da pesquisa aplicada. O primeiro teste em laboratório de toxicidade com organismos aquáticos que se tem notícia foi realizado em 1816 com insetos aquáticos (BUICKEMA; VOSHEL, 1993). As primeiras testagens de toxicidade utilizando despejos industriais foram realizadas entre 1863 e 1917, em que pese somente na década de 1930 tenham sido implementados alguns testes de toxicidade aguda com organismos aquáticos visando estabelecer a relação causa/efeito de substâncias químicas e despejos líquidos (RAND, 1995). A partir da década de 1960 em diante, o foco da ecologia toxicológica tem sido principalmente a preocupação com os efeitos prejudiciais dos compostos químicos ambientais sobre os humanos, além dos ecossistemas também (WALKER, 2006; RÊGO DA SILVA et al, 2015).

O monitoramento biológico ou biomonitoramento pode ser conceituado como o método experimental indireto de avaliação da existência de substâncias xenobióticas em uma dada região ou ecossistema. O biomonitoramento apoia-se no uso de organismos vivos, que respondem ao estresse uma vez submetido a modificações nos ciclos vitais ou pela acumulação de contaminantes (WAPPELHORST et al., 2000; CARRERAS; PIGNATA, 2001).

De acordo com Cairns, McCormick e Niederlehner (1993), “basicamente, tudo é um indicador de alguma coisa, mas nada

Figura 1. Modelo Pressão-Estado-Resposta



Fonte: PNUMA 2000, adaptado por Brasil (2011).

é um indicador absoluto de tudo”. Os indicadores, muitas vezes, sugerem, pelos efeitos observados, que houve a incidência de algum agente impactante. Contudo, testes complementares se fazem necessários para confirmar a origem de tais impactos, como exemplo há a avaliação de micronúcleos em pêsces (CARRASCO et al, 1990). Vários agentes podem ter efeitos de clastogênese, em especial em meio aquático onde diferentes compostos e impactos ambientais geram efeitos sobre a hematopoiese em peixes (NORMANN et al, 2008). O teste determina que tenha ocorrido poluição ou impacto capaz de gerar tais alterações, muito embora a informação gerada deve ser complementada por outros métodos investigativos, a partir de outros dados obtidos a campo.

Os indicadores biológicos, também chamados de bioindicadores, podem ser definidos como determinadas espécies ou comunidades, que, por sua presença ou por suas respostas biológicas, fornecem informações sobre o ambiente físico e ou químico em um determinado local (BELLINGER; SIGEE, 2010).

A resposta biológica a alterações nos ecossistemas podem ser observadas em vários níveis de organização, desde ecossistemas até compartimentos subcelulares ou reações intracelulares, passando por comunidades, populações, organismos, sistemas fisiológicos e celulares. No entanto, toda resposta biológica aparece inicialmente em nível bioquímico, celular e molecular (WALKER et al., 1997). As avaliações que mostram respostas em níveis mais baixos de organização biológica são consideradas muito mais eficazes no sentido da prevenção, ou seja, assim, as alterações na função e na estrutura de um ecossistema poderiam ser evitadas (CHANG R. et al., 2008; BELLINGER et al, 2010).

Os organismos que reagem ao estresse pela acumulação de substâncias nos tecidos, os quais são reconhecidos como organismos resistentes, recebem o nome de bioindicadores de acumulação ou biomagnificadores; os que sofrem alterações bioquímicas, morfológicas, fisiológicas, genéticas e etológicas são considerados organismos sensíveis e denominados bioin-

dicadores de reação (NIMIS et al., 2000; KLUMPP et al., 2001; WOLTERBEEK, 2002).

Um exemplo de bioacumulação é visto em Townsend, et al. (2006), segundo relatos de Borga e colaboradores, 2001. Neles são observados os organoclorados, usados no solo como pesticidas e que são levados para o Ártico, pelas águas dos rios e pelo oceano. Este foi realizado nas águas do Mar de Barents, observando duas classes de pesticidas (com concentrações baixas na água do mar) que sofreram biomagnificação através da cadeia alimentar. Na figura 2 (na página seguinte), pode-se observar clordanos que apresentam uma biomagnificação menor do que os bifenis policlorados (BPCs), isso devido à capacidade de as aves metabolizarem e excretarem a primeira classe de pesticidas.

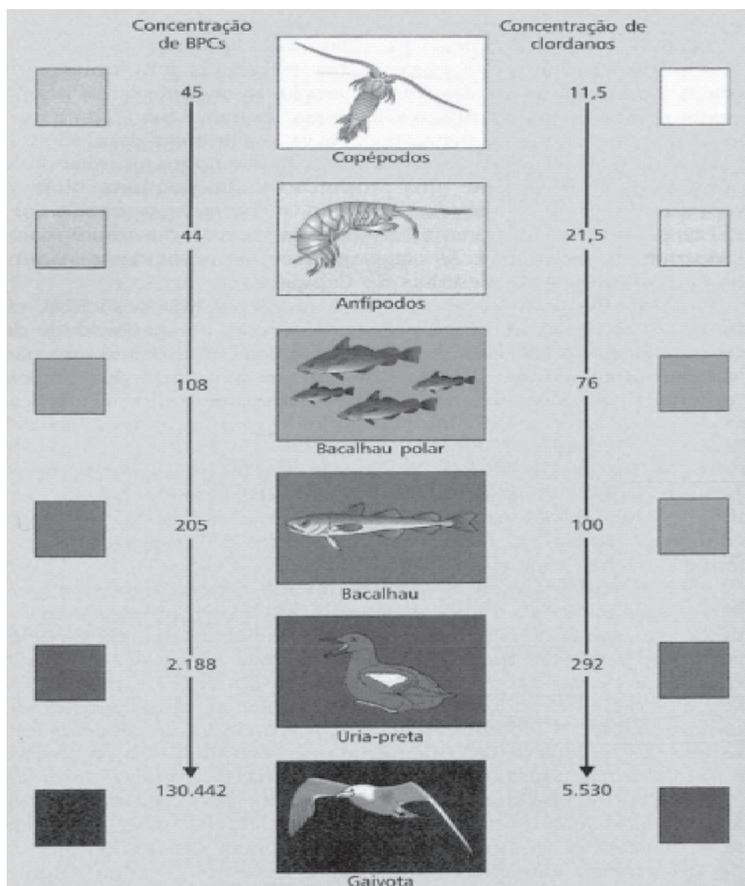
A existência e abundância de certas espécies, em locais específicos, podem indicar, por exemplo, que esse habitat possa estar sendo adversamente alterado. Fenômenos de eutrofização, com crescimento de espécies vegetais aquáticas, muitas vezes estão ligados ao excesso de matéria orgânica, nitrogênio e fósforo no meio aquático (MACEDO et al, 2015). As reações de organismos individuais, tais como alterações comportamentais, mudanças fisiológicas ou morfológicas, também podem ser estudadas como respostas ao estresse ou a estímulos adversos (por exemplo, causado pela presença de contaminantes).

Algumas abordagens e metodologias são adequadas para utilização no campo. Por outro lado, outras têm sido desenvolvidas especificamente para utilização em laboratório, particularmente testes de toxicidade e bioensaios. Ensaio com organismos experimentais, como cladóceros e outros microcrustáceos e planárias, são exemplos.

De modo geral, uma boa espécie que serve de bioindicadora deve ter as seguintes características:

- apresentar distribuição geográfica ampla;
- possuir identificação confiável, usando testes laboratoriais de rotina;

**Figura 2:** Bioacumulação de organoclorados (medidas em nanogramas por grama de lipídio nos organismos) na cadeia alimentar marinha, segundo dados de Borga et al., 2001.



Fonte: Townsend et al., 2006 adaptado de Kapusta (2008).

- ser abundante ou de fácil coleta;
- ter baixa variabilidade genética e ecológica;
- oferecer resposta rápida às mudanças ambientais;
- apresentar baixa mobilidade e longo ciclo de vida;
- dispor de características ecológicas bem conhecidas;
- ter possibilidade de uso em estudos em laboratório.

Os bioindicadores podem ser definidos para os diversos ambientes (água, solo e ar), sendo que os tipos mais comuns são denominados:

**Bioindicadores sentinela:** espécies que são introduzidas para indicar níveis de degradação e prever ameaças ao ecossistema;

**Bioindicadores detectoras:** são espécies locais que respondem a alterações e estresses ambientais de forma mensurável;

**Bioindicadores exploradoras:** são espécies que reagem positivamente a perturbações;

**Bioindicadores acumuladoras:** são espécies que permitem a verificação de bioacumulação;

**Bioindicadores bio-ensaio:** são espécies usadas na experimentação;

**Bioindicadores sensíveis:** são espécies que modificam acentuadamente o comportamento frente a alterações ambientais (ZAMONER, 2007).

Para Balestri (2015), espécies abundantes e amplamente distribuídas, como o poecilídeo *Poecilia reticulata* e o loricarídeo *Hypostomus ancistroides* podem ser utilizadas na indicação de impactos e, por ocuparem níveis tróficos diferentes, também podem ser usadas de forma a complementar as informações dos impactos sobre o meio.

Muitas espécies são, portanto, indicadas como bioindicadores. Algumas são utilizadas como organismos-teste de referência internacional, como: microalgas (*Selenastrum capricornutum*, *Microcystis aeruginosa* e *Skeletonema costatum*), cladóceros (*Daphnia magna* e *Ceriodaphnia dubia*), crustáceos anfípodos (*Hyalella reticulata*) e peixes (*Danio rerio* e *Pimephales promelas*) (CRUZ et al, 2008).

Grupos inteiros de seres vivos podem ter esse papel, de forma bastante interessante. Um exemplo são os líquens. Esses organismos, simbiotes de fungo com alga, crescem em rochas e troncos de árvores absorvendo minerais encontrados dissolvidos junto com água (LIJTEROFF; LIMA; PRIERI, 2008).

Por serem sensíveis às mudanças nas condições atmosféricas ou na qualidade ambiental, líquens são indicadores ambientais que servem como medida de diagnóstico da qualidade das áreas amostradas, possibilitando o acesso a informações sobre o ambiente de forma barata e simplificada (MCCUNE, 2000; WILL-WOLF et al, 2002; PINHO et al., 2004; SEAWARD, 2008).

Outro grupo bastante estudado e que é utilizado como importante indicador é composto pelos diferentes tipos de vegetais, pois são amplamente encontrados no globo terrestre ocupando quase todo território (PIRATELLI; SOUZA et. al. 2001). Outros organismos menos conhecidos como indicadores vêm sendo empregados em bioensaios, sinalizando resultados bastante interessantes; um bom exemplo destes organismos são as planárias (LAU et al, 2007; KNAKIEVICZ et al, 2008; GARCIA-MEDINA et al, 2013).

Para analisar a qualidade e o impacto ao ambiente aquático, vários grupos de animais, plantas e bactérias são utilizados como indicadores biológicos. A Associação Brasileira de Normas Técnicas-ABNT sistematizou vários testes e protocolos (Quadro1), empregando diferentes indicadores, em ensaios crônicos e agudos (RÊGO DA SILVA et al, 2015). Cabe lembrar que os testes padronizados devem ser sempre reavaliados e, se necessário, complementados com outras avaliações. As metodologias estandardizadas, por mais bem estabelecidas que estejam, podem estar sujeitas a lacunas que ocultem resultados importantes. Por exemplo, avaliações de toxicidade crônica baseadas exclusivamente na sobrevivência de organismos, como preconizada pela NBR 15499/2007, podem induzir a falsos negativos (ARENZON et al., 2013).

**Quadro 1.** Protocolos estabelecidos pela ABNT para bioensaios com bioindicadores

Norma	Ano	Título
NBR 12713	2004	água – ensaio de toxicidade aguda com <i>Daphnia similis</i> Claus, 1876 (Cladocera, Crustacea).
NBR 13373	2006	ecotoxicologia aquática – toxicidade crônica – método de ensaio com <i>Ceriodaphnia spp</i> (Crustácea, Cladocera).
NBR 15088	2011	ecotoxicologia aquática – toxicidade aguda – método de ensaio com peixes.
NBR 15499	2007	ecotoxicologia aquática – toxicidade crônica de curta duração – Método de ensaio com peixes.
NBR 12648	2011	ecotoxicologia aquática – método de ensaio com algas (Chlorophyceae).
NBR 15308	2011	ecotoxicologia aquática – método de ensaio com misídeos (Crustácea).
NBR 15470	2007	ecotoxicologia aquática – toxicidade em sedimento - método de ensaio com <i>Hyalella spp</i> (Amphipoda).

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABNT. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **15088**: ecotoxicologia aquática – toxicidade aguda – método de ensaio com peixes. Rio de Janeiro, 2011.

ABNT. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 12648**: ecotoxicologia aquática – método de ensaio com algas (Chlorophyceae). Rio de Janeiro, 2011.

ABNT. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 13373**: ecotoxicologia aquática – toxicidade crônica – método de ensaio com *Ceriodaphnia spp* (Crustácea, Cladocera). Rio de Janeiro, 2006a.

ABNT. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 15308**: ecotoxicologia aquática – método de ensaio com misídeos (Crustácea). Rio de Janeiro, 2011.

ABNT. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 15470**: ecotoxicologia aquática – toxicidade em sedimento - método de ensaio com *Hyalella spp* (Amphipoda). Rio de Janeiro, 2007.

ABNT. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 15499**: ecotoxicologia aquática – toxicidade crônica de curta duração – Método de ensaio com peixes. Rio de Janeiro, 2007.

ARENZON, A.; DE LORENZO, C.D.; COIMBRA, N.J. SCHULZ, U.H. A determinação da toxicidade crônica para peixes baseada apenas na sobrevivência é suficiente? **Ecotoxicological Environmental Contamination**, v. 8, n. 2, 2013.

BALESTRI, M. R. D. Avaliação da contaminação de *Poecilia reticulata* e *Hypostomus ancistroides* por elementos-traço na bacia do Ribeirão Cafezal (Município de Rolândia-PR). Dissertação (Mestrado). Londrina, Universidade Tecnológica Federal do Paraná/UTFPR, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. 40 p. 2015.

BELLINGER, E.; SIGEE, D.C. C. **Freshwater Algae: Identification and Use as Bioindicators**. John Wiley & Sons, Ltd, 2010

BRASIL, BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS ASSOCIAÇÃO-ABNT. **NBR 12713**: água – ensaio de toxicidade aguda com *Daphnia similis* Claus, 1876 (Cladocera, Crustacea). Rio de Janeiro, 2004.

BRASIL. Ministério da Saúde. Secretaria de Vigilância em Saúde. Departamento de Vigilância em Saúde Ambiental e Saúde do Trabalhador. **Saúde ambiental: guia básico para construção de indicadores** / Ministério da Saúde, Secretaria de Vigilância em Saúde, Departamento de Vigilância em Saúde Ambiental e Saúde do Trabalhador. – Brasília : Ministério da Saúde, 2011. 124 p.

BUIKEMA, A.L.; VOSHELL, J. R. Toxicity studies using freshwater benthic macroinvertebrates. In: ROSENBERG, D. M.; RESH, V. H. (Eds.). **Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates**. New York: Chapman and Hall, 1993. p. 344-398.

CAIRNS JUNIOR, J.; McCORMICK, P. V.; NIEDERLEHNER, B. A. Proposal framework for developing indicators of ecosystem health. **Hydrobiologia**, 263p.1-44. Netherlands: Publishen:Springen, 1993.

CAJARAVILE, M. P.; BEBIANNO, J. M.; BLASCO, J.; PORTE, C.; SARASQUETE, C.; VIARENGO, A. The use of biomarkers to assess the impact of pollution in coastal environments of the Iberian Peninsula: a practical approach. **Sci Total Environ** 2000; 247:295-311.

CARRASCO, K. R.; TILBURY, K.L. MYERS, K.S. “Assessment of the piscine micronucleus test as an in situ biological indicator of chemical contaminant effects.” **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences** 47(11): 2123-2136, 1990.

CARRERAS, H. A.; PIGNATA, M. L. Comparison among air pollutants, meteorological conditions and some chemical parameters in the transplanted lichen *Usnea amblyoclada*. **Envir. Pollut.** 111: 45-52, 2001.

CHAPMAN, D.; JACKSON J.; KREBS. Water Quality Monitoring - A Practical Guide to the Design and Implementation of Freshwater Quality Studies and Monitoring Programmes- Chapter 11 - Biological monitoring, 2010.

CRUZ, C.; CUBO, P.; GOMES, G.R.; VENTURINI, F.P.; GUILHERME, P.E.; PITELLI, R.A. Sensibilidade de peixes neotropicais ao dicromato de potássio. **J. Braz. Soc. Ecotoxicol.**, 3(1), 53-55, 2008.

BELLINGER, E.G.; SIGEE, D.C.C. Freshwater Algae: Identification and Use as Bioindicators. John Wiley & Sons, Ltd, 2010.

KAPUSTA, S.C. **Bioindicação ambiental**. Porto Alegre: Escola Técnica da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2008. 88 p.

KLUM PP, A.; ANSEL, W.; KLUMPP, G.; FOMIN, A. Um novo conceito de monitoramento e comunicação ambiental: a redeeuropéia para a avaliação da qualidade do ar usando plantas bioindicadoras. **Rev. Bras. Bot.** 4: 511-518, 2001.

KNAKIEVICZ, T.; DA SILVEIRA, P. A.; FERREIRA, H. B. Planarian neoblast micronucleus assay for evaluating genotoxicity. **Chemosphere**, 72:1267-1273, 2008.

KNAKIEVICZ, T.; FERREIRA, H. B. Evaluation of cooper effects upon *Girardia tigrina* freshwater planarians based on a set of biomarkers. **Chemosphere**. 71:419-428, 2008.

LAU, A.H.; KNAKIEVICZ, T.; PRÁ, D.; ERDMANN, B. Freshwater planarians as novel organisms for genotoxicity testing: analysis of chromosome aberrations. **Environ. Mol. Mutagen.** 48:475-482, 2007.

LIJTEROFF, R.; LIMA, L.; PRIERI, B. Uso de líquenes como bioindicadores de contaminación atmosférica en la ciudad de San Luis, Argentina. San Luis, v.3. n.1, p.3-6, 2008.

MACEDO, C. C. L.; RODRIGUES, M. E. F.; HIRATA, R.T.; CARDOSO-SILVA, S.; MOSCHINI-CARLOS, V.; POMPÊO, M. Levantamento de macrófitas aquáticas no Reservatório Paiva Castro, Mairiporã, São Paulo. In: Pompeo, M.. (Org.) **Ecologia de reservatórios e interfaces**, São Paulo: Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, 2015. Disponível em: <<http://ecologia.ib.usp.br/reservatorios/sumario.htm>>

McCUNE, B. Lichen Communities as Indicators of Forest Health. **The Bryologist** 103(2): 353–356, 2000.

NIMIS, P. L.; LAZZARIN, G.; LAZARRIN, N.; SKERT, N. Biomonitoring of trace elements with lichens in Veneto (NE Italy). **Sci. Tot. Envir.** 255: 97-111, 2000.

NORMANN, C. A. B. M. ; CARDOSO, V. V. ; MOREIRA, J. C. F. Micronuclei in Red Blood Cells of Armored Catfish *Hypostomus plecotomus*

- exposed at potassium dichromate. **African Journal of Biotechnology**, 7: 12-16, 2008.
- PINHO, P. Mapping lichen diversity as a first step for air quality assessment. **J. Atmos. Chem.** 49: 377–389, 2004.
- PIRATELLI, A.; SOUZA, S. D.; CORRÊA, J. S.; ANDRADE, V. A.; RIBEIRO, R.Y.; AVELAR, L. H.; OLIVEIRA, E .F. Searching for bioindicators of forest fragmentation: passerine birds in the Atlantic forest of southeastern Brazil. **Braz. J. Biol.**, 68(2):259- 269, 2008.
- POMPÊO, M.. (Org.) **Ecologia de reservatórios e interfaces**, São Paulo : Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, 2015.14 p.
- RAND, G. M. **Fundamentals of aquatic toxicology: effects, environmental fate and risk assessment**.2. ed. Washington: Taylor & Francis, 1995. 1125 p.
- RAYA-RODRIGUEZ, M. T. O uso de bioindicadores para avaliação da qualidade do ar de Porto Alegre. In: ZURITA, M. L. L. (Org.), TOLFO, A. M. (Org.) **A qualidade do ar em Porto Alegre**. Porto Alegre: Secretaria Municipal de Meio Ambiente, 2000.p.68-76.
- RÊGO DA SILVA, D.C.V., POMPÊO, M., DE PAIVA, T. C. B. A Ecotoxicologia no Contexto Atual no Brasil. In: Pompeo, M.. (Org.) **Ecologia de reservatórios e interfaces**, São Paulo: Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, 2015. Disponível em: <<http://ecologia.ib.usp.br/reservatorios/sumario.htm>>
- SEAWARD, M. R. D. Environmental role of lichens *In*: Nash III, T.H. (ed.) **Lichen Biology**. Cambridge, Cambridge University Press. p. 274-298, 2008.
- TOWSEND, C. R.; BEGON, M.; HARPER, J. L. **Fundamentos em Ecologia**, 2. ed. Porto Alegre: Artmed Editora S.A.. 2006, 592p
- VALLE, C. E. **Qualidade Ambiental. ISO 14000**. 5°ed. São Paulo: SENAC, 2004.
- WALKER, R. M. Innovation type and diffusion: an empirical analysis of local government. **Public Administration**. 84(2):311-335, 2006.
- WILL-WOLF, S.; ESSEEN, P. A.; NEITLICH, P. Monitoring biodiversity and ecosystem function: forests. *In*: Nimis, L.; Scheidegger, C.; Wolseley, P. (Eds.) **Monitoring with Lichens – Monitoring Lichens**. Kluwer Academic Publishers, The Netherlands, p. 203–222, 2002.
- WOLTERBEEK, H.Th. Biomonitoring of trace element air pollution: principles, possibilities and perspectives. **Environ. Pollut.** 120, 11–21, 2002.

# BIOINDICADORES QUALIDADE DO AR

*ALEXANDRE SILVA DE MELLO  
DANIELA POCHMANN*

## INTRODUÇÃO

A qualidade do ar é medida pela quantidade dos poluentes presentes na atmosfera. De acordo com a Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA, 1990), considera-se poluente atmosférico qualquer forma de matéria ou energia que esteja em desacordo com os níveis de qualidade do ar estabelecidos e que possam tornar o ar impróprio para a saúde e danoso aos materiais, à fauna e flora.

Com o crescimento econômico, a emissão antrópica de gases e partículas tende a se intensificar progressivamente, levando ao aumento de sua concentração na atmosfera. Alguns desses gases e partículas têm efeitos deletérios comprovados na saúde humana e no meio ambiente, razão pela qual são considerados “poluentes atmosféricos”. Dentre eles, destacam-se o monóxido de carbono (CO), o dióxido de nitrogênio (NO<sub>2</sub>), o dióxido de enxofre (SO<sub>2</sub>), os metais pesados e o material particulado (MP). Na Tabela 1, pode-se verificar as fontes emissoras e as características dos principais poluentes atmosféricos, de acordo com o site da Fundação Estadual de Proteção Ambiental do Rio Grande do Sul (RIO GRANDE DO SUL).

**Tabela 1.** Fontes e características de alguns poluentes na atmosfera

<b>Poluente</b>	<b>Características</b>	<b>Principais Fontes Antropogênicas</b>	<b>Principais Fontes Naturais</b>
<b>Partículas Totais em Suspensão (PTS)</b>	Partículas de material sólido ou líquido que ficam suspensas no ar, na forma de poeira, neblina, aerossol, fumaça, fuligem, etc. Tamanho <100 micra	Processos industriais, veículos automotores (exaustão), poeira de rua ressuspensa, queima de biomassa.	Pólen, aerossol marinho e solo.
<b>Partículas Inaláveis (PM10)</b>	Partículas de material sólido ou líquido que ficam suspensas no ar, na forma de poeira, neblina, aerossol, fumaça, fuligem, etc. Tamanho <100 micra	Processos de combustão (indústrias e veículos automotores), aerossol secundário (formado na atmosfera).	Pólen, aerossol marinho e solo.
<b>Dióxido de Enxofre (SO<sub>2</sub>)</b>	Gás incolor, com forte odor, altamente solúvel. Na presença de vapor d'água pode ser transformado a SO <sub>3</sub> passando rapidamente a H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> , sendo um dos principais constituintes da chuva ácida. É um importante precursor dos sulfatos, um dos principais componentes das partículas inaláveis. No verão, através dos processos fotoquímicos, as reações do SO <sub>2</sub> são mais rápidas.	Combustão de combustíveis fósseis (carvão), queima de óleo combustível, refinaria de petróleo, veículos a diesel.	Vulcões, emissões de reações biológicas.

Óxidos de Nitrogênio (NOx)	Podem levar a formação de HNO <sub>3</sub> , nitratos e compostos orgânicos tóxicos.	Processo de combustão envolvendo veículos automotores, indústrias, usinas termoeletricas (óleo, gás, carvão) e incineração.	Processos biológicos no solo e relâmpagos.
<b>Monóxido de Carbono (CO)</b>	Gás incolor, inodoro e insípido.	Combustão incompleta em geral, principalmente em veículos automotores.	Queimadas e reações fotoquímicas.
<b>Ozônio (O<sub>3</sub>)</b>	Gás incolor, inodoro nas concentrações ambientais e o principal componente da névoa fotoquímica mais conhecido como <i>smog</i> . Composto muito ativo quimicamente.	Não é emitido diretamente à atmosfera, sendo produzido fotoquimicamente pela radiação solar sobre os NOx e compostos orgânicos voláteis (VOCs).	

Fonte: RIO GRANDE DO SUL

A degradação da qualidade do ar é uma das mais sérias preocupações ambientais em áreas urbanas, especialmente em vista dos seus efeitos adversos sobre a saúde humana, tendo sido associada ao agravamento de doenças respiratórias, cardiovasculares e neurológicas, especialmente em crianças e idosos. Estudos também indicam uma correlação entre a exposição a alguns poluentes e a ocorrência de alguns tipos de câncer (WHO, 2000, WHO, 2006; PEREIRA et al., 2011; GOUVEIA et al., 2006; BRUNEKREFF 2012; OLMO et al., 2011; MIRANDA et al., 2012).

Embora todas as regiões do mundo sejam afetadas, as populações em cidades de baixa renda são as mais impactadas. Segundo o último banco de dados de qualidade do ar urbano, 98% das cidades em países de renda baixa com uma média

de 100.000 habitantes não atendem às diretrizes de qualidade do ar da OMS (Figura 1). No entanto, em países de alta renda, esse percentual cai para 56% (WHO, 2016).

**Figura 1.** Ranking das cidades que mais poluem o ar, de acordo com a World Health Organization (WHO) (níveis medidos em microgramas por metro cúbico de ar).

1º	Ahwaz (Irã)	372
2º	Ulaanbaatar (Mongólia)	279
3º	Sanadaj (Irã)	254
4º	Ludhiana (Índia)	251
5º	Quetta (Paquistão)	251
144º	Região metropolitana do RJ	64
204º	Cubatão	48
268º	Região metropolitana de SP	38
360º	Curitiba	29
532º	Betim	22
615º	Belo Horizonte	20

Fonte: Adaptado WHO (2016).

Ainda de acordo com a World Health Organization (WHO), estima-se que nos países em desenvolvimento em torno de 800.000 pessoas morram prematuramente a cada ano como resultado da exposição à poluição do ar nas grandes cidades. Outros impactos ambientais da poluição atmosférica incluem danos à flora e fauna, monumentos históricos e construções modernas, visibilidade reduzida e aumento das emissões de gases de efeito estufa (WHO, 2006) Na Tabela 2, estão indicados os efeitos dos principais poluentes atmosféricos sobre a saúde humana e sobre o meio ambiente.

Os índices de qualidade do ar são definidos baseados nas diretrizes preconizadas pela WHO e contribuem para o estabelecimento de um padrão de poluição atmosférica que não seja prejudicial à saúde da população. Nos últimos dois anos, o banco de dados – que agora cobre 3.000 cidades em 103 países - quase dobrou, com mais cidades medindo os níveis de poluição do ar e reconhecendo os impactos à saúde associados (WHO, 2016). A determinação sistemática da qualidade do ar é geralmente realizada por uma rede de

**Tabela 2.** Efeitos dos principais poluentes na atmosfera

<b>Poluente</b>	<b>Efeitos sobre a saúde</b>	<b>Efeitos Gerais ao Meio Ambiente</b>
<b>Partículas Totais em Suspensão</b>	Causam efeitos significativos em pessoas com doenças pulmonares, como asma e bronquite.	Danos à vegetação, redução da visibilidade e contaminação do solo.
<b>Partículas Inaláveis</b>	Aumento de atendimentos hospitalares: doenças respiratórias pela deposição deste poluente nos pulmões.	Danos à vegetação, redução da visibilidade e contaminação do solo.
<b>Dióxido de Enxofre (SO<sub>2</sub>)</b>	Desconforto na respiração, doenças respiratórias, agravamento de doenças respiratórias e cardiovasculares já existentes. Pessoas com asma, doenças crônicas de coração e pulmão são mais sensíveis ao SO <sub>2</sub> . Irritação ocular.	Pode levar à formação de chuva ácida, causar corrosão aos materiais e danos à vegetação.
<b>Óxidos de Nitrogênio (NOx)</b>	Aumento da sensibilidade à asma e à bronquite.	Pode levar à formação de chuva ácida, danos a vegetação.
<b>Monóxido de Carbono (CO)</b>	Causa efeito danoso no sistema nervoso central, com perda de consciência e visão. Exposições mais curtas podem também provocar dores de cabeça e tonturas.	
<b>Ozônio (O<sub>3</sub>)</b>	Irritação nos olhos e vias respiratórias, diminuição da capacidade pulmonar. Exposição a altas concentrações podem resultar em sensações de aperto no peito, tosse e chiado na respiração. O O <sub>3</sub> tem sido associado ao aumento de admissões hospitalares.	Danos às colheitas, à vegetação natural, às plantações agrícolas e às plantas ornamentais. Pode danificar materiais devido ao seu alto poder oxidante.

Fonte: RIO GRANDE DO SUL.

estações de monitoramento ambiental com equipamentos e sensores remotos. Entretanto, o biomonitoramento da poluição atmosférica pelo uso de bioindicadores tem se revelado uma alternativa bastante eficiente, sendo adequado para as regiões desprovidas de rede de monitoramento ou com monitoramento insuficiente (RAI, 2016). Contrariamente aos métodos físicos e químicos, o monitoramento biológico fornece informação sobre o impacto dos poluentes ambientais sobre o ecossistema de interesse. Métodos passivos de biomonitoramento observam o crescimento dos organismos dentro da área de interesse. Métodos ativos detectam a presença de poluentes do ar colocando “organismos-teste”, de resposta e genótipo conhecidos, na área de estudo. A avaliação é indireta, pois não analisa o compartimento do ar em si, mas as respostas bioquímicas ou fisiológicas do bioindicador, isto é, as injúrias causadas pelos compostos gasosos ou pelo acúmulo de poluentes do ar nos tecidos do organismo.

Dentre os organismos utilizados como bioindicadores da qualidade do ar, destacam-se os líquens, os musgos e certas plantas superiores que, por estarem constantemente expostos ao ar, são os receptores primários para os poluentes atmosféricos, tanto gasosos como particulados. Os líquens e os musgos são organismos cosmopolitas com uma grande capacidade de acumulação que é explicada pela ausência de raízes, pela cutícula reduzida (musgos) ou ausente (líquens), pela ausência de estômatos (líquens) e pela reduzida espessura foliar que permite receber e absorver os nutrientes e outros elementos diretamente por deposição atmosférica (VARGHA et al., 2002). Contudo, os líquens e os musgos são caracterizados por uma distribuição irregular e desigual, e a sua amostragem precisa ser feita por especialistas capazes de diferenciar entre espécies visualmente similares (MAITI, 1993).

O uso de plantas superiores com propósito de monitoramento do ar tem se tornado cada vez mais difundido. As principais vantagens são a grande disponibilidade de material biológico, simplicidade para identificação das espécies, amos-

tragem e tratamento, e a onipresença de alguns gêneros, que faz com que seja possível cobrir grandes áreas. As plantas superiores são particularmente relevantes em áreas urbanas onde os líquens são por vezes ausentes (RUCANDIO et al., 2010; RAI, 2013; RAI, 2015; RAI, 2016). As respostas desses organismos podem variar desde alterações típicas nas folhas, perdas foliares, redução de crescimento, alterações nos padrões de floração, ou ainda, alterações na frequência e abundância de populações quando expostas a poluentes atmosféricos (RAI, 2016; RUCANDIO et al., 2010). Na Tabela 3, pode ser visualizada uma lista de importantes bioindicadores e os impactos causados por diferentes fontes de poluição.

**Tabela 3.** Bioindicadores e os impactos causados por diferentes fontes de poluição.

<b>Fontes de poluição</b>	<b>Plantas como biomonitores</b>	<b>Impacto</b>	<b>Referência</b>
Posto de queima de carvão em Massachusetts.	Líquens <i>Acer saccharinum</i> e <i>Populus Deltoides</i>	Diminuição de líquens próximo ao posto de queima de carvão.	Murphy et al. (1999)
Poluição automotiva em Lucknow, Índia.	<i>Ficus religiosa</i> e <i>Thevetia nerifolia</i>	Alteração nos pigmentos fotossintéticos, teores de proteína e cisteína; também há mudanças estruturais na área da folha e superfície foliar das plantas.	Verma and Singh (2006)
Tráfego de veículos e aquecimento doméstico em Siena, Itália Central.	57 espécies de líquens	Atuou como bioindicador e revelou melhora da qualidade do ar em relação a 1995.	Loppi et al. (2002)

Fontes de poluição	Plantas como biomonitores	Impacto	Referência
Poluição por partículas devido ao tráfego urbano e outras atividades humanas nas regiões europeias e norte-americanas.	<i>Ficus nítida</i> , <i>Eucalyptus globulus</i> , <i>Quercus petraea</i> , <i>Alnus glutinosa</i> , <i>Fraxinus excelsior</i> , <i>Acer pseudo-platanu</i> , <i>Pseudotsuga menziesii</i>	Eficiência no potencial de captura do pó em países desenvolvidos com regiões áridas e semiáridas.	Freer-Smith, et al. (2004)
Tráfego veicular e grandes instalações industriais no interior da área urbana de Nápoles.	<i>Quercus ilex</i>	Níveis elevados de Cu, Cr e Ni e outros elementos nas folhas das plantas.	Alfani et al. (2000)
Biomonitoramento da poluição do ar (variação espacial e temporal da concentração elementar) em seis locais no norte de Minnesota, EUA.	Líquens - <i>Cladina rangiferina</i> , <i>Evernia mesomorpha</i> , <i>Hypogymnia physodes</i> e <i>Parmelia sulcata</i>	Biomonitoramento com líquens é fortemente dependente. Espécies corticícolas apresentaram-se mais enriquecidas em metais pesados do que espécies terrícolas quando monitoradas ao longo de 11 anos.	Bennett and Wetmore (1999)
Tráfego veicular na cidade de Montecatine Terme (Itália Central).	<i>Flavoparmelia caperata</i>	Como biomonitor de metais pesados.	Loppi et al. (2004)

Fontes de poluição	Plantas como biomonitores	Impacto	Referência
A poluição do ar em um sítio urbano do norte da Itália.	<i>Líquens - Hypogymnia physodes, Parmelia sulcata, Pseudevernia furfuracea e Usnea gr. Hirta</i>	Em relação a 29 elementos estudados, <i>H. physodes</i> , <i>P. furfuracea</i> e <i>U. gr. hirta</i> têm uma capacidade de acúmulo semelhante, enquanto que em <i>P. sulcata</i> é inferior.	Bergamaschi et al. (2007)
Complexo industrial de Cubatão, Brasil	<i>Tibouchina pulchra</i>	Impactos adversos formam lesões visíveis, reduções de fotossíntese líquida, parâmetros de crescimento, e diminuição de ascorbato. Aumento das concentrações foliares F, N e S.	Moraes, et al. (2003)
Poluição por metais pesados na cidade de Palermo (Sicília, Itália).	<i>Nerium oleander L</i>	<i>N. oleander</i> pode ser considerado como um meio de avaliar a contaminação por pó no ambiente urbano.	Mingorance and Oliva, (2006)
Problema global do enriquecimento de dióxido de carbono (alterações climáticas) na fisiologia da produção e da qualidade alimentar.	Plantas cultivadas	Os efeitos adversos do enriquecimento de dióxido de carbono podem diminuir a concentração de proteína e nutrientes minerais, bem como a alteração da composição lipídica dos alimentos de plantas cultivadas.	DaMatta et al. (2010)

Fontes de poluição	Plantas como biomonitores	Impacto	Referência
Poluição por metais pesados em Hong Kong	<i>Bauhinia blakeana</i>	Atua como biomonitores de metais, dióxido de enxofre e partículas totais em suspensão.	Lau and Luk, (2001)
Hidrocarbonetos aromáticos policíclicos em Nápoles, Itália.	<i>Quercus ilex</i>	O conteúdo total de hidrocarbonetos em folhas de <i>Q. ilex</i> foi bastante alto.	Alfani et al. (2001)
Traços de poluição por metais na Galícia, NW Espanha.	Folhas de <i>Quercus robur</i> e <i>Pinus pinaster</i> .	Eficiência limitada em estudos como bioacumuladores de metais.	Aboal et al. (2004)
Problema de poluição de ar no complexo industrial, Cuba-tão, Brasil	<i>Psidium guajava</i> , <i>Psidium cattleianum</i> e <i>Mangifera indica</i>	<i>P. cattleyanum</i> e <i>P. guajava</i> podem ser usadas como indicador acumulativo em climas tropicais.	Moraes et al. (2002)

Fonte: Adaptado de Rai (2016).

## LÍQUENS COMO BIOINDICADORES

Os líquens têm sido reconhecidos como bioindicadores da qualidade do ar desde o início do século XIX (HAWKSWORTH et al., 2005). São empregados em programas de biomonitoramento (GEEBELEN; HOFFMANN, 2001; VAN HERK et al., 2002; NIMIS PURVIS 2002; MIKHAILOVA, 2007) e, inclusive, recomendados como bioindicadores em protocolos governamentais de diversos países (MCCUNE, 2000), seja para avaliar determinadas espécies em relação aos poluentes (SAIKI, et al., 2003; FUGA, et al., 2008; CONTI et al., 2009) ou para verificar alterações na estrutura da microbiota liquenizada em função de contaminantes atmosféricos (HAWKSWORTH, 1973; GOMBERT et al., 2006; CALVELO et al., 2009).

Os líquens são organismos simbiotes constituídos pela associação de um fungo (micobionte) e uma alga ou cianobactéria (fotobiontes). As algas realizam a fotossíntese e produzem carboidratos para uso próprio e para o fungo. Em contrapartida, os fungos fornecem uma proteção física e suplemento de água e minerais para a associação (COCCHIETTO et al., 2002). Os líquens variam em sua complexidade, desde formas muito simples até estruturas morfológicas e anatômicas muito complexas. São separados por sua morfologia em: crostosos, esquamulosos, foliosos, microfoliosos e fruticosos (Figura 2). Os crostosos se caracterizam pela forma aderida ao substrato, podendo o talo estar totalmente imerso no substrato. Nos tipos esquamulosos, o talo é composto por pequenas escamas que crescem agregadas (formando manchas) ou espalhadas nas fendas das cascas das árvores. Os foliosos e microfoliosos possuem estrutura laminar e dorsiventral (apresentam lado de baixo e de cima) e normalmente se aderem ao substrato por muitos pontos de seu lado inferior. Os fruticosos possuem talo cilíndrico ou achatado, muitas vezes ramificado, que cresce pendente de rochas, troncos ou galhos de árvores.

Os líquens ocorrem em vários substratos podendo fixar-se em troncos e ramificações de árvores (corticícolas), rochas (saxícolas), solos (terrícolas), folhas (foliculas) e em praticamente qualquer tipo de substrato que se encontre estável por algum tempo (HALE, 1983). Possuem ampla distribuição e habitam as mais diferentes regiões (Figura 2).

**Figura 2.** Três principais morfologias dos líquens: crostoso, folioso e fruticoso respectivamente.



Fonte: SPIELMANN (2006).

Diferentemente dos vegetais superiores, os líquens não dependem de um sistema radicular para a absorção de nutrientes, incorporando com facilidade altos níveis de poluentes. Desta forma, a pureza do ar atmosférico é fator crucial à sua sobrevivência, já que estes se alimentam higroscopicamente, fixando elementos nele presentes, notadamente o nitrogênio. Esses seres absorvem e retêm elementos radioativos, íons metálicos, dentre outros poluentes, e isto faz com que sejam utilizados como indicadores biológicos de poluição atmosférica (NIEBOER et al., 1972; PILEGAARD, 1976; SEAWARD, 1977) e da chuva. (HAWKSWORTH, 1990). Muitas espécies são sensíveis aos dióxidos de nitrogênio e enxofre, assim como a metais pesados, compostos que podem estar presentes em maior ou menor grau na atmosfera de áreas industriais (NIMIS; PURVIS 2002, MINGANTI et al., 2003; RININO et al., 2005; MIKHAILOVA, 2007). Alterações na estrutura da comunidade líquênica como frequência, cobertura, diversidade e vitalidade das espécies estão relacionadas com a concentração de poluentes na atmosfera (HAWKSWORTH, 1973).

A grande sensibilidade dos líquens está estreitamente relacionada com a sua biologia. A alteração do balanço simbiótico entre o fotobionte e o microbionte pode ser evidenciada com rapidez através da ruptura dessa associação. Anatômica-mente, os líquens não possuem estômatos nem cutícula, o que significa que os gases e aerossóis podem ser absorvidos pelo talo e se difundir em rapidamente pelo tecido onde está o fotobionte. A ausência dessas estruturas tampouco permite excretar as substâncias tóxicas ou a seleção das que são absorvidas (MARTINS-MAZZITELLI et al., 2006; VALENCIA; CEBALLOS, 2002).

Dentre os efeitos que os poluentes podem ocasionar nos líquens estão: inibição de crescimento e desenvolvimento do talo, alterações nos processos metabólicos e mudanças anatômicas e morfofisiológicas (GRIES 1996; SCHLENSOG; SCHROETER, 2001). O fotobionte é o primeiro a ser afetado pela poluição, ocorrendo desenvolvimento das anormalida-

des no talo, branqueamento da clorofila e desenvolvimento de áreas pardas nos cloroplastos. A clorofila degrada-se em feofitina pela ação de soluções de dióxido de enxofre, ainda que em baixas concentrações (BARKMAN, 1958; BARGAGLI MIKHAILOVA, 2002).

A comunidade líquênica pode ser avaliada através de informações qualitativas obtidas por meio de listas de espécies e mapas de distribuição da comunidade ou por métodos quantitativos, utilizando cálculos de diferentes índices para estimar a qualidade do ar, dentre estes, o Índice de Pureza Atmosférica (IPA) desenvolvido por Le Blanc & De Sloover (1970), que é baseado na sensibilidade dos líquens. Segundo Hawksworth & Rose (1976), entre os métodos numéricos, esse tem sido o mais utilizado e seus resultados são os que revelam maior correlação entre a poluição, a urbanização e a industrialização (RIO GRANDE DO SUL, 2012).

## **PLANTAS SUPERIORES COMO BIOINDICADORES**

As plantas que estão constantemente expostas aos poluentes ambientais absorvem, acumulam e integram esses poluentes aos seus sistemas. Os poluentes podem causar injúria nas folhas, dano aos estômatos, envelhecimento prematuro, diminuição da atividade fotossintética, distúrbios na permeabilidade da membrana e crescimento reduzido (TIWARI et al., 2006). Diversos estudos têm sido conduzidos para avaliar os efeitos da poluição sobre diferentes aspectos da vida da planta, assim como crescimento e desenvolvimento, morfologia foliar, anatomia e alterações bioquímicas (RAI, 2016).

As folhas das plantas são os receptores primários para os poluentes da atmosfera que, antes de entrarem no tecido da folha, eles interagem com a superfície foliar e modificam a sua configuração. A deposição de poeira sobre a superfície das folhas causa redução no crescimento da planta pelos seus efeitos sobre as trocas gasosas das folhas (BENDER et al., 2002; STEBBING, 1982), florescimento e reprodução da planta (SAUNDERS; GODZIK, 1986), número de folhas e sua superfi-

cie (LAMBERS et al., 1998). A deposição de poeira pode afetar também os estômatos, causando oclusão, uma vez que as partículas entram na folha através da abertura dos estômatos e a sua toxicidade perturba a atividade fisiológica das plantas por inibição do crescimento e da taxa de fotossíntese, atraso no florescimento e desbalanço hormonal (HIRANO et al., 1995; FARMER 1993; ARMBRUST, 1986; FAROOQUI et al., 1995).

O material particulado resultante da poeira oriunda da atividade de pedreiras causa anomalias foliares e sintomas de injúria como necrose do tecido, manchas marrons e amarelas, pontos negros e, em casos extremos, morte das folhas (SAHA; PADHY, 2011). A presença de quantidade excessiva de metais pesados nas plantas, como cobre e enxofre, causa diversas alterações fisiológicas como sintomas de clorose (BERGMAN, 1983), envelhecimento prematuro e morte das folhas. A aclimatização das plantas aos poluentes do ar pode causar alterações na sua estrutura morfológica como células epidérmicas mais grossas e tricomas mais longos (RANGKUTI, 2003). Uma vez depositados sobre a superfície das folhas, alguns elementos podem ser absorvidos através dos estômatos afetando o desenvolvimento global da planta e reduzindo a sua resistência à seca, geada, insetos e fungos (SHANKER et al., 2005).

Os efeitos dos compostos tóxicos e os seus subsequentes efeitos genotóxicos sobre as plantas são de particular importância, uma vez que elas compreendem uma ampla porção da biosfera e constituem um elo vital na cadeia alimentar. Estimar a genotoxicidade causada pela poluição é, portanto, crucial para a avaliação da saúde das plantas e do ambiente. As plantas superiores podem ser consideradas sensíveis e indicadores eficientes de genotoxicidade quando comparadas a outros métodos de tratamento físicos e químicos. Embora a sua resposta das plantas aos tóxicos do ar não possa ser extrapolada diretamente para prever os efeitos sobre a saúde humana, os achados em ensaios com plantas podem fornecer indicações da poluição atmosférica e estresse ambiental (RAI, 2016).

Diversos poluentes têm sido demonstrados por causar impactos genotoxicológicos sobre as plantas, assim como em

humanos (RAI, 2015). Os hidrocarbonetos aromáticos policíclicos são derivados da combustão de matéria orgânica que, após transformações metabólicas, são capazes de interagir covalentemente com o DNA, causando substituição de pares de bases, mutações, deleções, bloqueio fase S e uma variedade de alterações cromossomais (PIRAINO et al., 2006; RAI 2015; RAI, 2016).

*Tradescantia pallida* é uma das espécies de plantas que tem sido utilizada com sucesso em biomonitoramento da genotoxicidade do ar através da aplicação de testes citogenéticos. Pertencente à família Commelinaceae, uma família botânica cosmopolita que abrange cerca de 42 gêneros e 650 espécies, conhecida popularmente como Trapoeraba Roxa ou Coração Roxo, a *Tradescantia pallida* (Figura 3) é uma planta de fácil cultivo e adaptação em qualquer ambiente e pode se desenvolver durante todo o ano. Além disso, possui alta resistência aos fatores climáticos e ambientais. É nativa da América do Norte e Central e trata-se de uma herbácea de pouca altura com folhas lanceoladas e suculentas (LORENZI; SOUZA 2001). É uma espécie muito comum encontrada facilmente em canteiros e jardins de várias cidades.

**Figura 3.** Detalhes da planta *Tradescantia pallida*.



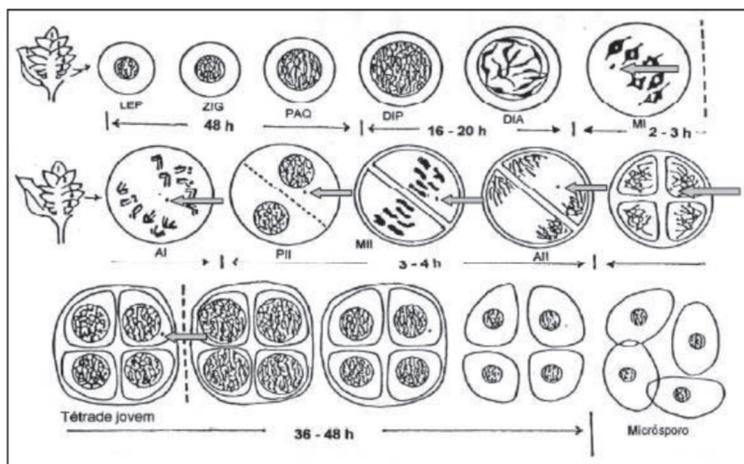
Fonte: Elaborado pelos autores.

O que torna a *Tradescantia* um interessante bioindicador, além das características favoráveis anteriormente citadas, é a modificação que pode ser detectada em seu material genético devido a certos poluentes. O teste de micronúcleo realizado com *Tradescantia* é um dos ensaios mais comumente utilizados para a detecção de efeitos genotóxicos em organismos. O teste é fundamentado na formação de micronúcleos, que são resultantes de quebras nos cromossomos durante a meiose

dos grãos de pólen das inflorescências da *Tradescantia* sp. (PAULA, 2010). Desde os primórdios dos estudos da atividade genética de compostos químicos e agentes físicos, várias espécies e clones do gênero *Tradescantia* têm sido utilizados como organismos experimentais em virtude de uma série de características genéticas favoráveis. Apresentando apenas seis pares de cromossomos grandes e facilmente observáveis, células de quase todas as partes da planta, da ponta da raiz ao tubo polínico em desenvolvimento, fornecem material excelente para estudos citogenéticos (MA; GRANT, 1982).

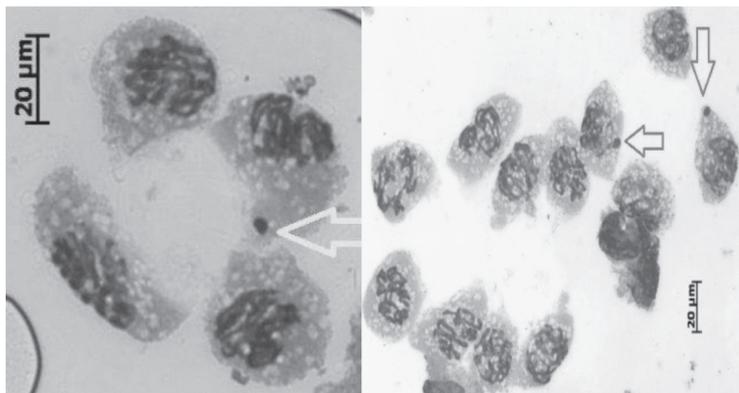
O teste de micronúcleo aplicado à *Tradescantia pallida* (Trad-MCN) baseia-se na quantificação de micronúcleos, que são fragmentos derivados de quebras cromossômicas causadas por erros na replicação do DNA no momento da sua duplicação na prófase I da meiose, quando na presença de um agente mutagênico. Os micronúcleos (Figuras 4 e Figura 5) são visualizados nas tétrades primordiais dos grãos de pólen, na fase final da meiose (MA, 1983; RODRIGUES, 1997).

**Figura 4.** Ciclo meiótico em *Tradescantia pallida* com destaque dos micronúcleos.



Fonte: MA, 1983.

**Figura 5.** Detalhe de micronúcleo em tétrades em aumento de 400 e 200x, respectivamente



Fonte: COPELLI, 2011.

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

O uso de bioindicadores tem cada vez mais se consolidado, sendo já considerado como um importante meio do monitoramento da qualidade do ar. Trata-se de um método simples, de baixo custo e eficiente. Colabora principalmente por demonstrar os efeitos da poluição em seres vivos, despertando rapidamente a atenção e preocupação da população e, assim, incentivando a tomada de ações para mudança desse cenário. Entretanto, cabe frisar que o ideal é que não substitua os meios físico-químicos já consagrados de monitoramento do ar, mas atue paralelamente aos mesmos, fornecendo informações adicionais e resultados “mais visíveis”.

Outro importante aspecto é o uso de bioindicadores que melhor se adequem para cada caso, sendo sensível ou que acumule o poluente específico de estudo. Além disso, é necessário um cuidado especial com os resultados observados quando há a utilização de ferramentas estatísticas de forma a evitar falsos positivos, ou seja, a constatação que poluentes seria a principal causa de determinada modificação, pois na verdade ela ocorre devido a outras variáveis desconhecidas pelo pesquisador.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ARMBRUST, D.V. Effect of particulates (dust) on cotton growth, photosynthesis and respiration. **Agron. Am. Soc. Agron.** 6(78), 1078-1081, 1986.
- BARGAGLI, R.; MIKHAILOVA, I. Accumulation of inorganic contaminants. In: NIMIS, P.L.; SCHEIDEGGER, C.; WOLSELEY P.A. (Org.). Monitoring with lichens – Monitoring lichens. 65-84, 2002.
- BARKMAN, J. J. Phytosociology and ecology of cryptogamic epiphytes. Assen, Netherlands: Van Gorcu. 1958
- BENDER, M. H.; BASKIN, J. M.; BASKIN, C. C. Flowering requirements of *Polymnia canadensis* (Asteraceae) and their influence on its life history variation. **Plant Ecol.** 160, 113-124, 2002.
- BRUNEKREEF, B.; ANNESI-MAESANO, I.; AYRES, J. G.; FORASTIERE, F.; FORSBERG, B.; KONZLI, N.; PEKKANEN, J.; SIGSGAARD, T. The principles for clean air. **European Respiratory Journal**, 3, 2012.
- CALVELO, S.; BACCALÁ, N.; LIBERATORE, S. Lichens as bioindicators of airquality areas in Patagônia (Argentina). **Environmental Bioindication.** 4, 123-135. 2009.
- Conselho Nacional de Meio Ambiente – CONAMA. Ministério do Meio Ambiente. Resolução nº03, de 28 de junho de 1990. Institui o Programa Nacional de Qualidade do Ar – PRONAR.
- CONTI, M. E.; PINO, A.; BOTRÈ, F.; BOCCA, B.; ALIMONTI, A. Lichen *Usnea barbata* as biomonitor of airborne elements deposition in the Province of Tierra del Fuego (southern Patagonia, Argentina). **Ecotoxicology and Environmental Safety**, 72, 1082-1089. 2009.
- FARMER, A. M. The effects of dust on vegetation-a review. *Environ Pollut.* 79(1), 63-75, 1993.
- FAROOQUI, A.; KULSHRESHTHA, K.; SRIVASTAVA, K.; SINGH, S. N.; FAROOQUI, S. A.; PANDEY, V.; AHMAD, K. J. Photosynthesis, stomatal response and metal accumulation in *Cineraria maritima* Linn. And *Centaurea moschata* Linn. grown metal rich soil. **Sci. Total Environ.** 164, 203-207, 1995.
- FEPAM (Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luís Roessler). Rio Grande do Sul. 6(2). 2012.
- FEPAM (Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luís Roessler). Disponível em: <http://www.fepam.rs.gov.br/qualidade/poluentes.asp>
- FUGA, A.; SAIKI, M.; MARCELLI, M. P.; SALDIVA, P. H. N. Atmospheric pollutants monitoring by analysis of epiphytic lichens. **Environmental Pollution**, 151, 334-340. 2008.

- GEEBELEN, W.; HOFFMANN, M. Evaluation of bio-indication methods using epiphytes by correlating with SO<sub>2</sub> pollution parameters. **Lichenologist**, 33(3), 249-260. 2001.
- GOMBERT, S.; ASTA, J.; SEAWARD, M. R. D. Lichens and tobacco as complementary biomonitors of air pollution in the Grenoble area (Isère, southeast France). **Ecological Indicators**, 6, 429-443. 2006.
- GOUVEIA, N.; FREITAS, C. U.; MARTINS, L. C.; MARCÍLIO, I. O. Hospitalizações por causas respiratórias e cardiovasculares associadas à contaminação atmosférica no Município de São Paulo, Brasil. **Cadernos de saúde pública**, 22(12), 2669-2677, 2006.
- GRIES, G. Lichens as indicators of air pollution. In: NASH III, T. (Org.). Lichen Biology, Cambridge University Press, London. 240-254. 1996.
- HALE, M. E. The Biology of lichens. London. 1983.
- HAWKSWORTH, D. L. (Org.). Air Pollution and Lichens. The Athlone Press, London. 38-76. 1973.
- HAWKSWORTH, D. L.; ITURRIAGA, T.; CRESPO, A. Líquenes como bioindicadores inmediatos de contaminación y cambios medio-ambientales en los trópicos. **Revista Iberoamericana de Micología**. 22, 71-82. 2005.
- HAWKSWORTH, D. L.; ROSE, F. Qualitative scale for estimating sulphur dioxide air pollution in England and Wales using epiphytic lichens. **Nature**. 227,145-148. 1976.
- HIRANO, T.; KIYOTA, M.; AIGA, I. Physical effects of dust on leaf physiology of cucumber and kidney bean plants. **Environ. pollut.** 89, 255-261, 1995.
- LAMBERS, H.; CHAPIN III, F. S.; PONS, T. L. **Plant Physiological Ecology**. Springer, New York, 1998.
- LE BLANC, F. S. C.; DE SLOOVER, J. Relation industrialization and the distribution and growth of epiphytic lichens and mosses in Montreal. **Canadian Journal of Botany**, 48(8), 1485-96. 1970.
- LORENZI, H.; SOUZA, H. M. Plantas ornamentais do Brasil: arbustivas, herbáceas e trepadeiras. Nova Odessa: Instituto Plantarum, 3, 382, 2001.
- MA, T. H. et al. Evaluation by the Tradescantia-micronucleus test of the mutagenicity of internal combustion engine exhaust fumes from diesel and diesel-soyben oil mixed fuels. In: WATERS, M. D. et al. Short-term bioassay in the analysis of complex environmental mixtures. New York, Plenum Press, 1983.
- MAITI, S. K. Dust collection capacity of plants growing in coal mining areas. **Indian J. Environ. Prot.** 13, 276-280, 1993.

MARTINS-MAZZITELLI, S. M. de A.; MOTA FILHO, F. de O.; PEREIRA, E. C.; FIGUEIRA, R. Utilização de líquens no biomonitoramento da qualidade do ar in: XAVIER FILHO, L.; LEGAZ, M. E.; CÓRDOBA, C. V.; PEREIRA, E. C. (Eds.) *Biologia de Líquens*. RJ, 101-143, 2006.

MC CUNE, B. Lichen communities as indicators of forest health. *The Bryologist*, 103(2), 353-356. 2000.

MIKHAILOVA, I. N. Populations of epiphytic lichens under stress conditions: survival strategies. *Lichenologist*, 39(1), 83-89. 2007.

MINGANTI, V.; CAPELLI, R.; DRAVA, G.; PELLEGRINI, R.; BRUNIALTI, P. MODENESI, P. Biomonitoring of trace metals by different species of lichens (*Parmelia*) in north-west Italy. *Journal of Atmospheric Chemistry*. 45,219-229. 2003

MIRANDA, R. M.; ANDRADE, M. F.; FORMARO, A.; ASTOLFO, R.; AFONSO DE ANDRE, P.; SALDIVA, P. H. Urban air pollution: a representative survey of PM<sub>2.5</sub> mass concentrations?? in six Brazilian cities. *Air Quality, Atmosphere and Health*, 55(1), 63-77, 2012.

MOURAES, J.; FERNANDES, A.; SILVA, J. Utilização de líquens como bioindicadores de poluição atmosférica na Cidade de Cuiabá – MT. III Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental, Goiânia/GO, 2012.

NIMIS, P. L.; PURVIS, O. W. Monitoring lichens as indicators of pollution. In: NIMIS, P.L.; SCHEIDEGGER, C.; WOLSELEY, P. A. (Org.). *Monitoring with lichens – Monitoring lichens*. Kluwer Academic Publisher, Dordrecht, 7-20. 2002.

OLMO, N. R. S.; SALDIVA, P. H.; BRAGA, A. L. F.; LIN, C. A.; SANTOS, U. P.; PEREIRA, I. A. A. A review of low-level air pollution and adverse effects on human health: implications for epidemiological studies and public policy. *Clinics*, 66(4), 681-690, 2011.

PAULA, S. Biomonitoramento como instrumento de detecção de contaminantes ambientais. Universidade Veiga De Almeida. Vitória, 2010.

PEREIRA, M. A. C.; LEMOS, M.; MAUAD, T.; ASSUNÇÃO, J. V.; SALDIVA, P. H. Urban traffic-related particles and lung tumors in urethane treated mice. *Clinics*, 66, 1051-1054, 2011.

PIRAINO, F. et al. Air quality biomonitoring: assessment of air pollution genotoxicity in the province of Novara (North Italy) by using *Trifolium repens* L. and molecular markers. *Sci. Total Environ.* 372, 350-359, 2006.

RAI, P. K. Environmental magnetic studies of particulates with special reference to biomagnetic monitoring using roadside plant leaves. *Atmos. Environ.* 72, 113-129, 2013.

- RAI, P. K. Impacts of particulate matter pollution on plants: Implications for environmental biomonitoring. **Ecotoxicology and Environmental Safety**. 129, 120-136. 2016
- RAI, P. K. Multifaceted health impacts of particulate matter (PM) and its management: an overview. **Environ. Sci. Technol.**, 4(1), 1-26, 2015.
- RAI, P. K.; SINGH, M. M. Lantana camara invasion in urban forests of an Indo-Burma hotspot region and its eco sustainable management implication through biomonitoring of particulate matter. **J. Asia-Pac. Biodivers.** 8(4), 375, 2015.
- RININO, S.; BOMBARDI, V.; GIORDANI, P.; TRETACH, M.; CRISAFULLI, P.; MONACI, F.; MODENESI, P. New histochemical techniques for the localization of metal ions in the lichen thallus. **The Lichenologist**. 37, 463-466.
- RUCANDIO, M. I.; PETIT-DOMINGUEZ, M. D.; FIDALGO-HIJANO, C.; GIMENEZ-GARCIA, R. Biomonitoring of chemical elements in an urban environment using arboreal and bush plant species. **Environ. Sci. Pollut. Res.** 18, 51-63. 2010.
- SAHA, D. C.; PADHY, P. K. Effects of stone crushing industry on *Shorea robusta* and *Madhuca indica* foliage in Lalpahari forest. **Atmos. Pollut. Res.** 2, 463-476. 2011.
- SAIKI, M.; FUGA, A.; ALVES, E.; VASCONCELLOS, M. B. A. The use of *Canoparmelia texana* lichenized fungi in the study of atmospheric air pollution. In: 3th International Workshop on Biomonitoring of **Atmospheric Pollution**, Slovenia. 705-708. 2003.
- SAUNDERS, P. J. W.; GODZIK, S. Terrestrial vegetation-air pollutant interactions: non-gaseous air pollutants. In: air pollutants and their effects on the terrestrial ecosystem. In: LEGGE, A. H.; KRUPA, S. V. **Advances in Environmental Science and Technology**. Wiley, New York, USA, 389-394, 1986.
- SCHLENSOG, M.; SCHROETER, B. A new method for the accurate in situ monitoring of chlorophyll a fluorescence in lichens and bryophytes. **Lichenologist**, 33(5), 443-452. 2001.
- SEAWARD, M. R. D. Urban deserts bloom: a lichen renaissance. In: New species and novel aspects in Ecology and physiology of lichens, in honour of Lange, O.L., Kappen L. **Bibl. Lichenol.** 67, 237-309. 1997.
- SHANKER, A. K.; VERVANTES, C.; LOZA-TAVERA, H.; AVUDAINAYAGAM, S. Chromium toxicity in plants. **Environ. Int.** 31, 739-753. 2005.
- SPIELMANN, A. Instituto de Botânica – IBt Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Vegetal e Meio Ambiente. São Paulo. 2006, p. 1-13.

STEBBING, L.; JAGER, H. J. Monitoring of air pollutants by plants. Junk Publishers, The Hague, The Netherlands, 121-128, 1982.

TIWARI, S.; AGRAWAL, M.; MARSHALL, F. M. Evaluation of ambient air pollution impact on carrot plants at a sub urban site using open top chambers. **Environ. Monit. Assess.** 119, 15-30, 2006.

VALENCIA, M. C. de, CEBALLOS, J. A. Hongos liquenizados. Universidade Nacional de Colombia, Bogotá. 220. 2002.

VAN HERK, C. M.; APTROOT, A.; VAN DOBBEN, H. F. Long-term monitoring in the Netherlands suggests that lichens respond to global warming. **Lichenologist**, 34, 141-154. 2002.

VARGHA, B.; OTVOS, E.; TUBA, Z. Investigations on Ecological Effects of Heavy Metal Pollution in Hungary by moss-Dwelling Water Bears (Tardigrada), as Bioindicators. *Ann?? Agric Environ Med.* 9, 141-146, 2002.

WHO. Air quality guidelines for Europe. WHO regional publications. Copenhagen European series, 91, 2000.

WHO. Air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide. Global update 2005. Genebra, 2006.

WHO. Global Urban Ambient Air Pollution Database (update 2016). Disponível em: [http://www.who.int/phe/health\\_topics/outdoorair/databases/cities/en/](http://www.who.int/phe/health_topics/outdoorair/databases/cities/en/) o site da Fundação.

# BIONDICADORES DE QUALIDADE DE SOLO

MARCELLO ÁVILA MASCARENHAS  
EMERSON ANDRE CASALI  
JOSEANE JIMENEZ ROJAS  
VALESCA VEIGA CARDOSO

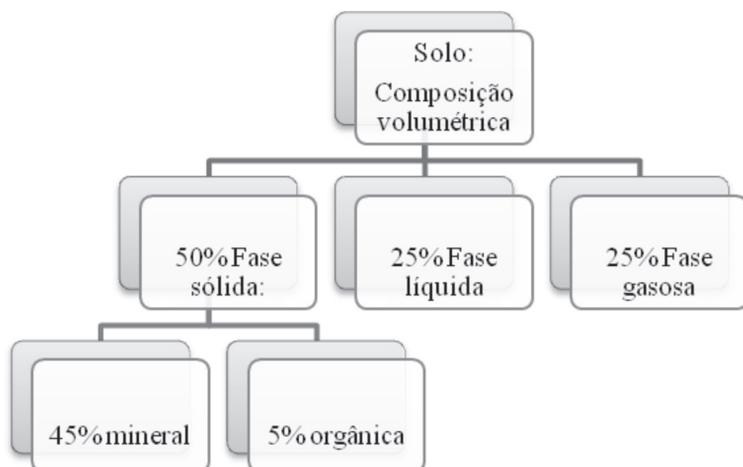
## INTRODUÇÃO

A atividade antropogênica sobre o meio ambiente está crescendo enormemente (SAMPAIO, et al., 2007). Sob o ponto de vista ambiental, é considerada a capacidade natural dos solos de ciclagem dos elementos em um determinado ambiente. Pode-se afirmar que, nos biomas naturais não perturbados, as características de fertilidade química e biológica dos solos constituem-se em importantes paradigmas para a concepção e implantação de práticas de conservação e manejo dessas áreas (COSTA et al., 2014). Percebe-se que com a retirada da vegetação, em poucos anos, a atividade antropogênica é aumentada, sendo mais acentuada se somada ao desmatamento, à prática de queimadas e ocupação de áreas inapropriadas para as práticas agropecuárias. A expansão das fronteiras agrícolas, que está ocorrendo nos últimos trinta anos, caracteriza-se por um aumento expressivo de áreas desmatadas e pela consequente ocupação para a produção de grãos, eucaliptos e pastagens (ROCHA et al., 2009).

O solo é um elemento fundamental para a manutenção da biosfera terrestre e dos sistemas agrícolas e naturais, envolvendo uma diversidade de organismos, compostos orgânicos e inorgânicos, servindo como filtro e armazenador de água, carbono, nitrogênio, entre outros elementos (SAMPAIO et al., 2008). Constituído pelas fases de composição volumétrica do solo: sólida, líquida e gasosa (Figura 1), tema sua proporção

relativa nas variedades de solo e nas diferentes condições climáticas. Entretanto, quando o solo apresenta-se em boas condições, favorece o crescimento de plantas, atribuído à mistura das fases, permitindo a ocorrência de reações bioquímicas e constituindo um ambiente adequado para a vida vegetal (ROCHA et al., 2009).

Figura 1. Fases de composição volumétrica do solo



Fonte: Adaptada ROCHA et al.(2009).

A geomorfologia dos solos é gerada a partir de alterações nos diferentes tipos de rochas, que definem, entre outros fatores, suas características químicas e físicas. Outros fatores importantes são a ação do clima e os constituintes de fauna e flora, que influenciam na sua fertilidade e, desta forma, definem a sua estrutura e os elementos que serão cedidos às plantas (COSTA et al., 2014). O processo essencial de ciclagem de nutrientes, acumulação e decomposição da matéria orgânica do solo nos ecossistemas naturais, constitui-se uma integração harmoniosa entre a cobertura vegetal e os atributos físicos, químicos e biológicos do solo.

Em estudo de sustentabilidade, os indicadores biológicos de qualidade do solo são parâmetros sensíveis na aferição do

manejo adequado do mesmo (MENDES et al., 2011). Compreende a importância da redundância no ecossistema, a qual tem sido mencionada à manutenção das funções bioquímicas, mesmo ocorrendo a substituição de um determinado organismo por outro (WALKER, 1992).

A vida do solo, quanto a sua atividade biológica junto com avegetação, formam um conjunto que processa continuamente os recursos naturais básicos disponíveis: sol, água e nutrientes. É um reciclar permanente de carbono, de hidrogênio, de oxigênio e de nitrogênio, somados aos minerais encontrados na decomposição da rocha-matriz do solo. Esses parâmetros consideram aspectos climáticos, principalmente pluviosidade, o que necessariamente impacta o regime hídrico da região (SANTANA; BAHIA FILHO, 1999).

O solo é responsável pela interface entre litosfera, atmosfera e biosfera, apresentando grande interdependência entre todos esses componentes. Sabe-se que ele exerce diversas funções tais como: fornecer a matriz física, o ambiente químico e atmosfera biológica (Quadro 1). Atua na distribuição da água da chuva ou da irrigação, de maneira superficial, regula a atividade biológica e as trocas entre as fases sólida, líquida e gasosa; atua como filtro protegendo o solo, a água e o ar; proporciona suporte mecânico para organismos vivos e suas estruturas; e sua reserva de carbono atua regulando as trocas gasosas (SANTANA; BAHIA FILHO, 1999).

Nos últimos anos, o nível de compostos xenobióticos nos ecossistemas vem aumentado de forma alarmante como resultado da atividade antropogênica sobre o meio ambiente, que tem contribuindo para a redução da qualidade ambiental, bem como para o comprometimento da saúde dos seres vivos que habitam esses ecossistemas (ROCHA et al., 2009). O CONAMA (BRASIL, 1986) define o impacto ambiental como a alteração das propriedades físico-químicas e biológicas do meio ambiente, alteração esta provocada direta ou indiretamente por atividades humanas, as quais afetam saúde, segurança, bem-estar da população, atividades sócio-econômicas, biota, condições estéticas e sanitárias do meio e qualidade dos recursos.

**Quadro 1.** Parâmetros de condições mínimas do solo

Condição	Indicador	Descrições e valores
Acidez	pH	5,6-6,5
Matéria orgânica	Cor da camada superficial Carbono orgânico (C%)	Preta ou marrom escura >1%
Atividade biológica	Evolução de CO <sub>2</sub> Biodiversidade Atividade enzimática	> Média solos representativos.
Toxicidade do alumínio	Sistema radicular Saturação de alumínio	Raízes rasas, ângulos acentuados <20%
Fósforo	Fósforo extraído (mg/Kg)	> 10 solo argiloso >20 solo de textura média >30 solo de textura arenosa
Balço de nutrientes	Aspectos da cultura Saturação de bases (v%) Equilíbrio de bases (% Ca <sup>+</sup> , Mg <sup>+</sup> , K <sup>+</sup> )	40-60% Ca <sup>+</sup> :Cálcio: 60% Mg <sup>+</sup> :Magnésio:15% K <sup>+</sup> :Potássio: 5%
Compactação	Enxurrada Sistema radicular Teste de infiltração Densidade global Teste de penetração	Água penetra lentamente, enxurrada ou empoçamento das chuvas
Erosão	Perda de solo Medição local de perda de solo	Sinais de erosão laminar ou sulcos
Cobertura	% cobertura permanente superfície do solo no início das estações do ano com chuvas	70%

Fonte: Adaptada SANTANA; BAHIA FILHO (1999).

Os fatores ambientais associados à ação do homem determinam quais as plantas (flora) e quais os animais (fauna) que vão existir numa área. Assim, essas espécies vegetais ou animais

são utilizadas como bioindicadores de qualidade de determinado ambiente. Os principais contaminantes de solo são os resíduos de fertilizantes, os agrotóxicos e os rejeitos químicos, como metais pesados e poluição (SAMPAIO et al., 2007).

Os xenobióticos, independente da origem, podem atingir os corpos d'água diretamente, através da água da chuva e da irrigação, ou indiretamente através da percolação no solo, chegando aos lençóis freáticos. Outras formas de contaminação indireta podem ocorrer através da volatilização dos compostos aplicados nos cultivos e pela formação de poeira do solo contaminado e/ou da pulverização de pesticidas, que podem ser transportados por correntes aéreas e se depositarem no solo e na água, distantes das áreas onde foram originalmente usados (MEIRELES et al., 2005).

Através da liberação de  $\text{CO}_2$ , a avaliação da respiração basal do solo é a principal medida para avaliar a atividade microbiana do solo (ALEF, 1995), sendo a quantidade de  $\text{CO}_2$  liberada indicativa do carbono lábil. A respiração do solo é um fator usado para monitorar a decomposição da matéria orgânica e é considerada um importante indicador da atividade microbiana do solo (ANDERSON; DOMSCH, 1990).

A macrofauna do solo é constituída por diversos organismos edáficos, maiores que 2mm, com finalidade de influenciar diretamente na qualidade do solo. Os organismos invertebrados presentes nele, como minhocas (Oligochaeta), cupins (Isoptera), tatuzinho (Isopoda), aranhas (Arachida), centopéias (Chilopoda), piolhos-de-cobra (Diplopoda), moluscos (Mollusca), formigas (Hymenoptera), térmitas entre outros, também são utilizados como bioindicadores ou engenheiros do ecossistema; com menor ou maior sensibilidade, evidenciam a situação da qualidade do solo em consequência às ações antrópicas. Esses organismos, de certa forma, são fáceis de serem avaliados, pois os métodos de avaliação são baseados na identificação e contagem dos indivíduos. Esses parâmetros tornam-se algumas vezes frágeis, porque a fauna pode ser influenciada por fatores sazonais e habitat da espécie (ZILIL et al., 2003).

## OLIGOCHAETA

A diversidade ecológica pode ser definida como a variedade de espécies existente em uma comunidade de organismos de uma região, sendo reflexo das complexas interações que ocorrem no ecossistema (REYNOLDS; WETZEL, 2009; ODUM, 2004; ARAUJO, 2007). Os organismos que possuem os requisitos para serem utilizados como possíveis indicadores do nível de poluição são as minhocas ou Oligochaeta (Figura 2), segundo Paoletti (1999) e Papini (2003), uma vez que entram em contato direto com as substâncias químicas que atingem o solo, devido ao seu nicho ecológico. De acordo com os referidos autores, essas substâncias podem também ser ingeridas juntamente com partículas de solo, quando esses animais se alimentam e também ser absorvidas diretamente através da sua cutícula, quando os poluentes estão dissolvidos na solução do solo e sendo as minhocas nutrientes para este.

Figura 2. *Oligochaeta*



Fonte: MCGOWN 2013.

Mundialmente foram identificadas em torno de 8.300 espécies de minhocas, distribuídas em 38 famílias e 811 gêneros (REYNOLDS; WETZEL, 2009; ODUM 2004; ARAUJO 2007). As famílias com maior riqueza de espécies foram *Asteraceae*, *Fabaceae*, *Melastomataceae*, *Euphorbiaceae*, *Solanaceae* e *Comme-*

*linaceae* (STEFFEN et al., 2013). Afreqüência de espécies de minhocas nativas ou exóticas (Figura 3), em um determinado local, possibilita ao pesquisador inferir sobre o grau de alterações o qual o ambiente foi submetido. As espécies nativas apenas persistem onde a influência antrópica não é significativa e a vegetação nativa não foi substituída (FRAGOSO et al., 1999). O homem tem transportado minhocas exóticas em todo o mundo e, em algumas situações, esses organismos podem se tornar invasores, modificando populações nativas de minhocas, propriedades e processos do solo de forma significativa, bem como influenciando positiva ou negativamente o crescimento das plantas e melhora.

**Figura 3.** Minhocas e ecossistema



Fonte: Adaptado de GONZÁLES, et al.(2006).

A comunidade de minhocas presente em um determinado local está associada às condições edáficas (tipo de solo, mineralogia, teor de matéria orgânica, textura, estrutura, temperatura, umidade e valor de pH), da vegetação (espécie e cobertura), da topografia (o posição fisiográfica, inclinação),

do clima (precipitação, temperatura, umidade relativa do ar, vento), da interação com outros organismos edáficos, além das condições históricas que originaram o solo e o local (história humana e geológica). Dados referentes à comunidade de minhocas presente em um determinado local podem indicar a integridade do ecossistema e sua capacidade de resistir a perturbações, sendo úteis na determinação de áreas prioritárias para atividades de conservação (BROWN; JAMES, 2007).

### ISOPTERA

A ordem Isoptera é bastante conhecida por seu potencial como praga, apesar de os cupins-praga constituírem a minoria dentro do grupo. Os cupins (térmitas) são invertebrados dominantes em ambientes terrestres tropicais e estão espalhados desde as florestas úmidas até as savanas, sendo encontrados até mesmo em regiões áridas, nos mais variados habitat (FERREIRA, et al, 2011).

Os térmitas (Figura 4) são os artrópodes mais abundantes no ecossistema tropical, atingindo densidades em florestas úmidas que podem ultrapassar de 8.000 indivíduos/m<sup>2</sup>. No ecossistema semiárido, como a Costa do Marfim, foram encontrados 1.100 indivíduos/m<sup>2</sup>. No ecossistema, os térmitas representam uma biomassa viva dos 10% do total terrestres, sendo que no interior do solo constituem 95% de toda a biomassa de insetos (ALVES, 2009).

Figura 4. *Térmitas*



Fonte: MACGOWN, 2013.

Esses insetos atuam como mediadores no processo de composição e clivagem de nutrientes, como agentes que influenciam na estrutura e composição de solos, porque estão associados ao consumo de necromassa vegetal e aos seus hábitos de construção de túnel (BIGNEL; EGGLETON, 2000)

## ISOPADA

Os isópodes terrestres, tatuzinho (Figura 5), encontrados nos depósitos de cinzas de carvão, são nativos da região Neotropical, sendo *A. floridana* a espécie mais comum e abundante no sul do Brasil (QUADROS; ARAÚJO, 2008). *Balloniscus sellowii* também é comumente encontrada no sul do Brasil (ARAÚJO et al, 1996; LOPES et al, 2005). *Benthana taeniata* ocorre exclusivamente nesta região (ARAÚJO et al, 1996) e não há evidências sobre a sua biologia e ecologia. Na cidade de São Jerônimo (RS), o fragmento de mata ciliar que permanece entre os locais de eliminação e do rio adjacente provavelmente serve como uma fonte para essas populações colonizadoras.

Figura 5. *Isopada*



Fonte: ACT, 2013.

Isópodes terrestres escolhem se alimentar de serapiheira de caridos, dicotyledonous (RUSHTON; HASSALL, 1983; HASSALL et al., 1987), plantas com baixa relação carbono:nitrogênio (ZIMMER, 2002). As populações isópodes

habitam um ecossistema ciliar contaminado e altamente modificado no sul do Brasil. Considerando-se que esses animais são detritívoros abundantes, eles podem estar influenciando processos de restauração do solo nessa área pela aceleração dos processos de formação de húmus, que contribuem de forma eficaz para a disponibilidade de nutrientes para o estabelecimento de uma comunidade de plantas (FROUZ et al., 2008).

Por outro lado, como organismos bioacumuladores que são precedidos por uma grande variedade de animais, ambos os invertebrados e vertebrados (SUNDERLAND; SUTTON, 1980), são susceptíveis de participarem no processo de bioamplificação dos metais pesados através da cadeia alimentar (PODGAISKI et al., 2011).

### ARACHNIDA

Os artrópodes compreendem cerca de 75% dos animais existentes. Entre os representantes deste grupo, as aranhas “Arachnida” (Figura 6) compreendem uma significativa porção da diversidade de artrópodes terrestres (TOTI et al., 2000), ocupando a posição de consumidoras secundárias e também consideradas as predadoras generalistas em ecossistemas terrestres (OLIVERIA-ALVES, et al., 2005).

Figura 6. *Arachnida*



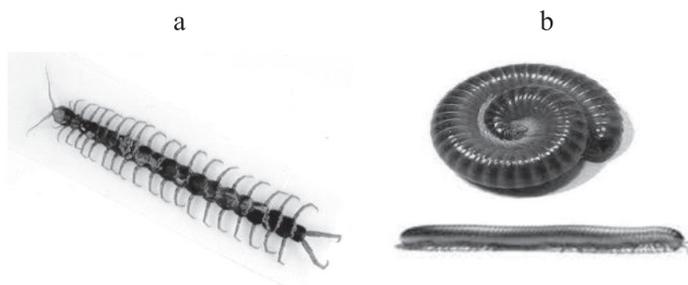
Fonte: ACT, 2013.

Os artrópodes proporcionam numerosas oportunidades para investigações sobre comunidades ecológicas devido ao seu pequeno tamanho, abundância, importância no ciclo de nutrientes e fluxo de energia nos ecossistemas (UETZ, 1976). As aranhas formam um grupo taxonômico indicado para avaliar o estado de conservação de fragmentos florestais e paramostrar as propriedades químicas do solo, pela presença de fósforo, cálcio, magnésio e alumínio; também estão envolvidas em processos essenciais no ecossistema, tais como as transferências de energia nas cadeias alimentares (SANTOS 1999; OLIVERIA-ALVES et al., 2005).

## CHILOPODA E DIPLOPODA

Os Chilopoda (centopeias) e os Diplopoda (piolhos-de-cobra) podem evidenciar a escassez de alimento disponível. As centopéias (Figura 7-a) são carnívoras, predando outros organismos, enquanto os piolhos-de-cobra (Figura 7-b) são herbívoros, alimentando-se de matéria vegetal morta (AMARAL; SANTOS, 2015).

Figura 7. *Chilopoda(a)* e *Diplopoda(b)*



Fonte: MCGOWN (2013).

A classe Diplopoda é constituída por artrópodos terrestres conhecidos popularmente, no Brasil, como piolhos-de-cobra, caramujis, gongôlos, emboás, dentre outros, compreendendo cerca de 80.000 espécies. (HOFFMAN et al., 2002). Esses ani-

mais possuem hábito noturno, vivem em ambientes úmidos, sendo encontrados sob troncos e folhas caídas no solo se alimentando de matéria orgânica, detritos, frutas e relativa quantidade de matéria mineral (RUPPERT; BARNES, 2005).

A maioria dos Diplopoda é detritívora, podendo ocupar o nível trófico de decompositores e colonizar diferentes camadas do solo. Participam da ciclagem e disposição de nutrientes presentes na matéria orgânica em decomposição, auxiliando na humificação do substrato, desempenhando, assim, importante papel na redução de material vegetal e na formação da parte orgânica do solo (HOPKIN; READ, 1982; HOFFMAN et al., 1996). Pelas fezes, eles promovem a mineralização do solo, uma vez que secretam amônia e ácido úrico que, quando degradados, enriquecem o solo com nitratos (SCHUBART, 1942; GODOY; FONTANETTI, 2010). Desse modo, estimulam o metabolismo microbiano, essencial para a ciclagem de nutrientes, como carbono, nitrogênio, fósforo, além de promoverem a aeração ativa do solo (FONTANETTI et al., 2012).

## MOLLUSCA

Os moluscos bivalves *Anomalocardia brasiliiana* e *Tagelus plebeius* da espécie *Anomalocardia brasiliiana* (GMELIN, 1791) considerados um molusco bivalve lamelibrânquio da família Veneridae, encontra-se amplamente distribuído ao longo da costa do Brasil e é comumente conhecido como "berbigão", "papa-fumo", "samanguaiá" e "maçunin", dentre outros nomes populares (RIOS, 2009). Habita áreas protegidas da ação de ondas e correntes, na faixa entremarés e no infralitoral raso, onde se enterra a pequenas profundidades no substrato arenolodoso e é responsável por averiguar o estado ecológico identificando e separando os efeitos antropogênicos dos efeitos naturais.

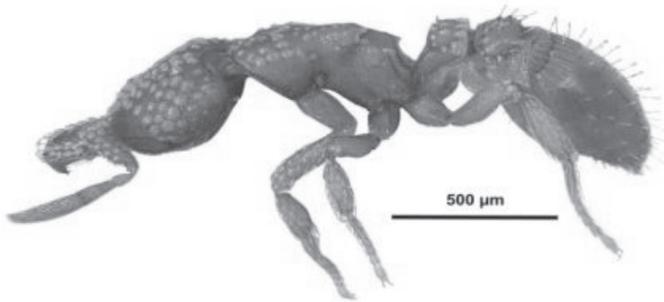
Os moluscos apresentam como características: sésil ou baixa mobilidade, ampla distribuição e abundância na área, fáceis de serem amostrados e capacidade de filtrar grandes volumes de água. Como estão em contato direto com a água,

eles são eficientes para capturar partículas de alimentos e também acumular substâncias tóxicas associadas a partículas ou a organismos patogênicos que podem ocorrer na água (BOEHS; MAGALHÃES 2004).

### ***HYMENOPTERA SOLO***

A mirmecofauna, através do uso das formigas, tem sido utilizada como bioindicadora da qualidade de sistemas naturais por apresentar grande complexidade estrutural e sensibilidade às mudanças do ambiente (ANDERSEN, 1997; ALONSO, 2000). A descrição da diversidade de *Hymenoptera* (Figura 8) e dos processos responsáveis por sua manutenção constituem-se em uma importante ferramenta para modelar planos de conservação de ecossistemas naturais ou ameaçados, além de contribuir para estudos biogeográficos, ecológicos e taxonômicos (ANDERSEN, 1997).

Figura 8. *Hymenoptera*.



Fonte: McGOWN, 2013.

A ocupação da paisagem por agrossistemas, integração lavoura-pecuária, não a transforma em um ambiente totalmente inóspito a todas as espécies de formigas. Nesse contexto, o manejo de sistemas agropecuários, com o uso de coberturas vegetais, tem demonstrado benefícios na sustentabilidade e manutenção das propriedades do solo (AQUINO et al., 2008; LUTINSKI GARCIA, 2005).

Segundo Crespaldi et al. (2014), as análises realizadas com 37 morfoespécies de formigas, distribuídas em 23 gêneros e seis subfamílias nos diferentes sistemas, avaliaram ação no solo. À medida que aumenta o conteúdo de matéria orgânica no solo, crescem os valores de diversidade. Entre os sistemas com interferência antrópica, verificou-se que o sistema integrado apresentou a maior diversidade de formigas, provavelmente em função da maior disponibilidade de resíduos vegetais provenientes da rotação de lavouras e pastagem. Essa interferência pode propiciar condições mais favoráveis para as formigas, quanto à fonte de alimento e habitat para grande parte das espécies de invertebrados que habitam esses solos, aumentando a disponibilidade de energia no sistema (AQUINO et al., 2008).

As formigas são distribuídas em guildas (SILVESTRE et al., 2003), e os gêneros *Hypoponera* (*Poneríneos crípticos* predadores generalista) e *Strumygenis* (*Mirmicíneos crípticos* predadores especialistas) ocupam funções distintas nas relações tróficas da mesofauna de solo e a presença dessas espécies está associada a uma dinâmica ecológica estabelecida na comunidade por vários níveis tróficos. O conteúdo elevado de matéria orgânica nesses sistemas poderia atuar como atrativo de invertebrados decompositores (*Thysanura*, *Collembola*, *Oligochaetha* e *Chilopoda*); em primeiro estágio, surgiriam os predadores (*Formicidae*, *Araneae* e *Coleoptera*), que podem contribuir para o controle natural de insetos nocivos aos cultivos (SILVA et al., 2006).

As morfoespécies de *Pheidole*, *Solenopsis* e *Acromyrmex* são comuns, e facilmente encontradas em sistemas de produção degradados. A pastagem e leguminosas favoreceram o aumento da diversidade da macrofauna do solo, provavelmente segundo Silvestre et al., (2003) a maior diversidade da mirmecofauna ocorreu em função da maior disponibilidade de serapilheira depositada no solo.

O sistema integrado lavoura-pecuária, rotativo a cada dois anos, pode favorecer a recomposição da diversidade da comunidade de formigas e, conseqüentemente, estabelecer o equilíbrio dinâmico desses organismos e a manutenção da

qualidade do solo. As morfoespécies de *Strumigenys* sp. e *Hypoponera* sp. (Figura 2) são mais encontradas nos manejos de integração lavoura-pecuária e no sistema plantio direto. Esses sistemas de manejo podem propiciar condições mais favoráveis para a ocorrência de determinadas espécies de formigas que necessitam de maior estabilidade nas relações tróficas para a coexistência em um determinado local (CREPALDI et al., 2014).

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

Dessa forma, as medidas de intervenção através do uso de indicadores biológicos têm sido utilizadas para apontar a probabilidade de um agente estressor (contaminante, alterações das condições físicas, entre outros), responsável em causar efeito adverso no solo, ambiente na totalidade e nas populações. Essas medidas são também feitas para caracterizar a saúde do ambiente, indicando o grau de perigo, e para dar suporte às determinações dos possíveis riscos ecológicos de impacto negativo na saúde do ambiente.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ANDERSON, T.H.; DOMSCH, K.H. Application of eco-physiological quotients (qCO<sub>2</sub> and qD) on microbial biomasses from soils of different cropping histories- SOIL BIOLOGY AND BIOCHEMISTRY, 1990 – ELSEVIER.. 1990.
- ANDO, H.; MATSUO, A.. Applied Bryology. In: W. Schultze-Motel (ed.). **Advances in Bryology**, 2: 133-224, 1984.
- AQUINO LEMOS FILHO, L. C. et al. Variação espacial da densidade do solo e matéria orgânica em área cultivada com cana-de-açúcar (*Saccharum officinarum* L.). Rev. Ciên. Agron., Fortaleza, 39 ( 02): 193-202, Abr.- Jun., 2008.
- ARAUJO, P.B.; BUCKUP, L. & BOND-BUCKUP, G. Isópodos terrestres de Santa Catarina e Rio Grande do Sul (Crustacea, Oniscidea). **Iheringia**, 81:111-38, 1996.
- BARKMAN, J.J. 1958. Phytosociology and ecology of cryptogamic epiphytes. In: Assen, Bastos, C.J.P. & Yano, O.. Musgos da zona urbana de Salvador, Bahia, Brasil. *Hoehnea* 20(1/2): 23-33, 1993.
- BEHAR, L., YANO, O.; VALLANDRO, G.C. Briófitas da Restinga de Setiba, Guarapari, Espírito Santo. **Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão** 1: 25-38, 1992.

BELL, P.R. ; LODGE, E. The reability of *Cratoneuron comutatum* (Hedw.) Broth. as an “indicator moss”. **Journal of Ecology** 51: 113-122, 1963.

BRASIL. Ministério da Saúde. Secretaria de Vigilância em Saúde. Departamento de Vigilância em Saúde Ambiental e Saúde do Trabalhador. Saúde ambiental: guia básico para construção de indicadores / Ministério da Saúde, Secretaria de Vigilância em Saúde, Departamento de Vigilância em Saúde Ambiental e Saúde do Trabalhador. – Brasília : Ministério da Saúde, 2011. 124 p.

BRASIL. **Ministério do Meio Ambiente**L. Resolução CONAMA Nº 420/2009 - “Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas.” - Data da legislação: 28/12/2009 - Publicação DOU nº 249, de 30/12/2009, p. 81-84.

BUCK, W.R. Pleurocarpous Mosses of the West Indies. **Memoirs of The New York Botanical Garden** 82: 1-400, 1998.

CÂMARA, P.E.; TEIXEIRA, R.; LIMA, J. ;LIMA, J.Musgos Urbanos do Recanto das Emas, Distrito Federal, Brasil. **ActaBotanica Brasilica** 17(4): 1-10, 2003.

CLAESSEN, M.E.C. (Org.). **Manual de métodos de análise de solo**. 2.ed. Rio de Janeiro: Embrapa-CNPS, 1997. 212p.

CONARD, 1977. How to know the Mosses and Liverworts. W.M.C. Brown Company Publishers, 226 p.

COSTA, C. R.; OLIVI, P.; BOTTA, C. M. R.; ESPINDOLA, E. L. G. A toxicidade em ambientes aquáticos: discussão e métodos de avaliação. **Química nova**, 31(7), 1820-1830, 2008.

CREPALDI, R.A. et al.. Formigas como bioindicadores da qualidade do solo em sistema integrado lavourapeçuária. *Ciência Rural*, Santa Maria, 44(5):781-787, 2014.

FALKOSKI FILHO, J. et al.**Avaliação da Fertilidade Química dos Solos em Sistemas de Produção no Território Norte Pioneiro, Paraná, Brasil**. In: XXIX Reunião Brasileira de Fertilidade do Solo e Nutrição de Plantas, XIII Reunião Brasileira sobre Micorrizas, XI Simpósio Brasileiro de Microbiologia do Solo,VIII Reunião Brasileira de Biologia do Solo Guarapari – ES, Brasil, 2010.

Formiga CREPALDI, R.A, et al.Formigas como bioindicadores da qualidade do solo em sistema integrado lavourapeçuária. **Ciência Rural**. 44(5):781-787, mai, 2014.

HASSALL, M.; TURNER, J.G. & RANDS, M.R.W. Effects of terrestrial isopods on the decomposition of woodland leaf litter. **Oecologia**, 72:597-604, 1987.

LARA, F.; LOPEZ, C. ; MAZIMPAKA, V. Ecologia de los briófitos urbanos en la ciudad de Segovia (España). *Cryptogamie, Bryologie et Lichénologie* 12(4): 425-439, 1991.

LEMOS-MICHEL, E. **Hepáticas Epífitas sobre o pinheiro-brasileiro no Rio Grande do Sul**. Editora da Universidade, Porto Alegre, 2001. 191 p.

LISBOA, R.C.L. 1993. Musgos acrocárpicos do Estado de Rondônia. **Belém: Museu Paraense**. 1993, p.65-84.

LISBOA, R.C.L.; ILKIU-BORGES, A.L. Diversidade das briófitas de Belém (PA) e seu potencial como indicadores de poluição. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi, série Botânica** 11(2): 131-293, 1995.

LOPES, E.R.C.; MENDONÇA, M. de S., Jr.; BOND-BUCKUP, G. & ARAUJO, P.B. Oniscidea diversity across three environments in an altitudinal gradient in northeastern Rio Grande do Sul, Brazil. **Europ. J. Soil Biol.**, 41:99-107, 2005.

Minhoca VAMPRÉ, T. M.; FUCCILLO, R.; DE ANDRÉA, M.M. Oligoqueta *Eisenia andrei* como bioindicador de contaminação de solo por hexaclorobenzeno. **R. Bras. Ci. Solo**, 34:59-66, 2010.

REYNOLDS, W. D. et al. Use of indicators and pore volume-function characteristics to quantify soil physical quality. **Geoderma**. 152: 252-263, 2009.

RUSHTON, S. P.; HASSALL, P.M.. Alimentos e alimentação Preços do Terrestrial Isopod *Armadillidium vulgare* (Latreille). **Oecologia**. 57(3): 415-419, 1983.

SAMPAIO, D.B.; FERREIRA DE ARAÚJO, A. S.; SANTOS, V. B. Avaliação da indicadores biológicos de qualidade de solo sob sistemas de cultivo convencional e orgânico de frutas. **Ciênc. Agrotec.** 32( 2): 353-359, mar./abr., 2008.

SAMPAIO, R.M. **Whitaker. Freinet: evolução histórica e atualidades**. 2. ed. São Paulo:

SANTANA, D.P.; BAHIA FILHO, A.F.C. Indicadores de qualidade de solo. In: Congresso Brasileiro de Ciências do Solo , 28, Brasília, 1999.. Resumo Expandido. Rio de Janeiro: SBCS, 1999. CD-ROOM.

SANTOS, H. Protação de culturas para trigo, após quatro anos: efeitos na fertilidade do solo em plantio direto - **Ciência Rural**. 29(2):259-265, 1999.

SILVA, V. R.; REICHER, J.M.; REINERT, D.J. Variação Na Temperatura Do Solo Em Três

SILVEIRA, R.M. Propriedades geotécnicas dos solos coluvionares do gasoduto Bolívia-Brasil em Tímbe do Sul. 2003.

WALKER, B.H. Biodiversidade e Redundância Ecológica. **Biologia da conservação.**, 30:391-399, 2006.

ZIMMER, M. Nutrition in terrestrial isopods (Isopoda: Oniscidea): An evolutionary-ecological approach. **Biol. Rev.**, 77:455-493, 2002.

# PEIXES COMO BIOINDICADORES DE POLUIÇÃO AQUÁTICA

*EMERSON ANDRE CASALI*

*CARLOS AUGUSTO BORBA MEYER NORMANN*

*SYLVIA NOGUEIRA*

*VALESCA VEIGA CARDOSO*

*RACHEL ANN HAUSER-DAVIS*

## INTRODUÇÃO

A expansão industrial e urbana ocorrida a partir do século XIX vem gerando diversos desequilíbrios ambientais nas últimas décadas. De todos os ambientes, os ecossistemas aquáticos são considerados os mais afetados, pois são como os receptáculos finais de poluentes. (BERNET et al., 1999). Os diversos efluentes industriais, domésticos e de atividades agrossilvopastoris descarregados nesse ambiente resultam em grande poluição desses sistemas. Uma vez no ambiente aquático, os contaminantes podem estar sujeitos a uma combinação de processos que podem afetar o seu destino e comportamento. As substâncias potencialmente tóxicas podem ser degradadas por processos abióticos e bióticos que ocorrem na natureza. Porém, determinadas substâncias são capazes de persistir no ambiente por longos períodos de tempo. Substâncias resistentes aos processos de degradação, se descartadas de forma contínua, ocasionam acumulação em níveis ambientais suficientes para resultar em toxicidade (FALKOSKI FILHO, 2010).

A descarga de lixos tóxicos provenientes de efluentes industriais, os processos de drenagem agrícola e os derrames acidentais de lixos químicos e esgotos domésticos lançados em rios, mares, ambientes estuarinos e lagoas costeiras contribuem imensamente para a contaminação dos ecossistemas

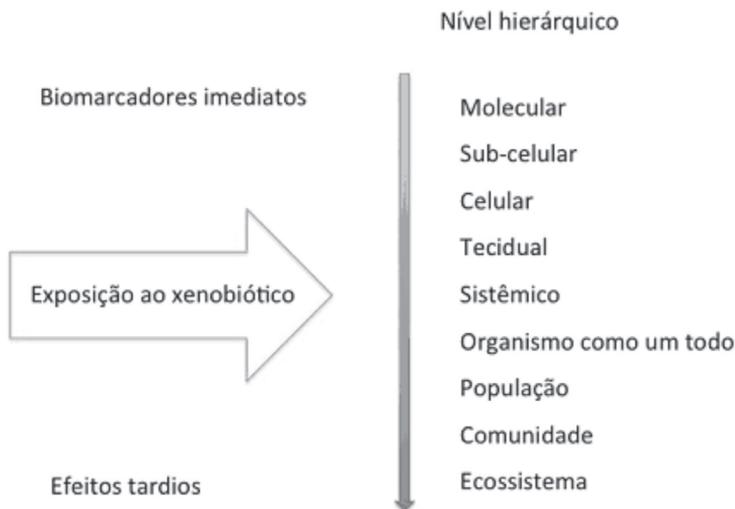
aquáticos. A biota aquática está, portanto, constantemente exposta a um grande número de substâncias tóxicas lançadas no ambiente, oriundas de diversas fontes de emissão (ESTEVES et al., 2008). A poluição em ambientes estuarinos, em particular, é considerada uma questão ambiental crítica, pois se observa uma variação em diversos fatores abióticos que, mesmo em condições normais, já impõem restrições severas para os organismos que vivem nessas áreas, com intrincados sistemas fisiológicos de adaptação às variadas condições do meio (MATTHIESSEN; LAW 2002; AMADO et al, 2006).

A exposição dos seres vivos aos diversos contaminantes tóxicos presentes no ambiente aquático pode gerar uma série de efeitos adversos. Os processos de acumulação dos referidos poluentes nos organismos aquáticos envolvem processos de bioconcentração, bioacumulação e biomagnificação, sendo que o primeiro está relacionado à pura absorção da substância pelo organismo por meio das superfícies respiratórias e dérmicas, o segundo relacionado à concentração retida no organismo após os processos de assimilação e eliminação do mesmo e o terceiro e mais abrangente inclui todas as rotas de exposição ao contaminante, inclusive a dieta alimentar uma vez que, à medida que se avança nos níveis tróficos, pode ocorrer o aumento da concentração de contaminantes nos tecidos. Esse aumento é resultante, principalmente, da acumulação ocasionada pela dieta alimentar ao longo da cadeia trófica e seus efeitos deletérios se propagam pelos demais componentes do ecossistema, incluindo os seres humanos, que se encontram no topo da cadeia trófica (COSTA et al., 2008).

Segundo Livingstone (1993), em casos nos quais a análise físico-química do ambiente não é suficiente para indicar efeitos resultantes da contaminação ambiental, deve-se fazer uso da análise de biomarcadores através do biomonitoramento. O biomonitoramento, ou monitoramento ambiental, visa obter medidas através de ensaios, utilizando um organismo, ou parte dele, com o objetivo de monitorar os efeitos

dos impactos ambientais para que se possa tomar medidas corretivas e obter uma condição homeostática nos sistemas naturais. (KRÜGER, 2001). Organismos bioindicadores são definidos como espécies capazes de indicar os primeiros sinais de estresse ambiental em diferentes níveis de organização biológica. São amplamente utilizados na avaliação da toxicidade de compostos químicos de origem antrópica em áreas impactadas e vêm sendo aplicados há décadas (ADAMS 2002; OLIVEIRA-RIBEIRO et al., 2005). Já os biomarcadores, de maneira geral, são as medidas das respostas à exposição aos contaminantes em organismos afetados. Os biomarcadores são cada vez mais usados em estudos de monitoramento ambiental para a identificação de efeitos deletérios na biota, pois, quando mensurados, podem indicar a presença, os efeitos e, em alguns casos, o grau de contaminação. Uma questão específica que pode ser respondida por biomarcadores é se há contaminação ambiental em grau suficiente para causar efeitos fisiológicos, uma vez que esta é manifestada primeiramente em níveis moleculares, com a indução de sistemas de defesa celular, antes mesmo de surgirem em níveis mais altos causando, assim, danos histológicos. Se a resposta for positiva, investigações adicionais podem ser justificadas para determinar a natureza e o grau de contaminação. Se os mecanismos de defesa dos organismos forem falhos, sua reprodução ou sobrevivência pode ser afetada podendo, eventualmente, acarretar em mudanças em nível populacional/comunidade. Por essa razão, biomarcadores devem ser considerados como indicadores precoces de contaminação ambiental (SCHLENK, 1999).

**Figura 1.** Esquema dos níveis de respostas dos sistemas biológicos frente a poluentes.



Fonte: HAUSER-DAVIS (2016).

Os biomarcadores estão divididos em biomarcadores de efeito, suscetibilidade, de exposição latente e exposição e efeito, sendo este último um dos biomarcadores mais utilizados. Esses biomarcadores não somente indicam a ocorrência da exposição, como também ligam a exposição ao seu efeito, caracterizando-o de forma específica. Existem diversos biomarcadores de exposição a contaminantes ambientais de interesse usados para indicar efeitos de contaminação em ecossistemas aquáticos, incluindo a indução de proteínas e enzimas específicas (COSTA et al., 2008). Diferentes biomarcadores têm sido determinados e empregados com sucesso em estudos de campo permitindo caracterizar, de forma eficaz, as áreas impactadas onde misturas complexas de poluentes estão presentes (GERACITANO et al., 2004).

Neste contexto, diversas espécies de peixes podem e têm sido utilizadas como excelentes modelos experimentais na detecção dos efeitos de poluentes ambientais em ambientes aquáticos (MCINTYRE et al., 2014; PALHARES; GRISOLIA 2002),

pois, ao serem expostos a diferentes tipos de contaminantes, esses organismos ativam diversos mecanismos bioquímicos desintoxicantes que podem ser utilizados, então, como biomarcadores de contaminação ambiental. Tais organismos são bons modelos para esse tipo de estudo, pois vivem em ambientes variados e precisam se adaptar a parâmetros ambientais e a diferentes estresses, que geralmente podem ser facilmente reproduzidos em condições controladas no laboratório, se necessário (POWERS, 1989). Além disso, eles possuem papel ecológico importante nas teias tróficas aquáticas, como carreadores de energia a níveis tróficos superiores, e estão expostos a contaminações ambientais a partir de diferentes fontes, como água, alimentação e sedimento. A investigação de biomarcadores em peixes aumenta a possibilidade de identificar causas subjacentes aos efeitos tóxicos e fornece informações sobre potenciais danos ecológicos nos ecossistemas causados por poluentes.

Dentre os diversos poluentes ambientais, os metais são de preocupação particular devido aos seus potenciais efeitos tóxicos e à sua capacidade de bioacumulação em ecossistemas aquáticos (CENSI et al., 2006). Os metais e metalóides podem ser classificados como elementos essenciais, não essenciais e tóxicos. Os elementos essenciais, quando presentes em pequenas concentrações, desempenham importante papel no metabolismo dos organismos. Já os elementos não essenciais e os tóxicos não desempenham nenhuma função biológica conhecida. O chumbo, o cádmio e o mercúrio, por exemplo, não apresentam função biológica e são pouco ou ineficazmente excretados; acabam sendo acumulados nos tecidos induzindo ações deletérias (WAALKES et al., 1992). Mesmo o cobre, o cromo, o zinco e o ferro, fisiologicamente essenciais aos processos biológicos, apresentam potencial deletério dependendo de sua concentração.

Os metais tornaram-se presentes no meio ambiente com maior frequência principalmente pela grande demanda por metais pesados como matéria-prima em diversos produtos

e processos da vida moderna, o que aumentou significativamente a mineração dos mesmos de forma intensiva, além da produção de resíduos tóxicos de atividades como, por exemplo, a extração petrolífera. Assim, aumentou-se a possibilidade de contato desses elementos com as diversas formas de vida dos diferentes ambientes (WADA; YANAGISAWA, 1996), e não apenas os mineiros e trabalhadores da indústria que trabalham diretamente com metais passaram a se sujeitar à contaminação por eles, mas sim a biota como um todo, pois, em contato com o solo e água, os metais pesados passam a integrar a cadeia alimentar através das plantas e dos herbívoros, vindo a se acumular em consumidores de topo de cadeias e teias alimentares (ALBRECHT 1996). O ser humano, por sua posição no topo das cadeias alimentares, passou, então, a apresentar um risco potencial de contaminação por metais muito elevado, tanto pela dieta quanto pelo contato com os metais no meio (WAALKES et al., 1992).

Entre os metais conhecidos, pelo menos vinte apresentam potencial ação tóxica, que nos organismos pode variar dependendo de vários fatores,mas, como principais, citamos: a dose, a biodisponibilidade no ambiente e a sua forma química. Os metais apresentam efeitos tóxicos de diversas maneiras. Por exemplo, pode ocorrer interação direta dos metais com proteína dos organismos, modificando sua estrutura terciária ou quaternária, ou então atuação dos metais como competidores ou inibidores enzimáticos. Além disso, também pode haver interação com o material genético ou ações conjuntas dos mecanismos de com esses e outros componentes da matéria viva.

Um dos principais mecanismos tóxicos que os metais apresentam é a indução da produção de espécies ativas de oxigênio, ou radicais livres, desencadeando uma cadeia de eventos com capacidade de danificar biomoléculas, especialmente o material genético e enzimas, chamada de estresse oxidativo. Esse tipo de estresse se caracteriza pelo desequilíbrio entre a geração de compostos oxidantes e a atuação dos sistemas de defesa antioxidante, quando os mecanismos de defesa

das células não conseguem atuar sobre a presença excessiva de radicais livres ou seus efeitos deletérios. Ao induzirem o estresse oxidativo, os metais alteram o balanço REDOX da célula comprometendo a homeostase de inúmeras reações metabólicas (MONTEIRO, et al., 1985; DIMITROVA, et al., 1994; DAGGETT, et al., 1998; KLING; OLSSON, 2000), podendo ainda interagir com os grupos carboxílicos e aminos nas cadeias de aminoácidos das proteínas (MANAHAN, 2000). Os metais são também relacionados a processos inflamatórios, carcinogênese via danos gênicos ou por essas modificações em atividades de proteínas e lipoperoxidação (CHEN, et al, 2001).

Alguns metais também podem competir com os elementos essenciais e substituí-los no metabolismo enzimático, e cada metal possui sua própria farmacocinética, agindo por competição ou mimetizando íons metálicos essenciais ao organismo (LOSI, et al., 1997). O Pb, por exemplo, pode substituir o Zn em diversas proteínas que funcionam como reguladoras da transcrição. Além disso, existe ainda o “efeito coquetel” no qual o excesso de um elemento pode causar a deficiência de outro(s) em um organismo, como por exemplo, o excesso de Pb, que interfere na absorção de Ca, Fe, Cu e Zn (FÖRSTNER, 1989; MOREIRA; MOREIRA, 2004).

É importante ressaltar que a presença de diferentes metais no meio ambiente também pode gerar ações antagonicas ou sinérgicas; ainda, esses elementos podem ser relacionados ao tempo de exposição, efeitos deletérios para indivíduos ou populações específicas, taxas de absorção, acúmulo e capacidade de desintoxicação (WAALKES et al., 1992; PAIN, 1995; LANDIS e YU, 195). As ações antagonicas podem ocorrer entre metais com características físico-químicas similares, como, por exemplo, o cádmio e o zinco. O zinco, por sua vez, é parte integrante da estrutura protéica de várias enzimas, especialmente importante àquelas que participam do controle da replicação. O cádmio é notadamente tóxico e suas semelhanças químicas permitem que haja uma ligação do Cd em sítios de ligação do Zn em enzimas. Por sinergismo, o Zn pode aumentar os efeitos

deletérios do Cd. Metais como selênio e cromo podem também agir competitivamente; quando há um desequilíbrio na oferta de Se (micronutriente antioxidante), em casos de contato maciço com Cr, ocorre estresse oxidativo por competição pelos sítios do Se (GROMADZINSKA et al., 1996).

As manifestações de dosagens crônicas de metais geram uma categoria de efeitos tóxicos, em particular, que são a hipersensibilidade dermal e respiratória. Além disso, a toxicidade dos metais pode também gerar mutagênese, carcinogênese e alterações reprodutivas e no desenvolvimento. Eventualmente os seus efeitos podem ocorrer por competição nos carreadores e por outros tipos de transportadores de metais para ingresso nas células. Um dos mecanismos da intoxicação por esses elementos é a perda de íons importantes que são superexcretados devido à ação dos competidores, gerando graves danos por baixa disponibilidade biológica (GROMADZINSKA et al., 1996). Muitos metais também penetram no organismo na forma catiônica, como o  $\text{Cd}^{2+}$ , enquanto outros entram na forma aniônica, como o dicromato ( $\text{Cr}_2\text{O}_7^{-2}$ ). Deste modo, podem utilizar e/ou competir com outros íons, por diferentes sistemas de canais e carreadores nas células, penetrando nas mesmas por diferentes compartimentos.

Os pesticidas são também considerados um problema grave relacionado à contaminação de ecossistemas aquáticos. Dentre os agrotóxicos utilizados na agricultura, merecem destaque os inseticidas organofosforados, organoclorados, piretróides e carbamatos. Os organoclorados foram amplamente utilizados na agricultura até a década de 1970. Essa classe de pesticida possui baixa solubilidade em água e elevada solubilidade em solventes orgânicos e, em geral, possui baixa pressão de vapor e alta estabilidade química, sendo, por isso, biodegradado de forma muito lenta, persistindo no ambiente e podendo ser transportado por longas distâncias (SÁ et al., 2012). Além disso, possui afinidade por lipídios, apresentando a capacidade de bioacumular ao longo da cadeia trófica. (BAIRD, 2002). Devido a tais características, os organoclorados foram gradativamente

substituídos pelos pesticidas organofosforados, que possuem forte atividade biológica, meia-vida curta no ambiente e menor toxicidade (SANTOS, AREAS, REYES 2007). Os carbamatos apresentam média toxicidade e degradação rápida, portanto não apresentando características de bioacumulação. Já os piretróides são, atualmente, a classe de inseticidas mais utilizada na agricultura (SANTOS, AREAS, REYES, 2007), pois são menos tóxicos que os organoclorados, carbamatos e organofosforados.

O modo de ação da maioria dos pesticidas se dá pela inibição de enzimas do sistema nervoso, podendo esta ser reversível ou não. (JOKANOVIC 2001). O principal sítio de ação é o sistema nervoso na junção neuromuscular, interagindo principalmente com a acetilcolinesterase, cuja função é catalisar a hidrólise da acetilcolina (ACh) em ácido acético e colina, interrompendo a transmissão dos impulsos nervosos nas sinapses dos neurônios colinérgicos do sistemas nervosos central e periférico (CHAMBERS; CHAMBERS, 1989). Alguns pesticidas, como os organoclorados, também interferem no sistema imunológico e endócrino, sendo então denominados disruptores endócrinos. Estes imitam ou antagonizam os hormônios naturais do organismo, podendo levar a doenças como supressão imune, disrupção de hormônios, danos reprodutivos e câncer, tanto na biota quanto em seres humanos (BROUWER et al., 1999; CRISP et al., 1998; HURLEY, HILL, WHITING 1998). Em peixes, pesticidas já foram indicados como causadores de deformidades vertebrais (KOYAMA, 1996) e problemas natatórios e respiratórios, dentre outros.

Pesquisadores têm chamado a atenção para as diferenças nos graus de acúmulo contaminantes como metais e pesticidas, e suas respostas, nos diferentes tecidos e órgãos de peixes (ARELLANO, STORCH, SARASQUETE, 1999). O fígado e as brânquias, por exemplo, agem como acumuladores de metais por serem carreadores, cambiadores iônicos e por possuírem proteínas de membrana que facilitam o acesso dos metais ao ambiente intracelular, expondo, assim, o tecido a efeitos citotóxicos acumulativos, que terminam por comprometer o

estado de saúde dos animais impactados. Órgãos como a pele e brânquias estão com ampla superfície de contato exposta ao ambiente e são ainda um alvo primário de agentes irritantes. O muco produzido por células das brânquias, da pele e também por células caliciformes intestinais exerce importante papel protetor, atuando na resistência a doenças, contra patógenos e substâncias tóxicas, entre outras funções (SHEPHERD 1994). O fígado, por sua vez, exerce papel-chave no metabolismo e subsequentemente na excreção dos xenobióticos, além de atuar na produção da vitelogenina (BERNET et al., 1999). Deste modo, os peixes podem contaminar-se pelo contato com a água ou ainda pela ingestão de alimentos contaminados. Kraal e colaboradores (1995), por exemplo, expuseram carpas a Cd por duas vias: através das brânquias (Cd dissolvido na água) e através da ingestão de larvas de dípteros quironomídeos (*bloodworms*) contendo 99 microgramas do metal e verificaram alterações em ambos os casos.

Dentre os diferentes órgãos, o fígado é um dos principais usados na investigação da toxicidade ambiental por ser o principal órgão de detoxificação do organismo e por apresentar quantidades expressivas de enzimas e proteínas detoxificantes (AMORIM, 2003), sendo composto por lóbulos estruturados por cordões de hepatócitos que delimitam sinusóides. Nestes, podem ser identificadas as células de Kupffer e células do sangue (eritrócitos e leucócitos). Na base dos cordões hepáticos, existem canaliculos responsáveis pelo trânsito da bile (metabólitos secretados pelos hepatócitos). Os canaliculos biliares desembocam em canais e estes em ductos, cada vez em maiores diâmetros. O fígado da maioria dos peixes teleósteos é composto por dois lobos – o lobo direito, que está ao lado da vesícula biliar, e o lobo esquerdo, próximo ao baço. Os hepatócitos são as principais células do fígado, têm formatos poliédricos com um ou dois núcleos grandes, esféricos e centralmente localizados, com nucléolo evidente, citoplasma com granulações e aspecto vacuolizado. O citoplasma dessas células hepáticas pode apresentar aspecto variável

dependendo do estado nutricional do indivíduo. Os hepatócitos têm capacidade de armazenar quantidades significativas de glicogênio e processar grandes quantidades de lipídios quando o indivíduo se encontra bem alimentado (HIBIYA, 1982). Muitos contaminantes são lipofílicos, ou seja, apresentam afinidade pelos lipídios presentes no fígado, acumulando-se em níveis significativos nesse órgão, causando efeitos deletérios que podem causar modificações bioquímicas e histopatológicas, dentre outras.

Além do fígado, a bÍlis também vem sendo utilizada em estudos de biomonitoramento ambiental, pois além de desempenhar papel importante na digestão e absorção de gorduras ajudando na emulsão de grandes dessas moléculas de gordura, serve também como meio de excreção de xenobióticos (KIER-SZENBAUM, 2016). Estudos recentes indicam, por exemplo, que diversos pesticidas, metais e outros contaminantes importantes são excretados por essa via, podendo então a bÍlis ser utilizada alternativamente ao fígado como órgão bioindicador de contaminação ambiental (HAUSER-DAVIS et al., 2012a).

As brânquias também são órgãos importantes a serem analisados em um contexto ambiental. Elas são consideradas um dos órgãos-alvo mais sensíveis aos efeitos dos metais em peixes e outros organismos aquáticos. Como são os primeiros órgãos a entrarem em contato com os poluentes, tornam-se um excelente tecido para análise da toxicidade aquática. (SANTOS FILHO et al., 2014). Sua estrutura é muito sensível, por exemplo, aos íons metálicos presentes na água por serem órgãos onde ocorrem trocas iônicas (TOKUMARU et al., 1980).

A maioria dos peixes respira através de brânquias que estão localizadas na cavidade opercular e são divididas em arcos. Destes arcos divergem filamentos branquiais nos quais se inserem duas fileiras de lamelas secundárias, como ocorre na maioria dos teleosteos. (FERGUSON, 1989; FLORES-LOPES e THOMAZ, 2011). As lamelas são ricamente vascularizadas, revestidas por um epitélio pavimentoso simples sustentado por células pilares, as quais formam lacunas por onde se inserem

os capilares sanguíneos (HIBIYA 1982). Outros tipos celulares podem ser encontrados na base dos filamentos branquiais: células de cloreto, células mucosas, melanócitos, macrófagos e linfócitos (HIBIYA 1982). Quando se deparam com mudanças em sua necessidade por obtenção de oxigênio, os peixes possuem dois ajustes amplamente conhecidos: mudar o fluxo de água nas brânquias, ou mudar o fluxo de sangue no interior das mesmas. Porém, foi constatado que alguns teleósteos possuem uma terceira opção: remodelar a morfologia das brânquias (NILLSSON, 2007).

Devido a sua função de trocas gasosas e equilíbrio iônico, as alterações histopatológicas nesses órgãos adquirem importância fundamental para avaliar impactos ambientais a partir de uma perspectiva de biomonitoramento. Por exemplo, com relação ao mecanismo de ação de poluentes neles, as alterações promovidas por metais e outros poluentes nas brânquias de peixes possivelmente alteram o regime de trocas gasosas gerando hipóxia (MAZON et al., 2002), levando a alterações diversas, inclusive comportamentais. Portanto, a análise das mudanças morfológicas nesses órgãos é uma ferramenta eficiente e rápida para diagnosticar e identificar as consequências fisiológicas de contaminações (ROMÃO, et al., 2006).

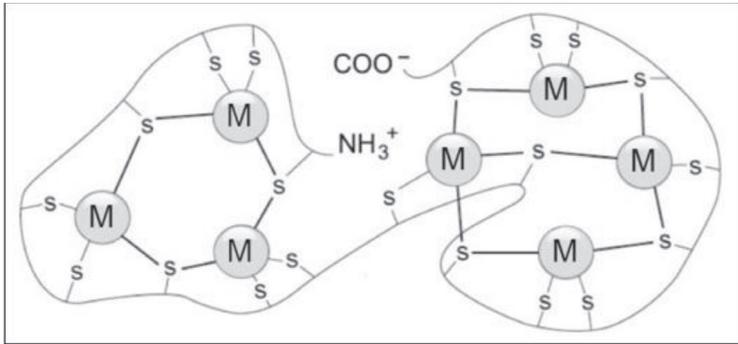
Além do fígado, da biliar e das brânquias, outros órgãos, rins e trato gastrointestinal podem também acumular grandes quantidades de poluentes e são importantes na avaliação de respostas dos peixes a contaminantes ambientais.

Diversos biomarcadores presentes em diferentes órgãos são utilizados para indicar contaminação ambiental por contaminantes nos ecossistemas aquáticos. Dentre estes, as metalotioneínas (MTs) vêm sendo usadas rotineiramente como biomarcadoras de contaminação ambiental especificamente por metais, pois são consideradas um dos principais sistemas de destoxificação de metais do organismo. Elas são pequenas proteínas citosólicas cuja função biológica está diretamente relacionada à regulação de metais essenciais e também à detoxificação de metais tóxicos e de elementos essenciais em excesso. Em geral, essas proteínas

se ligam a 7 equivalentes de íons metálicos divalentes, com grande afinidade, através da formação de grupamentos metal-sulfidrila (Figura 2) (MELÉNDEZ et al., 2012), e estão presentes no fígado, rins, cérebro, gônadas e biliar, principalmente.

**Figura 2.** Sítios de ligação com metais presentes na metalotioneína

Fonte: Adaptado de Uved (2015).



As metalotioneínas em espécies aquáticas foram primeiramente descritas no peixe-vermelho marinho (*Sebastes seboides*) (OLAFSON, 1974) e em enguias (BOUQUEGNEAU et al, 1975), carpas (KITO et al, 1982) e trutas (LEY, FAILLA, CHERRY, 1983). As referidas proteínas são induzidas na presença de metais, que então se ligam aos elementos tóxicos ou elementos essenciais em excesso para posterior excreção do corpo. Muitos estudos com relação a essa proteína já foram conduzidos em peixes. Por exemplo, o aumento significativo de sua expressão em acarás (*Geophagus brasiliensis*) expostos a cloreto de cádmio inoculado intraperitonealmente foi demonstrado por Inácio (2006). Já em *Chilomycterus spinosus* (baiacu-de-espinho) e *Micropogonias furnieri* (corvina) coletados na baía da Guanabara, foram identificados níveis elevados de MT associados a uma menor atividade da enzima acetilcolinesterase, indicando efeitos de indução na presença de metais, porém já mostrando efeitos deletérios nos sistemas enzimáticos dos animais.



pados em resposta à contaminação ambiental. Por exemplo, a sensibilidade da ChE frente ao pesticida carbamato em *Odontesthes argentinensis* (Peixe-rei) foi maior do que aquela apresentada pelo caranguejo *Callinectes sapidus* em ensaios *in vitro*. (MONSERRAT; BIANCHINI, 2001). Por outro lado, estudos demonstram a baixa sensibilidade *in vitro* da ChE para carbamatos e pesticidas organofosforados em outras espécies de peixes, e os níveis de inibição de ChE em peixes neotropicais usando paraoxon diferiram entre si, indicando que existe uma divergência entre a sensibilidade de cada espécie aos vários contaminantes, sendo necessário estudos mais aprofundados nesse aspecto (SILVA FILHO et al., 2004).

Outra enzima validada como biomarcadora de resposta a contaminantes é glutathione transferase (GST). Por ser especificamente ligada à atividade desintoxicante, traz informações importantes a respeito do grau de poluição e perturbação do ambiente no qual o organismo está exposto. (WHO 1993). As GSTs representam um relevante grupo de enzimas que catalisam a desintoxicação na ligação nucleófila de glutathione (GSH) a moléculas que apresentam um carbono, nitrogênio ou enxofre eletrofilico (HAYES, FLANAGAN, JOWSEY, 2005). Elas são uma família multigênica de enzimas diméricas presentes em todas as espécies de animais, seres eucarióticos, bactérias, fungos e plantas e podem ser encontradas no citosol e na membrana celular. Uma grande variedade de xenobióticos, incluindo os pesticidas, bifenilas policloradas (PCBs), metais e hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPA), pode induzir a atividade intracelular das GST, que, então, atuam para que as células se livrem das substâncias tóxicas. Algumas GSTs desintoxicam xenobióticos por conjugação de grupos específicos com GSH e as diferentes classes de GSTs conjugando em conjunto; contribuem, com isso, para formar uma rede de defesa contra os poluentes ambientais, medicamentos antitumorais e outros impactantes (HAMILTON et al., 2003; HAYES, FLANAGAN, JOWSEY 2005; LIEN, LARSSON, MANNERVIK, 2002). Elas são capazes de reduzir alguns peróxidos orgânicos e, deste modo, atuam

em células que protegem contra o estresse oxidativo (ALI et al., 2004; LEIERS et al., 2003).

Além de proteínas e enzimas, que existem em grande número, as análises histológicas também são valiosas no biomonitoramento ambiental, pois permitem observar os efeitos morfológicos em nível celular e tecidual de poluentes orgânicos e inorgânicos sobre peixes (SANTOS FILHO et al., 2014). Alguns órgãos como as brânquias, o sistema hematopoético, o fígado, a pele e os rins são os principais alvos pesquisados em relação às reações histopatológicas em peixes expostos a poluentes (BERNET et al., 1999), e diferentes alterações histopatológicas já foram observadas, como lesões em vilosidades intestinais, glomerulose, vacuolização, degranulação e exocitose em células secretoras, destruição e danos generalizados em células tubulares, entre outras lesões. (DATTA ; SINHA, 1989).

Diferentes estudos realizados com peixes demonstraram diversas modificações histopatológicas referentes à exposição a contaminantes ambientais. Em brânquias, por exemplo, a presença de edema acompanhado pelo descolamento do epitélio lamelar foi sugerida como primeiro evento significativo de alteração branquial em *Lates calcarife* expostos ao cádmio (THOPHON, KRATRACHUE, UPATHAM, 2003), enquanto que *Gasterosteus aculeatus* L. submetidos a 2-6 mg L<sup>-1</sup> de cádmio em água dura (299 mg L<sup>-1</sup> de CaCO<sub>3</sub>) apresentaram danos celulares nas brânquias e nos rins. (ORONSAYE 1989). Os mecanismos sugeridos pelos autores foi que a ação do metal sobre rins e brânquias foi aumentada pela situação de hipóxia devido à deficiente oxigenação do sangue e pela fraca capacidade de eliminação do Cd do sangue. Já o efeito nas brânquias de *Carassius auratus*, 96 horas após a exposição a 10 mg L<sup>-1</sup> de Cd em água com 520 mg L<sup>-1</sup> de CaCO<sub>3</sub>, causou um aumento na quantidade de secreção de mucinas sulfatadas e uma redução na intensidade da coloração citoquímica para a enzima citocromo-oxidase. (BATTAGLINI t al., 1993). Águas ricas em carbonato de cálcio causam a ingestão do carbonato de cádmio que se forma a partir do cloreto de Cd dissolvido que, uma

vez precipitado, passando a ser incorporado por essa via; isto mostra a importância de se conhecer também a físico-química do ambiente contaminado. Em brânquias de *Carassius auratus* também foram demonstradas alterações de atividade de enzimas oxidantes e no aporte de cádmio na presença de amônia em meio alcalino, o que fez aumentar o potencial tóxico do metal (GARGIULO, et al., 1996). Foi demonstrado ainda o aumento na produção e secreção de muco pelas células mucosas do epitélio branquial, havendo uma sobrevivência de 20% dos animais analisados expostos ao cádmio, contra 100% de sobrevivência dos controles. Os animais expostos aos dois agentes demonstraram uma alteração significativa na atividade das enzimas oxidantes SDH (sorbitol desidrogenase), G-6-PDH (glicose-6-fosfato desidrogenase) e LDH (lactato desidrogenase). Os autores sugerem uma complexação do cádmio com a amônia catabólica levando a uma maior gravidade dos efeitos do metal em águas poluídas por esgotos domésticos, que são fonte de amônia e de outros compostos nitrogenados. Os estudos histopatológicos feitos por Thophon e equipe (2003) também confirmaram que as lamelas das brânquias e os túbulos renais são órgãos-alvo para efeitos agudos tóxicos do cádmio, enquanto em exposição subcrônica, o fígado e os rins são mais atingidos. Entre as alterações nas brânquias, notam-se edema das células epiteliais, com quebra no sistema de células pilares, aneurismas com algumas rupturas nos vasos, além de hipertrofia e hiperplasia nas células epiteliais e de cloreto.

Com relação a outros contaminantes, peixes da espécie *Prochilodus lineatus* expostos ao inseticida Dimilin (MADUENHO, MENDES, MARTINEZ, 2007) apresentaram alterações histológicas nas brânquias como elevação epitelial, hiperplasia e hipertrofia das células epiteliais, fusão lamelar e aneurisma. Estudos com *Astyanax altiparanae* e *A. fasciatus* de córregos urbanos (WINKALER, et al., 2001) e com *Oreochromis niloticus* expostos a águas residuais de uma estação de tratamento de esgoto (FONTAÍNHAS-FERNANDES et al., 2008) demonstraram mudanças na histologia branquial como elevação epitelial,

necrose, hipertrofia, hiperplasia, fusão de lamelas, ruptura do tecido branquial, hipersecreção e proliferação de células mucosas. Já peixes expostos ao petróleo também apresentaram alterações hepáticas como hipertrofia nuclear, núcleo em posição lateral, vacuolização citoplasmática, degeneração do citoplasma, entre outras anomalias. (SIMONATO, ALBINATI, MARTINEZ, 2006). *Oreochromis niloticus* (tilapia), *P. mesopotamicus* (pacu) e *C. macropomum* (tambacu) apresentaram alterações teciduais em fígado como congestão tecidual, a necrose dos hepatócitos e do tecido pancreático, esteatose, produção de infiltrado inflamatório mononuclear no hepatopâncreas, hepatócitos contendo bilirrubina, hialinização, hemorragia e presença de pigmentos (SANTOS, 2009).

Em fígado, peixes da espécie *P. lineatus* apresentaram uma série de alterações histológicas após serem expostos ao inseticida Dimilin. (MADUENHO, MENDES, MARTINEZ, 2007). Entre elas pode-se citar o aumento do volume nuclear e celular, a degeneração citoplasmática e degeneração nuclear, a vacuolização nuclear e a estagnação biliar. Além disso, infiltrações leucocitárias e a presença de melanomacrófagos já foram observadas em espécimes de tainha (*Mugil liza*) de locais contaminados por misturas complexas, indicando modificações devido à contaminação ambiental neste órgão. (HAUSER-DAVIS et al., 2012c).

Alterações em parâmetros morfométricos também têm sido indicadas como bons biomarcadores de resposta à contaminação ambiental por diferentes xenobióticos. Os parâmetros morfológicos que determinam e descrevem as interferências ambientais no organismo são os índices somáticos do fígado, ou índice hepatossomático (IHS), que identificam possíveis desordens do fígado, e o fator de condição (FC) que avalia a condição geral do peixe (VAN DER OOST, BEYER, VERMEULEN, 2003). O FC mede implicações devido à exposição de substâncias tóxicas, podendo ser relacionado com parâmetros biológicos, indicando o estado geral e de reserva de energia do peixe e é muito útil para estimar seu estado de saúde. Hauser-Davis

et al. (2012c), por exemplo, encontraram diferenças entre o FC de peixes de áreas impactadas e não impactadas, onde as amostras dos locais impactados por metais apresentaram FC inferior aos peixes de locais menos contaminados, portanto menos impactados, apresentaram valores reduzidos. O estudo indica que a população com os valores de FC inferiores estão em pior condição. Isto é consistente com outros estudos que relacionam os níveis de metais no ambiente e nos tecidos de peixes com o FC (CLEMENTS; REES, 1997; LAFLAMME et al., 2000). Já o IHS está relacionado com a mobilização e o acúmulo de reservas energéticas necessárias para o processo de vitelogenese, reprodução ou preparação para o período de inverno e pode ainda ser observado como um parâmetro indicativo da ocorrência de distúrbios e estresse hepático em peixes expostos diretamente à contaminação ambiental (QUEROL et al., 2002; HAUSER-DAVIS et al., 2012c). Vários estudos evidenciam que este parâmetro pode ser útil como indicador de contaminação ambiental por meio de aumentos significativos nos seus valores e devido às modificações metabólicas induzidas por exposição crônica a metais, inclusive com relatos de fígados de tamanho aumentado e repetida presença de nódulos e tumores em locais contaminados por essas substâncias (NORRIS, et al., 2000).

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os peixes são, a partir da avaliação de seus diferentes sistemas e tecidos, excelentes organismos bioindicadores e suas respostas bioquímicas, histológicas, fisiológicas ou morfológicas aos poluentes estabeleceram-se como importantes ferramentas no biomonitoramento ambiental, integrando sistemas biológicos e indicando a contaminação ou intoxicação em diferentes níveis das organizações biológicas, representando um de seus processos constitutivos; fato este que é reconhecido pelas diversas metodologias padronizadas pela ABNT para a determinação dessas respostas. Cada biomarcador fornece uma faceta diferente da contaminação ambiental analisada, a qual deve ser avaliada

tanto isoladamente como em conjunto com outros biomarcadores em estudos de biomonitoramento ambiental.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ADAMS, M. **Biological indicators of aquatic ecosystem stress**. Maryland: American Fisheries Society Bethesda: 2002. 644.
- ALBRECHT, M. P. **Acúmulo de metais pesados em peixes nas lagoas do litoral norte do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Monografia de Bacharelado, 80 pp., 1996.
- ALBUQUERQUE, C. **Uso da acetilcolinesterase e metalotioneína em peixes na avaliação do efeito da contaminação na Baía de Guanabara**. Rio de Janeiro, FIOCRUZ, Dissertação de Mestrado em Saúde Pública. 81 pp., 2007.
- ALI, M.; PARVEZ, S.; PANDLEY, S.; ATIF, F.; KAUR, M.; REHMAN, H.; RAISUDDIN, S. Fly ash leachate induces oxidative stress in freshwater fish *Channa punctata* (Bloch). **Environment International**, 30 (7), 933–938, 2004.
- AMADO L. L.; ROBALDO R. B.; GERACITANO L.; MONSERRAT J. M.; BIANCHINI A. Biomarkers of exposure and effect in the Brazilian flounder *Paralichthys orbignyanus* (Teleostei: Paralichthyidae) from the Patos Lagoon estuary (Southern Brazil). **Marine Pollution Bulletin**, 52, 207–213, 2006.
- AMORIM, L. C. A. Biomarkers for evaluating exposure to chemical agents present in the environment. **Revista Brasileira de Epidemiologia**, 6 (2), 158, 2003.
- ARELLANO J. M.; STORCH, V.; SARASQUETE, C. Histological changes and copper accumulation in liver and gills of the *Senegales sole*, *Solea senegalensis* **Ecotoxicology Environmental Safety**, 44(1), 62-72, 1999.
- BAIRD, C. Química Ambiental. **Produtos Orgânicos Tóxicos**. 2ª Ed. Porto Alegre: Bookman. 2002. 622.
- BATTAGLINI, P.; ANDREOZZI, G.; ANTONUCCI, R.; ARCAMONE, N.; DE GIROLAMO, P.; FERRARA, L.; GARGIULO, G. The effects of cadmium on the gills of the goldfish *Carassius auratus* L.: Metal uptake and histochemical changes. **Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Comparative Pharmacology**, 104(2), 239-247, 1993.
- BERNET, D.; SCHMIDT, H.; MEIER, W.; BURKHARDT-HOLM, P.; WAHLI, T. Histopathology in fish: proposal for a protocol to assess aquatic pollution. **Journal of Fish Diseases**, 22, 25-34, 1999.
- BOUQUEGNEAU, J. M.; GERDAY, C.; DISTECHE, A. Fish mercury-

binding thionein related to adaptation mechanisms. **FEBS Journal**, 55, 173-177, 1975.

BROUWER, A.; LONGNECKER, M. P.; BIRNBAUM, L. S.; COGLIANO, J.; KOSTYNIK, P.; MOORE, J.; SCHANTZ, S.; WINNEKE, G. Characterization of potential endocrine related health effects at lowdose levels of exposure to PCBs. **Environmental Health Perspectives**, 107, 639-649, 1999.

CENSI, P.; SPOTO, S. E.; SAIANO, F.; SPROVIERI, M.; MAZZOLA, S.; NARDONE, G.; DI GERONIMO, S. I.; PUNTURO, R.; OTTONELLO, D. Heavy metals in coastal water systems. A case study from the northwestern Gulf of Thailand. **Chemosphere**, 64 (7), 1167-1176, 2006.

CHAMBERS, H. W.; CHAMBERS, J. E. An investigation of acetylcholinesterase inhibition and aging and choline acetyltransferase activity following a high level acute exposure to paraoxon. **Pesticide Biochemistry and Physiology**. 33,125-131, 1989.

CHEN, F.; VALLYATHAN, V.; CASTRANOVA, V.; SHI, X. Cell apoptosis induced by carcinogenic metals. **Molecular and Cellular Biochemistry**, 222(1-2), 183-188, 2001.

CLEMENTS, W. H.; REES, D. E. Effects of Heavy Metals on Prey Abundance, Feeding Habits, and Metal Uptake of Brown Trout in the Arkansas River, Colorado. **Transactions of the American Fisheries Society**, 126(5), 774-785, 1997.

COSTA, C. R.; OLIVI, P.; BOTTA, C. M. R.; ESPINDOLA, E. L. G. A toxicidade em ambientes aquáticos: discussão e métodos de avaliação. **Química nova**, 31(7), 1820-1830, 2008.

CRISP, T. M.; CLEGG, E. D.; COOPER, R. L.; WOOD, W. P.; ANDERSON, D. G.; BAETEKE, K. P.; HOFFMANN, J. L.; MORROW, M. S.; RODIER, D. J.; SCHAEFFER, J. E.; TOUART, L. W.; ZEEMAN, M. G.; PATEL, Y. M. Environmental endocrine disruption: An effects assessment and analysis. **Environmental Health Perspectives**, 106, 11-56, 1998.

DAGGETT, D. A.; OBERLEY, T. D.; NELSON, S. A.; WRIGHT, L. S.; KORNGUTH, S. E. E.; SIEGEL, F. L. Effects of lead on rat kidney and liver: GST expression and oxidative stress. **Toxicology**, 128, 191-206, 1998.

DATTA, D.; SINHA, G. M. Responses induced by long-term toxic effects of heavy metals on fish tissues concerned with digestion, absorption, and excretion. **GegenbaursmorphologischesJahrbuch**, 135(4), 627-657, 1989.

DIMITROVA, M. S. T.; TSNOVA, V.; VELCHEVA, V. Combined effect of zinc and lead on the hepatic superoxide dismutase-catalase system in carp (*Cyprinus carpio*). **Comparative Biochemistry and Physiology**, 108C, 43-46, 1994.

- ESTEVES, F. A.; CALIMAN, A.; SANTANGELO, J. M.; GUARIENTO, R. D.; FARJALLA, V. F.; BOZELLI, R. L. Neotropical coastal lagoons: An appraisal of their biodiversity, functioning, threats and conservation management. **Brazilian Journal of Biology**, 68(4), 967-981, 2008.
- FERGUSON, H. W. **Systemic Pathology of Fish**. Iowa State University Press, Iowa City, 1989, 278.
- FLORES-LOPES, F.; THOMAZ, A. T. Histopathologic alterations observed in fish gills as a tool in environmental monitoring. **Brazilian Journal of Biology**, 71(1), 2011.
- FONTAINHAS-FERNANDES, A.; LUZIO, A.; GARCIA-SANTOS, S.; CARROLA, J.; MONTEIRO, S. Gill histopathological alterations in Nile tilapia, *Oreochromis niloticus* exposed to treated sewage Water. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, 51(5), 1057-1063, 2008.
- FÖRSTNER, U. **Contaminated Sediments**. Springer Verlag, Berlin, 1989, 157.
- GARGIULO, G.; DE GIROLAMO, P.; FERRARA, L.; SOPPELSA, O.; ANDREOZZI, G.; ANTONUCCI, R.; BATTAGLIN, P. Action of cadmium on the gills of *Carassius auratus* L. in the presence of catabolic NH<sub>3</sub>. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, 30, 235-240, 1996.
- GERACITANO, L. A.; MONSERRAT, J. M.; BIANCHINI, A. Oxidative stress in *Laeonereis acuta* (Polychaeta: Nereididae): environmental and seasonal effects. **Marine Environmental Research** 58, 625–630, 2004.
- GROMADZINSKA, J.; WASOWICZ, W.; SKŁODOWSKA, M.; BULIKOWSKI, W.; RYDZYNSKI, K. The Influence of Atmospheric Chromium on Selenium Content and Glutathione Peroxidase Activity in Blood of Tannery Workers. **Environmental Health Perspectives** 104(12), 1312-1316, 1996.
- HAMILTON, D. S.; ZHANG, X.; DING, Z.; HUBATSCH, I.; MANNERVIK, B.; HOUK, K. N. Mechanism of the glutathione transferase-catalyzed conversion of antitumor 2-crotonyloxymethyl-2-cycloalkenones to Gsh adducts. **Journal of the American Chemical Society**, 125, 15049–15058, 2003.
- HAYES, J. D.; FLANAGAN, J. U.; JOWSEY, I. R. Glutathione transferases. **Annual Review of Pharmacology and Toxicology**, 45, 51-88, 2005.
- HAUSER-DAVIS, R. A.; BASTOS, F. F.; DE OLIVEIRA, T. F.; ZIOLLI, R. L.; DE CAMPOS, R. C. Fish bile as a biomarker for metal exposure. **Marine Pollution Bulletin**, 64, 1589-1595, 2012a.
- HAUSER-DAVIS, R. A.; GONÇALVES, R. A.; ZIOLLI, R. L.; DE CAMPOS, R. C. A novel report of metallothioneins in fish bile: SDS-PAGE

analysis, spectrophotometry quantification and metal speciation characterization by liquid chromatography coupled to ICP-MS. **Aquatic Toxicology**, 116-117, 54-60, 2012b.

HAUSER-DAVIS, R. A.; LAVANDIER, R. C.; BASTOS, F. F.; OLIVEIRA, T. F.; RIBEIRO, C. A.; ZIOLLI, R. L.; DE CAMPOS R. C. Alterations in Morphometric and Organosomatic Indices and Histopathological Analyses Indicative of Environmental Contamination in Mullet, *Mugil liza*, from Southeastern Brazil. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, 89, 1154-1160, 2012c.

HIBIYA, T. **An Atlas of Fish Histology: Normal and Pathological Features**, Kodansha Ltda., Japan, 1982, . 82-90.

HURLEY, P. M.; HILL, R. N.; WHITING, R. J. Mode of carcinogenic action of pesticides inducing thyroid follicular cell tumours in rodents. **Environmental Health Perspectives**, 106, 437-445, 1998.

INÁCIO, A. F. M. **Metalotioneína e Metais em *Geophagus brasiliensis* – Acará**. Dissertação, Mestrado em Saúde Pública, Escola Nacional de Saúde Pública – FIOCRUZ. 54 pp., 2006.

JOKANOVIC, M. Biotransformation of organophosphorus compounds. **Toxicology** 166, 139-160, 2001.

KIERSZENBAUM, A. L. **Histologia e biologia celular: uma introdução à patologia**. Elsevier, Rio de Janeiro, 4ª Ed, 2016. 211.

KITO H.; TAZAWA, T.; OSE, Y.; SATO, T.; LSHIKAWA, T. Protection by metallothionein against cadmium toxicity. **Comparative Biochemistry and Physiology**, 73C(1), 135-139, 1982.

KLING, P. G. E.; OLSSON, P. E. Involvement of differential metallothionein expression in free radical sensitivity of RTG-2 and CHSE-214 cells. **Free Radical Biology & Medicine**, 28(11), 1628-1637, 2000.

KOYAMA, J. Vertebral deformity susceptibilities of marine fishes exposed to herbicide. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, 56, 655–662, 1996.

KRAAL, M. H.; KRAAK, M. H. S.; DE GROOT, C. J.; DAVIDS, C. Uptake and tissue distribution of dietary and aqueous cadmium by carp (*Cyprinus carpio*) **Ecotoxicology Environmental Safety**, 31, 179–183, 1995.

KRÜGER, E. Uma abordagem sistêmica da atual crise ambiental. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, 4, 37–43, 2001.

LAFLAMME, J. S.; COUILLARD, Y.; CAMPBELL, P. G. C.; HONTELA, A. Interrenal metallothionein and cortisol secretion in relation to Cd, Cu, and Zn exposure in yellow perch, *Perca flavescens*, from Abitibi lakes. **Can J Fisheries and Aquatic Sciences**, 57(8), 1692-1700, 2000.

- LANDIS, W. G.; YU, M. H. **Introduction to environmental toxicology: impacts of chemicals upon ecological systems**. Boca Raton, CRC Press Book-Lewis, 595, 1995.
- LEY, H.; FAILLA, M. L.; CHERRY, D. S. Isolation and characterization of hepatic metallothionein from rainbow trout (*Salmo gairdneri*). **Comparative Biochemistry and Physiology**, 74, 507-513, 1983.
- LEIERS, B.; KAMPKÖTTER, A.; GREVELDING, C. G.; LINK, C. D.; JOHNSON, T. E.; HENKLE-DÜHRSEN, K. A. stress-responsive glutathione S-transferase confers resistance to oxidative stress in *Caenorhabditis elegans*. **Free Radical Biology & Medicine**, 34, 1405-1415, 2003.
- LIEN, S.; LARSSON, A. K.; MANNERVIK, B. The polymorphic human glutathione transferase T1-1, the most efficient glutathione transferase in the denitrosation and inactivation of the anticancer drug 1,3-bis(2-chloroethyl)-1-nitrosourea. **Biochemical Pharmacology**, 63(2), 191-197, 2002.
- LIVINGSTONE, D. R. Biotechnology and pollution monitoring: use of molecular biomarkers in the aquatic environment. **Journal of Chemical Technology and Biotechnology**, 57(3), 195-211, 1993.
- LOSI, L.; PONZ DE LEON, M.; JIRICNY, J.; DI GREGORIO, C.; BENATTI, P.; PERCESEPE, A.; FANTE, R.; RONCUCCI, L.; PEDRONI, M.; BENHATTAR, J. K-ras and p53 mutations in hereditary non-polyposis colorectal cancers. **International Journal of Cancer**, 74, 94-96, 1997.
- MADUENHO, L. P.; MENDES, J. P.; MARTINEZ, C. B. R. Efeitos agudos do inseticida Dimilin em parâmetros histológicos do peixe *Prochilodus lineatus*. **Anais do VIII Congresso de Ecologia do Brasil**, 23 a 28/09/2007. Caxambu, MG. 2007.
- MANAHAN, S. E. **Environmental chemistry**. 7.ed. Boca Raton: Lewis, 876, 2000.
- MATTHIESSEN, P.; LAW, R. J. Contaminants and their effects on estuarine and coastal organisms in the United Kingdom in the late twentieth century. **Environmental Pollution**, 120, 739-747, 2002.
- MAZON, A. F.; MONTEIRO, E. A. S.; PINHEIRO, G. H. D.; FERNADEZ, M. N. Hematological and physiological changes induced by short-term exposure to copper in the freshwater fish, *Prochilodus scrofa*. **Brazilian Journal of Biology**, 62 (4a), 2002.
- MCINTYRE, J. K.; DAVIS, J. W.; INCARDONA, J. P.; STARK, J. D.; ANULACION, B. F.; SCHOLZ, N. L. J. Zebrafish and clean water technology: Assessing soil bioretention as a protective treatment for toxic urban runoff. **Science of the Total Environment**. 500-501, 173-180, 2014.

- MELENDEZ, L. B.; KÜTTER, V. T.; MONTES-BAYÓN, M.; SELLA S. M.; SILVA-FILHO, E. V. Determinação de Metalotioneínas e Fitoquelatinas utilizando a técnica de HPLC-ICP-MS. **Revista Virtual de Química**, 4(6), 612-622, 2012.
- MONTEIRO, H. P.; ABDALLA, D. S. P.; ARCURI, A. S.; BECHARA, E. J. H. Oxygen toxicity related to exposure to lead. **Clinical Chemistry**, 31(10), 1673-1676, 1985.
- MONSERRAT, J. M.; MARTÍNEZ, P. E.; GERACITANO, L. A.; AMADO, L. L.; MARTINS, C. M.; PINHO, G. L.; CHAVES, I. S.; FERREIRA-CRAVO, M.; VENTURA-LIMA, J.; BIANCHINI A. et al. Pollution biomarkers in estuarine animals: critical review and new perspectives. **Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology at ScienceDirect**, 146(1-2), 221-234, 2007.
- MONSERRAT, J. M.; BIANCHINI, A. Anticholinesterase effect of eserine (physostigmine) in fish and crustacean species. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, 44(1), 63-68, 2001.
- MOREIRA, F. R.; MOREIRA, J. C. Os efeitos do chumbo sobre o organismo humano e seu significado para a saúde. **Revista Panamericana de Salud Pública**, 15(2), 119-129, 2004.
- NILSSON, G. E. Gill remodeling in fish – a new fashion or an ancient secret? **Journal of Experimental Biology**, 210, 2403- 2409, 2007.
- NORRIS, D. O.; CAMP, J. M.; MALDONADO, T. A.; WOODLING, J. D. Some aspects of hepatic function in feral brown trout, *Salmo trutta*, living in metal contaminated water. **Comparative Biochemistry and Physiology, Part C**, 127, 71-78, 2000.
- OLAFSON, R. W.; THOMPSON, J. A. J. Isolation of heavy metal binding proteins from marine vertebrates. **Marine Biology**, 28, 83-86, 1974.
- OLIVEIRA-RIBEIRO, C. A.; VOLLAIRE, Y.; SANCHEZ-CHARDI, A.; ROCHE, H. Bioaccumulation and the effects of organochlorine pesticides, PAH and heavy metals in the Eel (*Anguilla anguilla*) at the Camargue Nature Reserve, France. **Aquatic Toxicology**, 74, 53-69, 2005.
- ORONSAYE, J. Á. Histological changes in the kidneys and gills of the stickleback, *Gasterosteus aculeatus* L, exposed to dissolved cadmium in hard water. **Ecotoxicology Environmental Safety**. 17(3), 279-90, 1989.
- PAIN, D. J. Lead in the environment. In: HOFFMAN, D. J.; RATTNER, B. A.; BURTON, G. A.; CAIRNS, J (Eds.). **Handbook of ecotoxicology**. Boca Raton: Lewis, 356-91, 1995.
- PALHARES, D.; GRISOLIA, C. K. Comparison between the micronucleus frequencies of kidney and gill erythrocytes in Tilapia fish, following mitomycin C treatment. **Genetic and Molecular Biology**, 25, 281-284, 2002.

POWERS, D. A. Fish as Model Systems. **Science**, 246(4928), 352-358, 1989.

QUEROL, M. V. M.; QUEROL, E.; GOMES, N. N. A. Fator de condição gonadal, índice hepatossomático e recrutamento como indicadores do período de reprodução de *Loricariichthys platymetopon* (OSTEICHTHYES, LORICARIIDAE), Bacia do Rio Uruguai médio, sul do Brasil. **Série Zoológica**, 92(3), 79-84, 2002.

RODRIGUES, I. L. P. Metalotioneínas como biomarcadores de poluição por metais - traços em corpos d'água utilizando tilápias do Nilo (*Oreochromis niloticus*, Linnaeus, 1758) como organismos-teste. **Universidade Federal da Bahia**, Instituto de Biologia, 55, 2008.

ROMÃO, S.; DONATTI, L.; FREITAS, M. O.; TEIXEIRA, J.; KUSMA, J. Blood parameter analysis and morphological alterations as biomarkers on the health of *Hoplias malabaricus* and *Geophagus brasiliensis*. **Brazilian Archives Biology Technology** 49, 441-448, 2006.

SÁ, L. C.; FERNANDES, V. C.; CALHAU, C.; DOMINGUES, V. F.; MATOS, C. D. Determination of organochlorine pesticides in agricultural soils applying quechers, C-ECD and GC-MS/MS. **Revista de Ciências Agrárias**, 35(2), 329-336, 2012.

SANTOS, M. A. T.; AREAS, M. A.; REYES, F. G. R. Piretróides - Uma Visão Geral. **Alimentos e Nutrição**, 18(3), 339-349, 2007.

SANTOS, D. C. M. Toxidez aguda do zinco em *Lambaris Astyanax aff. bimaculatus* (Linnaeus, 1758). Tese:Viçosa: **Universidade Federal de Viçosa**, 95, 2009.

SANTOS-FILHO, F. M.; REZENDE, K. F. O.; EMERENCIANO, A. K.; MOREIRA, L. M.; VILA, V. B.; BORGES, R. M.; PRESSINOTTI, L. N. Avaliação de biomarcadores histológicos em peixes coletados a montante e a jusante da mancha urbana. **Atlas de Saúde Ambiental – ASA-SP**, 2, 9-22, 2014.

SCHLENK, D. Necessity of defining biomarkers for use in ecological risk assessments. **Marine Pollution Bulletin**, 39(1-12), 48-53, 1999.

SHEPHARD, K. L. Functions for fish mucus. **Reviews in Fish Biology and Fisheries**, 4(4), 401-429, 1994.

SILVA-FILHO, M. V.; OLIVEIRA, M. M.; SALLES, J. B.; BASTOS, V. I. F. C.; CASSANO, V. P. F.; BASTOS, J. C. Methyl-paraoxon comparative inhibition kinetics for acetylcholinesterase from barin of neotropical fishes. **Toxicology Letters**, 153, 247-254, 2004.

SIMONATO, J. D.; ALBINATI, A. C.; MARTINEZ, C. B. R. Effects of the Water Soluble Fraction of Diesel Fuel Oil on Some Functional Parameters of the Neotropical Freshwater Fish *Prochilodus lineatus*

Valenciennes. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, 76, 505–511, 2006.

THOPHON, S.; KRUATRACHUE, M.; UPATHAM, E. S.; POKETHITIYOOK, P.; SAHAPHONG, S.; JARITKHUAN, S. Histopathological alterations of white seabass, *Lates calcarifer*, in acute and subchronic cadmium exposure. **Environmental Pollution**, 121, 307-320, 2003.

TOKUMARU, M.; ETOH, H.; HIBIYA, T. Physicopathological studies on the effects of cadmium in fishes: 2. On theuptake, distribution and retention of radiocadmium in goldfish *Carassius auratus* and histopathological sequels of stable cadmium in carp *Cyprinus carpio*. **Dusenja**, 12(2), 37-50, 1980.

TORTELLI, V.; COLARES, E. P.; ROBALDO, R. B.; NERY, L. E. M.; PINHO, G. L. L.; BIANCHINI, A.; MONSERRAT, J. M., Importance of cholinesterase kinetic parameters in environmental monitoring using estuarine fish. **Chemosphere**, 65, 560-566, 2006.

UVED. **Chimie de L'environnement**. 2015. Disponível em: [http://www.cima.ualg.pt/piloto/UVED\\_Geochemie/UVED/site/html/2/2-3/2-3-3/2-3-3-5.html](http://www.cima.ualg.pt/piloto/UVED_Geochemie/UVED/site/html/2/2-3/2-3-3/2-3-3-5.html).

VAN DER OOST, R.; BEYER, J.; VERMEULEN, N. P. E. Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment: a review. **Environmental Toxicology and Pharmacology**, 13(2), 57-149, 2003.

WAALKES, M. P.; COOGAN, T. P.; BARTER, R. A. Toxicological principles of metal carcinogenesis with special emphasis on cadmium. **Critical Reviews in Toxicology**, 22(3-4), 175-201, 1992.

WADA, O.; YANAGISAWA, H. Trace elements and their physiological roles. **Nihon rinsho. Japanese journal of clinical medicine**, 54(1), 5-11, 1996.

WINKALER, E. U.; SILVA, A. G.; GALINDO, H. C.; MARTINEZ, C. B. R. Biomarcadores histológicos e siológicos para o monitoramento da saúde de peixes de ribeirões de Londrina, Estado do Paraná. **Acta Scientiarum**, 23(2), 507-514, 2001.

World Health Organization, **Biomarkers and Risk Assessment: Concepts and Principles**. International Programme on Chemical Safety. Environmental Health Criteria, 155, 1993.

CHANG, R. et al. Analysis of a Brazilian green propolis from *Baccharis dracunculifolia* by HPLC-APCI-MS and GC-MS. **Brazilian Journal of Pharmacognosy**.18(4): 549-556, Out./Dez. 2008.



# MACROINVERTEBRADOS E A RELAÇÃO COM OS ECOSSISTEMAS AQUÁTICOS

*ALINE BEATRIZ PACHECO CARVALHO*  
*ABEAS NICOLINE SCHWENGBER*

## INTRODUÇÃO

A comunidade de macroinvertebrados, de maneira geral, compreende os filos Arthropoda (insetos, aracnídeos e crustáceos), Mollusca (gastrópodes e bivalves), Annelida (oligochaeta, hirudinea), Platyelminthes (turbelários), Porífera e Cnidária, sendo a classe dos insetos a mais representativa do filo Arthropoda. A composição e a distribuição da comunidade de macroinvertebrados, de água doce, são influenciadas por vários fatores bióticos (interações biológicas) e abióticos (fatores físico-química da água) do ambiente, podendo as mesmas variar de acordo com esses fatores (ESTEVES, 1998). A presença da referida comunidade é essencial para os ecossistemas aquáticos, pois regula a dinâmica de nutrientes, interfere no fluxo de energia e desempenha um papel fundamental na manutenção dos processos ecológicos de produção, consumo e decomposição de matéria orgânica (CALLISTO, 2011). Os macroinvertebrados contribuem para o funcionamento dos ecossistemas aquáticos através do processo de filtração, raspagem, fragmentação de partículas orgânicas além de constituírem fonte de alimento para peixes, anfíbios, aves e outros animais.

Devido ao fato de alguns organismos apresentarem respostas diferentes ao grau de contaminação dos ecossistemas aquáticos, a análise acerca da presença ou ausência dos macroinvertebrados e da composição dos grupos tróficos pode ser utilizada como indicadores de qualidade dos ambientes aquáticos (ESTEVES, 1998).

O objetivo deste capítulo é apresentar alguns dos métodos utilizados nas amostragens de macroinvertebrados para estudos acadêmicos, de impacto ambiental e/ou investigações experimentais. Ainda, com a finalidade de ilustrar os pressupostos teóricos, buscou-se apresentar alguns instrumentos de amostragem (Figura 1, Figura 2) e a classificação de alguns táxons conforme a capacidade de bioindicadores e os seus respectivos grupos tróficos (Quadro 1).

## 1. MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS COMO INDICADORES AMBIENTAIS

### *GRUPOS TRÓFICOS*

A análise trófica funcional da comunidade de macroinvertebrados aquáticos é considerada em estudos de impactos ambientais, uma vez que fornece informações sobre o plano alimentar condizente com as características bióticas e abióticas do local.

Tal análise foi primeiramente descrita por Cummins (1973) e, desde então, tem sido modificada (CUMMINS; KLUG 1979; MERRITT; CUMMINS, 1984). Ela está baseada em mecanismos morfo-comportamentais (herbívoros, detritívoros ou carnívoros), nos quais um mesmo organismo pode proporcionar a ingestão de uma ampla variedade de recursos alimentares. Através dos mecanismos alimentares que determinam os recursos que serão processados, os macroinvertebrados aquáticos podem ser classificados pelos seguintes grupos funcionais (MERRITT; CUMMINS, 1984):

- Fragmentadores (*Shredders*): alimentam-se de tecido vegetal, podendo ser herbívoros ou detritívoros. As famílias Curculionidae (Coleoptera) e Tipulidae (Diptera) são exemplos deste grupo trófico;

- Coletores (*Collectors*): alimentam-se de matéria orgânica particulada fina, podendo ser detritívoros ou filtradores. A família Simuliidae (Diptera), as classes Oligochaeta (Annelida) e Bivalvia (Mollusca) são exemplos deste grupo trófico;

- Raspadores (*Scrapers*): alimentam-se de perifiton aderido à superfície orgânica ou mineral, sendo a Classe Gastropoda (Mollusca) e a família Thaumaleidae (Diptera) representantes deste grupo trófico;

- Predadores (*Predators/Engulfers*): alimentam-se de outros invertebrados aquáticos ou de pequenos vertebrados (peixes e anfíbios), ingerindo (engolindo) a presa inteira ou aos pedaços. As ordens Odonata e Hemiptera são exemplos representativos deste grupo trófico.

- Parasitas: alimentam-se interna ou externamente no corpo de outros organismos vivos. Os representantes da classe Hirudinea são exemplos de parasitas.

## BIOINDICADORES

As razões de estudos ecológicos sobre o estresse e adaptação de espécies se dão em decorrência das alterações humanas pelas intensas explorações dos recursos naturais e da degradação do meio ambiente (RICKLEFS, 2009). Algumas pesquisas têm demonstrado que tais estudos servem de subsídio para o monitoramento de ecossistemas, inclusive os aquáticos.

A escolha dos macroinvertebrados como bioindicadores é atribuída principalmente aos diferentes níveis de tolerância que as espécies apresentam aos poluentes, aos ciclos de vida relativamente longos, à vida sedentária e à sua abundância, além de serem encontrados com facilidade, independente da estação do ano, e o baixo custo da sua amostragem (BUSS, 2001). Esses organismos podem demonstrar o estado de um corpo d'água, pois a presença, ausência ou densidade de determinadas espécies indicam a prevalência de condições ambientais ao longo de apurado período (MORENO; CALLISTO 2006).

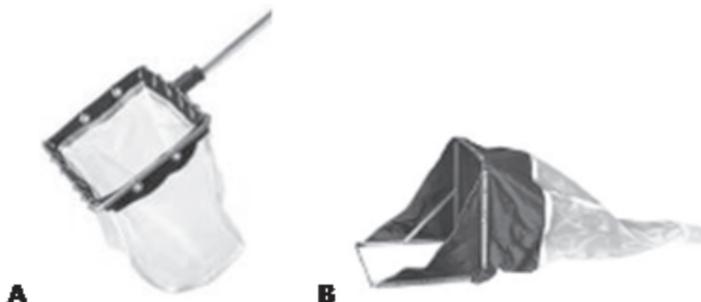
## 2. OS INSTRUMENTOS PARA A AMOSTRAGEM DE MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS

Geralmente, para todos os tipos de coletas, recomenda-se que a identificação taxonômica seja realizada em laboratório com o auxílio de um microscópio estereoscópico (10x a 60x)

com uma fonte luminosa incidente e bibliografia especializada.

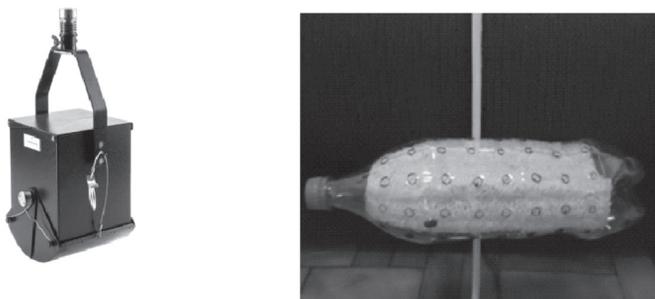
Diversas metodologias são utilizadas para a amostragem desses organismos, dentre elas, as mais frequentes são: o *puça*, *surber*, *dipnet*, *draga* de *Ekman* e os *substratos artificiais* (Figura 1 e Figura 2). Cabe ressaltar que, antes da escolha do método amostral, devem-se considerar, além dos objetivos do estudo, as características peculiares dos ambientes a serem trabalhados. Donald P. Eaton (2003) descreve um capítulo sobre várias metodologias de coletas e referências relativas a esse assunto.

**Figura 1.** Instrumentos com malhas. A – *Dip net*; B – *Surber*.



Fonte: <http://www.dynamicaqua.com/aquatic.htm#aquatic>

**Figura 2.** A–*Draga* de *Ekman*; B – Substrato artificial construídos com garrafa PET a partir de adaptações de Volkmer-Ribeiro et al., (2004) e de Queiroz et al., (2007).



B - Substrato artificial construídos com garrafa pet a partir de adaptações de Volkmer-Ribeiro et al. (2004) e de Queiroz et al. (2007). Fonte: Abras N. Schwengber.

**a) Instrumentos com malhas:**

As malhas servem para reter e separar os organismos da água e por esta razão o tamanho das aberturas é fundamental para a amostragem. Os tamanhos das malhas típicas para amostragem de macroinvertebrados variam de 0,1 a 1,0 mm. A malha mais fina (0,1 mm) retêm quase todos os estágios do ciclo biológico (excluindo os ovos). No entanto, as malhas com poros acima de 0,5mm permitem a passagem de estágios prematuros. Sendo assim, o uso das malhas funciona como uma peneira seletiva que deve ser adequada aos objetivos do estudo do pesquisador.

**b) Instrumentos para ambientes lóticos e lênticos:**

Em ambientes lóticos e de pouca profundidade (até 10 cm), a velocidade da correnteza é utilizada como auxílio para deslocar os macroinvertebrados. Utilizando-se desse critério e visando o confinamento dos macroinvertebrados, colocam-se as redes ou *dip net* posicionadas à jusante. O *surber*, também utilizado nesses ambientes, consiste em um instrumento com área amostral conhecida que é posicionado acima do substrato. Todo o material retido pelo *surber* é agitado com as mãos no intuito de desalojar os organismos que serão conduzidos pela corrente e que ficarão retidos na malha.

Em ambientes lênticos, como lagos, lagoas ou banhados, os cilindros e a amostragem de bomba são ideais para substratos finos. A partir desses, a abertura de um plástico ou tubo de metal, de área conhecida, é empurrado no substrato, onde uma bomba de mão com uma mangueira de extensão é usada para bombear o sedimento. Para locais profundos, recomenda-se o uso de garras tipo draga de Ekman. Os amostradores artificiais têm o objetivo de se assemelharem aos substratos naturais. São artefatos que procuram imitar as características do ambiente a ser amostrado, contendo material disponibilizado para a colonização por organismos bentônicos (BICUDO; BICUDO, 2004). Na sua maioria, são confeccionados a partir de uma variedade de materiais, como tijolos, azulejos, disco

de madeira, garrafas PET, entre outros. Tais substratos são colocados, em réplicas, no ambiente aquático permanecendo tempo o suficiente para serem colonizados. Posteriormente, são retirados e conduzidos ao laboratório para as devidas triagens e identificações. Este método é utilizado em estudos de impacto ambiental que visem analisar estimativas parciais de abundância e a ocorrência de colonização dos organismos após um efeito estressor.

Para uma coleta rápida ou simplificada, tanto em ambientes lóticos quanto lênticos, pode-se realizar uma busca direta por diferentes substratos presentes. A vegetação e as pedras podem ser minuciosamente examinadas *in loco*. As amostras coletadas manualmente são transferidas para bandejas de plástico brancas e os organismos sutilmente pinçados e acondicionados em embalagens propícias. Para fins metodológicos analíticos, geralmente, mede-se o esforço de coleta pelo número de coletores.

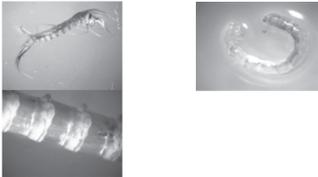
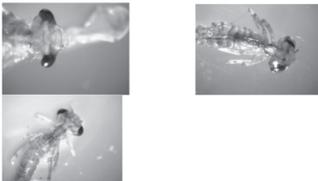
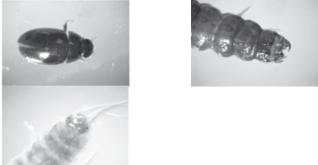
## CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os macroinvertebrados aquáticos são considerados componentes estruturais fundamentais da biota aquática, pois se atribui a eles uma proporção significativa da produção energética dos ecossistemas aquáticos. Esses representantes desempenham um importante papel como principais componentes macroscópicos, além de constituírem elementos importantes na teia alimentar, pois são encontrados em quantidades consideráveis no conteúdo estomacal dos peixes de importância econômica.

As atividades de pesquisas relacionadas aos macroinvertebrados fornecem um meio de avaliar diretamente o estado da biota aquática e, conseqüentemente, a qualidade da água. Embora a medição de parâmetros físicos e químicos forneça informações instantâneas sobre a qualidade da água, os macroinvertebrados podem atuar de maneira efetiva como bioindicadores dos ambientes aquáticos.

MACROINVERTEBRADOS E A RELAÇÃO  
COM OS ECOSISTEMAS AQUÁTICOS

Quadro 1. Macroinvertebrados classificados a partir dos respectivos grupos tróficos e diferentes respostas à poluição.

Classe/Ordem	Grupo Trófico	Resistência à Poluição
<p><b>Ordem Diptera</b></p>  <p>Culicidae Tabanidae</p> <p>Chironomidae</p>	Filtrador, coletor ou predador	Larvas de moscas e mosquitos resistentes à poluição
<p><b>Classe Oligochaeta (Filo: Annelida)</b></p> <p>Oligochaeta</p> 	Detritívoro	Minhocas d'água resistentes à poluição
<p><b>Classe Gastropoda (Filo: Mollusca)</b></p> <p>Planorbidae</p> 	Raspador	Caramujos aquáticos resistentes à poluição
<p><b>Classe Hirudinea</b></p> <p>Hirudinea</p> 	Parasita	Organismos resistentes à poluição
<p><b>Ordem Odonata</b></p>  <p>Libellulidae</p> <p>Megapodagrionidae</p> <p>Coenagrionidae</p>	Predador	Insetos aquáticos tolerantes à poluição
<p><b>Ordem Coleoptera</b></p>  <p>Dytiscidae</p> <p>Scirtidae</p> <p>Elmidae</p>	Predador, filtrador ou raspador	Insetos aquáticos tolerantes à poluição

Fonte: Elaborada pelos autores.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BICUDO, C. E. M.; BICUDO, D. C.. **Amostragem de Invertebrados Bentônicos**. Amostragem em Limnologia, São Carlos-SP: RiMa. 371p, 2004.
- BUSS, D.F. 2001. Utilizando macroinvertebrados no desenvolvimento de um procedimento integrado de avaliação da qualidade da água de rios. **Dissertação de mestrado**, Rio de Janeiro: Programa de Pós-graduação em Ecologia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2001.
- CUMMINS, K.W. & M. J. KLUG. 1979. Feeding ecology on stream invertebrates. **An. Rev.Ecol. Syst** **10**:147-172, 1979.
- CUMMINS, K.W.. Trophic relations of aquatic insects. **Annu. Rev. Entomol.** **18**: 183-206, 1973.
- ESTEVES, F. A.. **Fundamentos de limnologia**. Rio de Janeiro. Interciência, 1998, 602p.
- MERRIT, R. & K.W. CUMMINS.. **An introduction to the aquatic insects of North America**. Iowa, Kendall/Hunt, 1984, 862p.
- MERRITT, R.W.; CUMMINS, K.W., 1996. **An introduction to the aquatic insects of North America**. 3<sup>a</sup> ed. Iowa: Kendall/Hunt Publishing Company, 1996. 862p.
- MORENO, P.; & M. CALLISTO. Benthic macroinvertebrates in the watershed of an urban reservoir in southeastern Brazil. **Hydrobiologia** **60**:311-321, 2006.
- QUEIROZ, J. F.; SILVEIRA, M. P.; SITTON, M.; MARIGO, A. L. S.; ZAMBOM, G. V.; SILVA, J. R.; CARVALHO, M. P.; RIBACINKO, R. B. **Coletor de macroinvertebrados bentônicos como substrato artificial para monitoramento da qualidade da água em viveiros de produção de tilápia**. Circular Técnica- EMBRAPA Meio Ambiente, 16: 1-5, 2007.
- RICKLEFS, R.E. A Economia da Natureza. 5.ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2009.
- VOLKMER-RIBEIRO, C.; GUADAGNIN, D. L.; DE ROSA-BARBOSA, R.; SILVA, M. M.; DRÜGG-HAHN, S.; LOPES-PITONI, V. L.; GASTAL, H. A O; BARROS, M. P.; DEMAMAN, L. V. **A polyethylenetherephthalate (PET) device for sampling freshwater benthic macroinvertebrates**. Brazilian Journal of Biology, 64 (3A): 531-541, 2004.

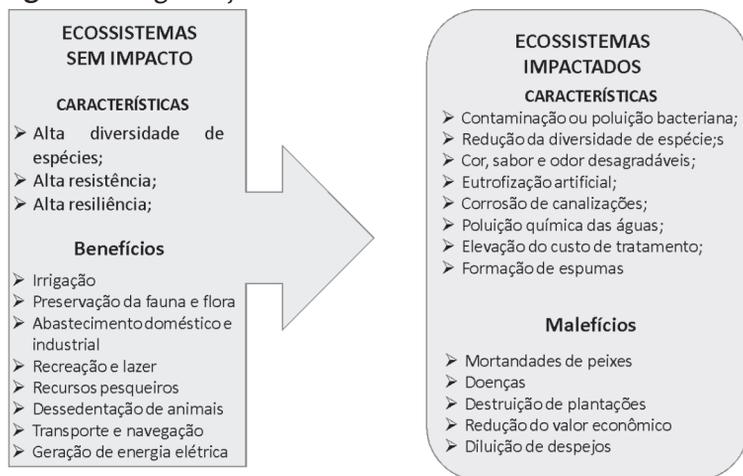
# BIVALVES COMO BIOINDICADORES

VALESCA VEIGA CARDOSO  
JULIANA D. OLIVEIRA LIMA  
EMERSOM ANDRÉ CASALI

## INTRODUÇÃO

O desenvolvimento tecnológico e o crescimento demográfico mundial são as forças motrizes para a crescente necessidade de produtos industrializados e aumento substancial na produção de alimentos. Para realizar essas e outras atividades econômicas, consideradas vitais para o homem moderno, é altamente necessária uma grande disponibilidade e qualidade de água. Mesmo assim, um número expressivo de rejeitos e resíduos provenientes das atividades agrícolas e de origem industrial e urbana (doméstica) é lançado em corpos d'água (rios e lagos) e oceanos (ARIAS, et al., 2006; QUEIROZ, et al., 2008). Com isso, os diversos impactos ambientais têm alterado de maneira significativa os ecossistemas aquáticos (Figura 1) (GOULART, CALLISTO, 2003).

**Figura 1.** Degradação ambiental



Fonte: Autores adaptado de Goulart; Callisto (2013).

As substâncias xenobioticas no ambiente como, por exemplo, os metais pesados e produtos agroquímicos como pesticidas e adubo, podem afetar os organismos de forma direta induzindo mutações, alterações morfológicas, distúrbios fisiológicos e problemas de desenvolvimento (SILVA et al., 2003).

De acordo com a Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA n° 274, de 2000), a água é parte integrante das preocupações do desenvolvimento sustentável, baseada nos princípios da função ecológica da propriedade. Segundo a Constituição Federal Brasileira e a Lei n° 6.938 de 31 de agosto de 1981, visa-se controlar o lançamento de poluentes no meio ambiente, proibindo o lançamento em níveis lesivos ou perigosos para a vida do homem e outros seres vivos.

Sendo assim, diferentes grupos de seres vivos são utilizados como indicadores biológicos na avaliação dos possíveis efeitos dos poluentes ambientais e de seus impactos. Nos ecossistemas aquáticos, são representantes de indicadores biológicos: algas, moluscos, vermes, esponjas, anfíbios e peixes. Todos estes são utilizados como biomonitores de toxicidade de uma variedade de poluentes de diversas fontes de emissão (ZAGATTO; BERTOLETTI, 2008). Entre os invertebrados aquáticos sésseis e bentônicos, se encontra uma classe de animais de corpo mole que tem sido utilizada como espécie bioindicadora, a classe dos bivalves, representados por ostras e mexilhões (RITTSCHOF; McCLELLAN-GREEN, 2005).

## BIOLOGIA DOS BIVALVES

Os indivíduos da classe *Bivalve* (Pelicípodes) podem ser encontrados na sua maioria em ambientes aquáticos e alguns no ambiente terrestre. Caracterizam-se por possuir um corpo envolvido por duas conchas ou valvas, articuladas em sua porção dorsal por um ligamento córneo. O corpo pode ser dividido da seguinte forma (Figura 2):

**Valva ou Concha:** é composta por três camadas - o perióstraco, camada externa de composição proteica, e duas internas compostas de carbono de cálcio ( $\text{CaCO}_3$ ). Em uma das

extremidades existe o umbo, local onde as valvas são unidas por ligamento.

**Músculo adutor:** encontra-se unido a ambas as conchas, sendo o responsável pelo fechamento das mesmas.

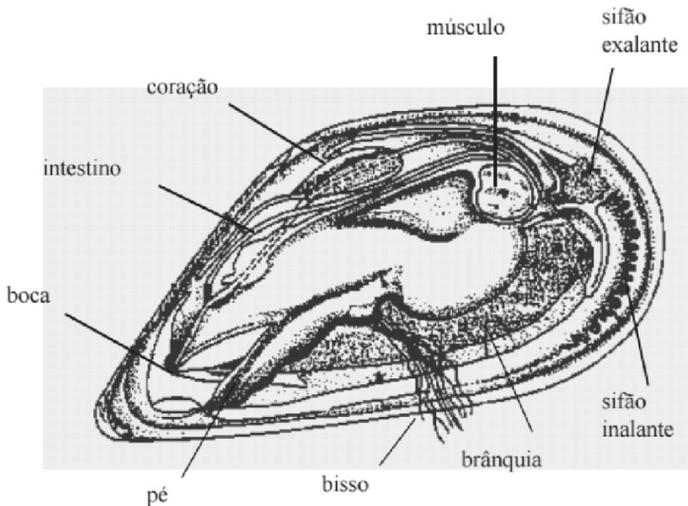
**Brânquias:** compostas por filamentos, são responsáveis pela respiração e filtração do alimento.

**Manto:** dobra da epiderme que recobre o corpo, exceto na região do músculo adutor. A borda do manto é responsável pelo controle do fluxo de água que passa pelo interior do organismo. Secreta a concha.

**Pé:** região abaixo da massa visceral ligado a um conjunto de músculos.

**Sistemas:** vários outros órgãos ficam compreendidos em uma massa visceral interna, como exemplo, o intestino e as glândulas digestivas, o sistema circulatório (do tipo aberto, composto por veias, artérias, coração, pericárdio e seios tisulares, por onde circula a hemolinfa), sistemas excretor e reprodutor, entre outros (SALDANHA 1995).

**Figura 2.** Anatomia interna mexilhão (bivalve)



Fonte: FERREIRA; MAGALHÃES (2004).

## BIVALVES COMO BIOINDICADORES

O *Filo Mollusca* compreende aproximadamente 120.000 espécies e uma grande diversidade de animais (POLI et al., 2004). As classes dos moluscos bivalves têm se destacado nas últimas décadas como bons bioindicadores, pois apresentam várias características que os fazem ser um excelente indicador biológico. A primeira é que vários representantes têm hábito sésil e a segunda é que são animais filtradores. Essas características são muito importantes em estudos de bioacumulação e bioconcentração de uma variedade de substâncias orgânicas ou inorgânicas (RITTSCHOF, McCLELLAN-GREEN, 2005).

Em ambientes marinhos e límnicos, os moluscos bivalves vêm sendo utilizados em programas de monitoramento biológico há bastante tempo (MANLY; GEORGE, 1977; DE BATES 1978; GREGORI et al., 1994; MCCONNELL; HARREL 1995; FOSTER; VILLAR et al., 1999).

Os bivalves são geralmente suspensívoros e micrófagos que ingerem uma gama de substâncias que vão do material particulado suspenso na água até o plâncton (DAME 1996). Assim sendo, várias substâncias contaminantes e nocivas podem ficar incorporadas nos seus tecidos, tais como: as toxinas, os metais pesados e os pesticidas, entre outras. Isto torna esses organismos excelentes indicadores biológicos sendo importantes aliados no monitoramento e no controle da qualidade da água dos oceanos e de outros mananciais hídricos em que estejam presentes (MANSUR et al., 1994; GIL; THOMÉ 1998; POLI et al., 2004).

Como os demais moluscos bivalves de água doce, o *D. expansus* é um filtrador ativo, desempenhando um papel de extrema importância no meio ambiente. Esses invertebrados controlam a quantidade de fitoplâncton, detritos e partículas inorgânicas, promovendo o aumento da penetração de luz para macrófitas submersas das quais uma variedade de outros animais dependem (MEYER et al., 2010). Recentemente, Meyer et al. (2010) desenvolveram um estudo cujo objetivo foi analisar a distribuição de classes de tamanho e a proporção sexual

em *D. expansus*, na Área de Proteção Ambiental do Piraquara, Paraná, Brasil, a fim de contribuir com informações sobre os aspectos ecológicos e reprodutivos da espécie.

**Figura 3.** *Diplodon expansus*



Fonte: KÜSTER (1856).

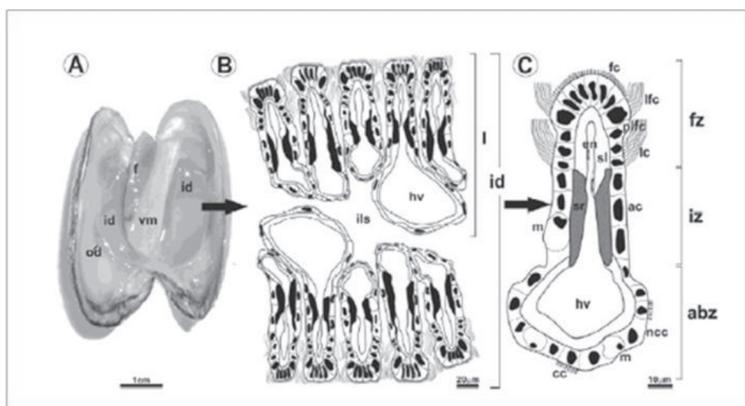
Fonte: <http://www.conchasbrasil.org.br/conquiliologia/especies.asp?idfamily=38>

Semelhantemente ao mecanismo de trocas gasosas dos peixes, os bivalves também absorvem substâncias como pesticidas, metais e outras substâncias através das brânquias e os difundem por via da hemolinfa para os demais órgãos (UNO et al., 2001). Neste sentido, a estrutura das brânquias pode ser considerada adequada para análises histopatológicas, uma vez que é formada por um epitélio simples composto por uma variedade de tipos celulares, através dos quais facilmente se observa os efeitos de poluentes solúveis na água (SUNILA 1988; ARELLANO et al., 1999).

Os tecidos das brânquias dos organismos aquáticos são considerados importantes para a análise de alterações biológicas ligadas a poluentes porque estão ininterruptamente em contato com a água (ARELLANO et al., 1999).

Nagarol e colaboradores em 2012b, estudando o potencial bioindicador do bivalve nativo *D. expansus*, por meio da utilização da histopatologia das brânquias, avaliaram os possíveis efeitos tóxicos de concentrações do herbicida atrazina, comumente utilizado na cultura de cana-de-açúcar. Após exposição aguda a diferentes concentrações do referido herbicida sob condições laboratoriais controladas, os pesquisadores observaram várias alterações histológicas nos filamentos branquiais que poderiam estar ligadas à proteção e ao dano celular, encontrando também sinais evidentes de gasto energético, sugerindo a ativação de processos de detoxificação nesses tecidos (Figura 4).

**Figura 4.** Brânquias(A), Demibranquias(B) e Filamentos brânquiais(C) do bivalve *D.Expansus*.



Fonte: NAGAROL 2012a.

Machado e colaboradores (2015), avaliando a resposta biológica em mexilhão (*Perna perna*, Linnaeus, 1758) no litoral norte do Rio Grande do Sul, Brasil (Figura 5), demonstraram que, independente da estação do ano, pode-se observar um grande número de alterações no tecido branquial, como o aneurisma lamelar, a necrose e a ruptura epitelial, associando essas alterações à defesa desse tecido geradas talvez por situações de estresse nos pontos de coletas amostrados.

**Figura 5.** *Perna perna* (Linnaeus, 1758)



Fonte: Elaborada pelos autores

Os bivalves marinhos são amplamente usados como sentinelas na contaminação química do mar, pois são sedentários, filtram grandes volumes de água do mar e acumulam poluentes em altas concentrações (GROSELL, et al., 2006).

A Vieira conhecida como *Mimachlamys varia*, é uma potencial espécie sentinela porque responde aos critérios biológicos específicos: é sedentária, de fácil coleta e apresenta uma grande área de distribuição (do Mar do Norte para o leste sul do Atlântico Oceano e no mar Mediterrâneo) (RAND; PETROCELLI, 1985). Essa espécie tem demonstrado uma potencial capacidade de incorporar e acumular contaminantes em seus tecidos, sendo assim, é considerada uma espécie muito promissora para o biomonitoramento (WHITE, 2004).

Vários marcadores bioquímicos são utilizados em bivalves para observação de impacto antropogênico. São hoje muito usados os níveis e as atividades de enzimas envolvidas na desintoxicação de xenobióticos, tais como: o sistema do Citocromo P-450, a glutatona S-transferases (GSTs), as proteínas de ligação como metalotioneínas e as enzimas relacionadas ao estresse oxidativo (SHEEHAN; POWER, 1999; COGO et al,

2000) (Quadro 1). As enzimas catalase, superóxido dismutase, glutathione redutase e peroxidase estão envolvidas no estresse oxidativo e são indispensáveis ao controle e à conservação da vida biológica. Elas estão relacionadas ao processo de detoxificação e são consideradas extremamente relevantes à sobrevivência da vida em ecossistemas impactados. A análise da atividade dessas enzimas permite maior controle do ambiente e funciona como sinal de alerta de contaminação, sendo, portanto, uma técnica importante para a vigilância ambiental e o controle das atividades humanas sobre o ambiente.

**Quadro 1.** Marcadores bioquímicos utilizados em bivalves

BIVALVE	MARCADORES BIOQUÍMICOS	REFERÊNCIAS
<i>R. decussatus</i>	MTs, SOD, CAT, GPx, MDA, GST and AChE	CHAFFAI et al, 2000; BEBIANNOA et al, 2004; SMAOUI-DAMAK W et al, 2006; MACHERKI-AJIMI et al, 2010; SÁENZ ISLA, 2012.
<i>C. glaucum,</i>	MTs, AchE, MDA	MACHERKI-AJIMI et al., 2008; LADHAR-CHAABOUNI et al., 2009 MACHERKI-AJIMI M et al., 2010; KARRAY et al, 2015.
<i>M. edulis</i>	GSTs, GSH , Cytochromo P-450	VIARENGO et al, 1991; FITZPATRICK et al, 1997.
<i>M.galloprovincialis</i>	SOD, CAT, GPx	VIARENGO A, 1991; BOCCHETTI et al, 2008.
<i>P. perna</i>	SOD, CAT, GPx, TBARS	BAINY et al, 2000; SÁENZ ISLA et al, 2012; CASALI et al, 2015

Fonte: Elaborada pelos autores

**Legenda:** MTs-Metalotioneínas SOD-superoxide dismutase; CAT-catalase; GPx-glutathione peroxidases; MDA-malondialdeído, um dos produtos finais da peroxidação lipídica); GST-glutathione S-transferase e AChE- acetilcolinesterase

Breitwieser e colaboradores, em 2006, estudando os efeitos biológicos da contaminação crônica de metais pesados em populações naturais de um bivalve marinho, *Mimachlamys varia*, observaram que os níveis de dois biomarcadores foram

significativamente correlacionados à concentração de Cádmiu. Finalmente, observou-se uma diminuição significativa da diversidade genética em locais impactados pela poluição por metais pesados, sugerindo efeitos da contaminação crônica ao nível populacional.

Casali e colaboradores (2015) compararam o balanço REDOX em machos e fêmeas de mexilhões (*Perna perna*, Linnaeus, 1758) no litoral norte do Rio Grande do Sul, Brasil, e determinaram as atividades das enzimas superóxido dismutase (SOD) e catalase (CAT), bem como quantidade de dano oxidativo a lipídeos nos tecidos dos mexilhões (TBARS) e a proteínas (Grupos carbonil e sulfidril). Observaram que a variação sazonal nos parâmetros avaliados também se refletiu na avaliação por sexo. Ao analisar as diferenças dos parâmetros entre os sexos dos indivíduos, observaram uma predominância para valores mais elevados (CAT, TBARS e grupos carbonil) associados a mexilhões machos, com exceção da SOD e dos grupos sulfidril que apresentaram valores maiores predominantemente em fêmeas.

Os moluscos bivalves filtram de 19 a 50 litros de água por hora em seu processo de alimentação e acumulam, em suas vísceras, vários agentes biológicos (incluindo os patogênicos) e abióticos que se encontram na água. Por essa razão, é um problema para a saúde pública já que são consumidos muitas vezes crus. A maior parte desses animais é coletada em águas estuarinas onde há grandes possibilidades de contaminação com patógenos liberados por efluentes domésticos (LIRA et al., 2001).

Vários estudos centram-se na qualidade microbiológica das águas utilizando moluscos bivalves como organismos bioindicadores (ostras e mexilhões), sendo esses animais fontes de alimento e de subsistência de um grande número de famílias que vivem do produto pesqueiro. Entretanto, a liberação de efluentes domésticos e de atividades agropastoris é constantemente causadora de poluição no ambiente aquáticos. Para garantir o consumo desses animais pelo homem e para garantir a qualidade do produto, deve-se observar primordialmente a

qualidade ambiental do seu local de coleta (BARRETO, SOUSA, VIEIRA 2008; GARCIA 2005; BARROS et al., 2005).

O *Vibrio parahaemolyticus* e *V. cholerae* foram encontrados em doze amostras de ostras coletadas no estuário do Rio Cocó, Ceará, Brasil (SOUSA et al., 2004).

Em Santo Antônio de Lisboa, Florianópolis, Santa Catarina, Brasil, um estudo observou que nas ostras coletadas nesse local foi encontrada alta concentração de *Escherichia Coli*. Posteriormente, as amostras foram submetidas ao processo de depuração e, após, foi observada uma redução de *E.coli* no músculo dos animais ao final das 48h, ficando de acordo com o limite estabelecido para consumo in natura (<230 NMP/100g de carne), demonstrando que as ostras podem ser utilizadas para observar a eficácia de certos processos (BOBERMIN et al., 2013).

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os bivalves são atualmente utilizados como bioindicadores de qualidade ambiental, pois refletem as mudanças nos ambientes onde vivem. Compõem grande parte da comunidade que habita em rios, riachos, lagoas e oceanos, servindo como alimento para peixes e crustáceos, compartilhando dos fluxos de energia. Eles são considerados economicamente e ecologicamente relevantes para o ecossistema aquático. Parte dessa importância se deve às suas características biológicas como hábito sésil e por serem filtradores, além disso, apresentam tolerância a alterações ambientais e a contaminantes, têm ampla distribuição geográfica e são de fácil coleta. Tais fatores fazem desses invertebrados um bioindicador relevante na avaliação e no monitoramento do impacto no ecossistema aquático.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ARELLANO, J.M.; STORCH, V.; SARASQUETE, C. Histological changes and copper accumulation in liver and gills of the *Senegales Sole*, *Solea senegalensis*. **Ecotoxicol. Environ. Safety**, v.44, p.62-72, 1999.
- ARIAS, A. R. L.; BUSS, D.F.; ALBURQUERQUE, C. INÁCIO A. F.; FREIRE, M. M.; EGLER, M.; MUGNAI, R. ; BAPTISTA, D. F. Utilização de bioindicadores na avaliação de impacto e no monitoramento da

contaminação de rios e córregos por agrotóxicos. **Ciência & Saúde Coletiva**, v.12, n.1, p.61-72, 2007.

BAINY, A. C. D.; ALMEIDA, E. A, MÜLLER, I. C.; VENTURA, E. C.; MEDEIROS, I. D. Biochemical responses in farmed mussel *Perna perna* transplanted to contaminated sites on Santa Catarina Island, SC, Brazil. **Marine Environmental Research** 50:411-416, 2000.

BARRETO, N. E.; VIANA DE SOUSA, O.; VIEIRA, R. N. F. Moluscos bivalves: Organismos Bioindicadores da Qualidade Microbiológica das Águas: Uma Revisão. **Revista Brasileira de Higiene e Sanidade Animal** (v.2, n.2) p. 18- 31, 2008.

BARROS, L. M. O.; SOUSA, O.V.; LIMA, E. A.; MACRAE, A.; VIEIRA, G.H . F.; VIEIRA, R. H. Contaminante fecal da ostra *Crassostrea rhizophorae* comercializada na Praia do Futuro, Fortaleza-Ceará. **Revista Ciências Agrônômica**, Fortaleza, v.36, n.3, p.285-289, 2005.

BOCCHETTI, R.; FATTORINI, D., PISANELLI, B.; MACCHIA, S, OLIVIERO, L.; PILATO, F, PELLEGRINI, D.; REGOLI, F. Contaminant accumulation and biomarker responses in caged mussels, *Mytilus galloprovincialis*, to evaluate bioavailability and toxicological effects of remobilized chemicals during dredging and disposal operations in harbour areas. **Aquatic Toxicology** 89:257-266, 2008.

BRASIL. A Lei Federal nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. (Publicação - **Diário Oficial da União** - 09/01/1997) Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989.

BRASIL. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE – CONAMA. Resolução nº 274, de 29 de novembro de 2000 -Publicação-**Diário Oficial da União** - 08/01/2001) revisa os critérios de Balneabilidade em Águas Brasileiras.

BREITWIESER, A. Short-Term and Long-Term Biological Effects of Chronic Chemical Contamination on Natural Populations of a Marine Bivalve **PLOS ONE** 11(3):2-24, 2016.

CASALI, E. A., JARDIM, R. P.; CARNEIRO, R. L.; GEREMIA, G.; CHRISTO, G. S.; CAREGNATO F.; BORTOLIN, R.; MASCARENHAS, M.; GELAIN, D. P.; MOREIRA, J. C. F.; CARDOSO, V. V. Comparação do balanço REDOX em machos e fêmeas de mexilhões (*Perna perna*, Linnaeus, 1758) do litoral norte do Rio Grande do Sul, Brasil. In: **Anais do 5º Congresso Brasileiro de Biologia Marinha**, Ipojuca, 2015.

- COGO, A. J. D.; SIQUEIRA, A. F.; RAMOS, A. C.; CRUZ, Z. M.; SILVA, A.G. Utilização de enzimas do estresse oxidativo como biomarcadoras de impactos ambientais. **Natureza on line** 7 (1): 37-42. [on line] <http://www.naturezaonline.com.br>.
- DAME, R.F. Organismic level processes. In: Ecology of marine bivalves: an ecosystem approach. New York: CRC Press. Cap. 3, 1996. p.35-74.
- DE GREGORI, I.; DELGADO, D.; PINOCHET, H.; GRAS, N.; MUÑOZ, L.; BRHUN, C.; NAVARRETE, G. Cadmium, lead, copper and mercury levels in fresh and canned bivalve mussels *Tagelus dombeii* (Navajuela) and *Semelle solida* (Almeja) from the Chilean coast. **Sci. Total Environ.**, v.148, p. 1-10, 1994.
- FARRINGTON, J. W. Bivalves as sentinels of coastal chemical pollution: The Mussel (and the oyster) Watch. *Oceans*, v.20, n.2, p.18-29, 1983.
- FERREIRA, F. J.; MAGALHAES A. R. M. Cultivo de mexilhão. In: POLI C.R. et al. **Aquicultura: Experiências Brasileiras**. Florianópolis: Multitarefa, 2004. 200 p.
- FITZPATRICKP, J.; SHEEHAND.; LIVINGSTONE, D. R. Studies on isoenzymes of GST in the digestive gland of *Mytilus galloprovincialis* with exposure to pollution. **Mar. Environ. Res.**, 39 pp. 241–244, 1995.
- GARCIA, A. N. Contaminação microbiológica na área de cultivo de moluscos bivalves de Anchieta (Espírito Santo, Brasil). 2005. 66p. Monografia (Curso de Graduação em Oceanografia) -Centro de Ciências Humanas e Naturais, Universidade Federal do Espírito Santo,ES, 2005.
- GIL, G. M.; THOMÉ, J. W. *Donax hanleyanus* (Philippi, 1847) como indicador ambiental. **Biociências**, 6(2): 189-193, 1998.
- GROSELL, M, WALSH P.J. Benefits from the sea: Sentinel species and animal models of human health. **Oceanography**, v.1, p.126–33, 2006.
- KARRAY, S.; TASTARD, E.; MOREAU, B . Transcriptional response of stress-regulated genes to industrial effluent exposure in the cockle *Cerastoderma glaucum* **Environ Sci Pollut Res** 22:17-303, 2015.
- LADHAR-CHAABOUNI, R. In vivo variation of some biomarkes with time and cadmium concentration in the cockle *Cerastoderma glaucum*. **Marine Biol RES**, 5:487-95, 2009.
- LIRA, A. A.; BARROS, G. C.; MOTA, R. A. *Vibrio parahaemolyticus* em bivalves comercializados no Grande Recife, PE. **Higiene Alimentar**, São Paulo, v. 15, n. 90/91, 2001.
- BEBIANNOA, M. J.; GÉRETB, F.; HOARUA, P.; SERAFIMA, M. A. COELHO, M. R. GNASSIA-BARELLID, C. M.; ROMÉOD, M. Biomarkers in *Ruditapes decussatus*. *Decussatus: a potential bioindicator species* .DOI:10.1080/13547500400017820, **Biomarkers**, volume 9, issue-5, 2004.

MACHADO, D. D. Avaliação de resposta biológicas em mexilhões (*Perna perna*, Linnaeus, 1758) na região litorânea norte do sul do sul do Brasil. Dissertação de mestrado no Programa de Pós-Graduação Biociências e Reabilitação, orientadora CARDOSO, V. V. Centro Universitário Metodista IPA, 2015, 120p.

MACHREKI-AJMI, M., HAMZA-CHAFFAI, A. Assessment of sediment/ water contamination by in vivo transplantation of the cockles *Cerastoderma glaucum* from a non-contaminated to a contaminated area by cadmium . **Ecotoxicol**, 17:802-10, 2008.

MACHERKI-AJIMI, M.; KETATA, I., LADHAR-CHAABOUNI, R., HAMZA CHAFFAI, A. The effect of in situ cadmium contamination on some biomarkers in *Cerastoderma glaucum*. **Ecotoxicol**, 2008; 17: 1-11.

MACHERKI-AJIMI, M.; REBAI T, HAMZA-CHAFFAI, A. Variation of metallothionein-like protein and metal concentration during the reproductive cycle of the cockle *Cerastoderma glaucum* from uncontaminated site: a one year study in the gulf of Gabés area. **Marine Biol Res** 2010; 7(3): 261-71.

MAGALHÃES, A. R.; MAGENTA; FERREIRA, J.F. (Org.). Cultivo de Mexilhões. In: POLI, Carlos Rogério et al. Aquicultura: Experiências Brasileiras. Florianópolis: **Multitarefa**, 2004.

MANLY, R E; GEORGE, W. O. The occurrence of some heavy metals in populations of Freshwater mussel *Anodonta anatina* from the river Thames. **Environ. Pollut.**, v. 14, p. 139-154, 1977.

MANSUR, M.C.D.; VALER, R.M.; AIRES, N.C.M. Distribuição e preferência ambientais dos moluscos bivalves no açude do parque de proteção ambiental COPESUL, no município de triunfo, Rio Grande do Sul, Brasil. **Biociências**, Porto Alegre, 2(1): 27-45, 1994.

MEADE, R.W; TRIBLE , S.W. Changes in sediment loads in rivers of the atlantic drainage of the united states since 1900. **International association of hidrollogical of sciencis publications**, p.99-104, 1974.

MEYERA, A.N; OLIVEIRA, E.; MARTIM, J. Classes de comprimento e proporção sexual em *Diplodon expansus*(Mollusca, Bivalvia, Hyriidae) no rio Piraquara, Paraná, Brasil. **Heringia, Sér. Zool.**, Porto Alegre, 100(4):329-335, 2010.

NOGAROL, L. R. Caracterização morfológica das brânquias do bivalve endêmico *Diplodon expansus* antes e após exposição ao herbicida atrazina./ Rio Claro: Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista, Instituto de Biociências de Rio Claro, 2012a 109p.

NOGAROL, L. R.; BROSSI-GARCIA A. L.; C. S. Surface morphology of *Diplodon expansus* (Küster, 1856; Mollusca, Bivalvia, Hyriidae)

gill filaments after exposure to environmentally relevant concentrations of atrazine herbicide. **Microscopy Research and Technique** 75(6):807-13, 2012b.

POLI, C.R.; POLI, A.T.B.; ANDREATTA, E.; BELTRAME, E. A. (orgs.). 2004. Aquicultura: experiências Brasileiras. Florianópolis: **Multitarefa**. 456 p.

RAND, G.M, PETROCELLI, S.R, eds. Fundamentals of aquatic toxicology: Methods and applications FMC Corp., Princeton, NJ; 1985.

RITTSCHOF, D.; MCCLELLAN-GREEN, P. Molluscs as multidisciplinary models in environment toxicology. **Mar Pollut Bull.** 50(4):369-73,2005.

RODRIGUES, A.M.L.; BORGES-AZEVEDO, C.M. ; HENRY-SILVA,G.G. Aspectos da biologia e ecologia do molusco bivalve *Anomalocardia brasiliana* (Gmelin, 1791) (*Bivalvia*, *Veneridae*) **Revista brasileira de Biociência**, Porto Alegre, v. 8, n. 4, p. 377-383, 2010.

SÁENZ, ISLA, L.A. Análises de biomarcadores bioquímicos e concentração de metais em mexilhões *Perna perna* (linné, 1758) cultivados no litoral central de santa catarina. Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro de Ciências Agrárias, 2012.

SHEEHAN, D., POWER A. Effects of seasonality on xenobiotic and antioxidant defence mechanisms of bivalve molluscs. **Comparative Biochemistry and Physiology Part C** 123; 193–199, 1999.

SILVA, J.; HEUSER, V.; ANDRADE, V. Biomonitoramento Ambiental, 167-178. In: SILVA, J.; ERDTMANN, B.; HENRIQUES, J.A.P. **Genética Toxicológica**. Porto Alegre: Alcance, 2003.

SOUSA, O.V., VIEIRA, R. H .F., MENEZES, F.G.R., REIS, C. M. F., HOFER, E. Detection of *Vibrio parahaemolyticus* and *Vibrio cholerae* in oyster, *Crassostrea rizophorae*, collected from a natural nursery in the Cocó River Estuary, Fortaleza, Ceará, Brazil. **Rev. Inst. Med. Trop.** S. Paulo 46, 59-62, 2004.

SUNILA, I. Acute Histological Responses of the Gill of the Mussel, *Mytilus edulis*, to Exposure by Environmental Pollutants. **J. Invertebr. Pathol.** 52, 137-141,1988.

UNO, S.; SHIRAIISHI, H.; HATAKEYAMA, S.; OTSUKI, A. Uptake and depuration kinetics and BCFs of several pesticides in three species of shellfish (*Corbicula leana*, *Corbicula japonica*, and *Cipangopludina chinensis*): comparison between field and laboratory experiment. **Aquat Toxicol**, v. 39, p. 23–43, 1997.

VIARENGO, A.; CANESI, L.; PERTICA, M.; LIVINGSTONE, D. R. Seasonal variations in the antioxidant defence systems and lipid

peroxidation of the digestive gland of mussels. **Comp Biochem Physiol**;100C:187–90,1991.

VILLAR, C.; STRIPEIKIS, J.; D´HUICQUE, L.; TUDINO, M.; TROCCHI, O.; BONETTO, C. Cd, Cu, and Zn concentrations in sediments and the invasive bivalves *Limnoperna fortunei* and *Corbicula fluminea* at the Rio de La Plata basin, Argentina. **Hydrobiologia**, v. 416, p. 41-49, 1999.

WHITE, G. J. **Selection of Ecological Indicators for Monitoring Terrestrial Systems**. In: Environmental Monitoring CRC Press; 2004.

ZAGATTO, P. A.; BERTOLETTI, E. **Ecotoxicologia aquática: princípios e aplicações**. 2.ed. São Carlos: RiMa, 2008. 486p.



# ALGAS BIOINDICADORAS DA QUALIDADE DA ÁGUA

PRISCILA OLIVEIRA DE SOUZA

## INTRODUÇÃO

As algas são organismos eucariontes, com exceção das Cyanophyta, também denominadas “algas azuis” ou “algas procarióticas” as quais filogeneticamente apresentam natureza bacteriana. Apesar da grande diversidade estrutural, podendo variar de organismos uni a pluricelulares, presença ou ausência de flagelos, além de grandes diferenças genéticas entre os diferentes grupos, permanecem reunidas no grupo denominado “algas”, que é o foco de estudo da “Ficologia” (do grego *phycos*, alga).

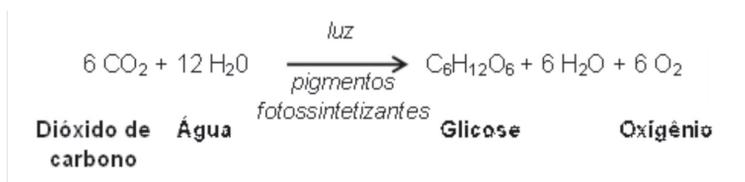
De acordo com essas características, podem ser denominadas microalgas (algas com dimensões microscópicas) e macroalgas (algas com dimensões macroscópicas). As macroalgas geralmente são organismos bentônicos (exceto algumas formas que podem ser flutuantes), enquanto a maioria das microalgas tem hábito planctônico, embora existam muitas espécies bentônicas e terrestres (habitando ambientes úmidos). As microalgas planctônicas de determinado ambiente constituem o fitoplâncton, ou seja, são componentes fotoautotróficos do plâncton (LOURENÇO, 2006).

No aspecto bioquímico, a classificação das algas permanece fundamentada em características como a natureza e a localização de pigmentos (clorofilas, ficobilinas, carotenos e carotenoides), dos carboidratos de reserva (próximo ao amido ou laminarina) ou da disposição dos tilacóides (sistema de membranas situado no interior dos plastídios, os quais contêm os pigmentos) (FRANCESCHINI et al., 2010).

## IMPORTÂNCIA ECOLÓGICA DAS ALGAS

Ecologicamente, apresentam importante papel na cadeia alimentar, constituindo o nível trófico inferior. As algas servem como fonte de alimento fundamental para outras espécies aquáticas e ocupam uma posição única entre os produtores primários uma vez que são seres fotossintetizantes (VIDOTTI; ROLLEMBERG, 2004). Os oceanos (71% da superfície do planeta Terra) são fonte de 40 a 50% da produção primária, que corresponde a 50 bilhões de toneladas de carbono. Desse total, mais de 90% da produção advém das zonas dominadas pelo picoplâncton, organismos  $<3\mu\text{m}$  que inclui minúsculas algas (FRANCESCHINI et al., 2010). Diante dessa perspectiva, a clássica visão das florestas como “pulmão do mundo” fica distorcida diante da grande contribuição fotossintética das algas nos ambientes aquáticos.

**Figura 1.** Reação geral da fotossíntese



Fonte:Elaborada pelos autores.

O ecossistema vegetal marinho é um ambiente complexo, cuja extensão das funções e serviços é diretamente dependente das espécies que o constitui e da sua arquitetura. (MARTINS et al., 2016). Em oceanos temperados, por exemplo, costumam predominar grandes florestas de macroalgas marrons (como os kelps) moldando esse ecossistema marinho (Fig.1). As florestas de kelps podem alterar as condições ambientais locais (a) reduzindo a intensidade luminosa que chega ao fundo do oceano e aumentando a sua heterogeneidade (WERNBERG et al., 2005; HURD et al., 2014); (b) reduzindo a velocidade da água, formando um ambiente relativamente quiescente onde as algas e os propágulos de invertebrados podem se estabe-

lecer (HURD et al., 2014); (c) fornecendo alimento e habitat para uma ampla variedade de invertebrados e peixes (SMALE et al., 2013; HURD et al., 2014). Levando em consideração tais características, as “florestas” de kelp são consideradas um dos habitats costeiros mais produtivos e fornecem serviços de fundamental importância ao ecossistema.

Figura 2. “Floresta” de kelps no oceano.



Fonte: <http://indigohierbas.es/las-propiedades-de-las-algas-kelp/algas-kelp/>

De modo geral, a diversidade de organismos marinhos está correlacionada com a diversidade das comunidades de algas. Essa variedade aumenta a estabilidade destes ecossistemas na medida em que um maior número de espécies funcionalmente equivalente, com diferentes capacidades de tolerância a fatores ambientais, pode apresentar uma melhor resistência a alterações do meio marinho, inclusive aquelas causadas por atividades antrópicas (CHAPIN III et al., 1997). Dentro dessa perspectiva, as algas são consideradas importantes bioindicadores ambientais, sendo um dos principais organismos avaliados mediante alterações ambientais.

## BIOINDICADORAS AMBIENTAIS

Os organismos aquáticos respondem aos parâmetros bióticos e abióticos que influenciam o seu habitat e, como consequência, refletem um contínuo registro da qualidade ambiental. (BAUER et al., 2012). As algas são organismos extremamente sensíveis às mudanças ambientais. Ao serem expostas aos efeitos do excesso de nutrientes ou a substâncias tóxicas, espelham esses efeitos da exposição de longa duração à poluição ou alterações de qualidade no meio determinado local (GABRIEL et al., 2014). A eutrofização costuma resultar na modificação da estrutura da comunidade, favorecendo espécies oportunistas, excluindo as espécies mais frágeis e aquelas de estágio de sucessão tardio (SCHERNER et al. 2013; SANTOS et al. 2011).

Diante da necessidade de métodos práticos e eficazes na avaliação ambiental, a organização das algas em grupos funcionais torna-se uma ferramenta promissora. Essa abordagem tem a finalidade de detectar padrões na distribuição e dinâmica das populações fitoplanctônicas, relacionando-os com mudanças antropogênicas no ambiente, além de apresentar um caráter preditivo, uma vez que tais informações podem ser utilizadas em futuras tomadas de decisão nas questões ambientais (FRANCESCHINI et al., 2010).

Reynolds e colaboradores (2006) organizaram 31 grupos funcionais característicos de ambientes de águas continentais (Tab.1), os quais são distribuídos quanto ao tipo de habitat, tolerância e sensibilidade a fatores ambientais. Evidencia-se que algumas espécies são características de águas não poluídas, enquanto outras são tolerantes à poluição, sobrevivendo em águas fortemente contaminadas com matéria orgânica, tornando o habitat desoxigenado. De modo geral, a diversidade algal é um indicador chave, ou um representante, para o monitoramento ambiental (PELLIZZARI et al., 2014).

**Tabela 1.** Caracterização do grupos funcionais do fitoplâncton em relação aos fatores ambientais (Adaptada Reynolds 2006).

Grupo	Representantes típicos	Hábitat	Tolerância	Sensibilidade
A	<i>Urosolenia</i> , <i>Cyclotella comensis</i>	Lagos com águas claras, frequentemente bem mesclados, pobres em bases	Deficiência de nutrientes	pH elevado
B	<i>Aulacoseira subarctica</i> , <i>A. islandica</i>	Pequenos a médios lagos, mesclados verticalmente, mesotróficos	Deficiência de luz	pH elevado, depleção de Si, estratificação
C	<i>Asterionella formosa</i> , <i>Aulacoseira ambigua</i> , <i>Stephanodiscus rotula</i>	Pequenos a médios lagos, mesclados, eutróficos	Deficiência de luz e de carbono	Esgotamento de Si, estratificação
D	<i>Synedra acus</i> , <i>Nitzschia spp.</i> , <i>Stephanodiscus hantzschii</i>	Águas rasas, enriquecidas, turvas, incluindo rios	Turbulência	Depleção de nutrientes
N	<i>Tabellaria</i> , <i>Cosmarium</i> , <i>Staurodesmus</i>	Epilímnio mesotrófico	Deficiência de nutrientes	Estratificação, pH elevado
P	<i>Fragilaria crotonensis</i> , <i>Aulacoseira granulata</i> , <i>Closterium aciculare</i> , <i>Staurastrum pingue</i>	Epilímnio eutrófico	Média luminosidade, deficiência de carbono	Estratificação, depleção de Si
T	<i>Geminella</i> , <i>Mougeotia</i> , <i>Tribonema</i>	Epilímnio bem mesclado, profundo	Deficiência de luz	Deficiência de nutrientes
S1	<i>Planctothrix agardhii</i>	Camadas turvas, mescladas	Condições de alta deficiência de luz	Turbulência

ESPÉCIES BIOINDICADORAS: IMPACTO E QUALIDADE AMBIENTAL

<b>S2</b>	<i>Spirulina</i> , <i>Arthrospira</i>	Ambientes rasos, turvos, camadas mescladas	Deficiência de luz	Turbulência
<b>S<sub>N</sub></b>	<i>Cylindrospermopsis</i> , <i>Anabaena minutissima</i>	Camadas mornas, mescladas	Deficiência de luz e de nitrogênio	Turbulência
<b>Z</b>	<i>Synechococcus</i> , <i>Picoplâncton procariótico</i>	Ambientes profundos, claros, camadas mescladas	Deficiência de nutrientes	Deficiência de luz, pastejo
<b>X3</b>	<i>Koilella</i> , <i>Chrysococcus</i> , <i>picoplâncton eucariótico</i>	Ambientes rasos, claros, oligotróficos, camadas mescladas	Baixa alcalinidade	Camadas mescladas, pastejo
<b>X2</b>	<i>Plagioselmis</i> , <i>Chrysochromulina</i>	Lagos rasos, claros, meso-eutróficos, com camadas mescladas	Estratificação	Camadas mescladas, predadores filtradores
<b>X1</b>	<i>Chlorella</i> , <i>Ankyra</i> , <i>Monoraphidium</i>	Ambientes rasos, enriquecidos, com camadas mescladas	Estratificação	Deficiência de nutrientes, predadores filtradores
<b>Y</b>	<i>Cryptomonas</i> , <i>Peridinium lomnickii</i>	Lagos usualmente pequenos, enriquecidos	Deficiência de luz	Fagotróficos
<b>E</b>	<i>Dinobryonm</i> , <i>Mallomonas (Synura)</i>	Lagos usualmente pequenos, oligotróficos, com baixa alcalinidade, incluindo lagos artificiais	Deficiência de nutrientes (a mixotrofia passa a ser um recurso alternativo)	Deficiência de CO <sub>2</sub>
<b>F</b>	Clorofíceas coloniais, como <i>Botryococcus</i> , <i>Pseudosphaerocystis</i> , <i>Coenochloris</i> , <i>Oocystis lacustris</i>	Epilimnio claro	Deficiência de nutrientes	Deficiência de CO <sub>2</sub> ?, alta turbidez

## ALGAS- BIOINDICADORAS DA QUALIDADE DA ÁGUA

<b>G</b>	<i>Eudorina, Volvox</i>	Ambientes com estreitas colunas d'água, ricos em nutrientes	Alta luminosidade	Deficiência de nutrientes
<b>J</b>	<i>Pediastrum,</i> <i>Coelastrum,</i> <i>Desmodesmus,</i> <i>Scenedesmus,</i> <i>Golenkinia</i>	Lagos rasos, enriquecidos, incluindo lagos artificiais e alguns rios		Precipitando em condições de baixa luminosidade
<b>K</b>	<i>Aphanothece,</i> <i>Aphanocapsa</i>	Ambientes com estreitas colunas d'água, com nutrientes		Ambientes profundos, mesclados
<b>H1</b>	<i>Anabaena flos-aquae,</i> <i>Aphanizomenon</i>	Ambientes mesotróficos	Deficiência de nitrogênio e carbono	Ambientes mesclados, com baixa luminosidade e baixa quantidade de fósforo
<b>H2</b>	<i>Anabaena lemmermanni,</i> <i>Gloeotrichia echinulata</i>	Lagos mesotróficos maiores	Deficiência de nitrogênio	Ambientes mesclados com pouca luminosidade
<b>U</b>	<i>Uroglena</i>	Epilimnio de verão	Deficiência de nutrientes	Deficiência de CO <sub>2</sub>
<b>Lo</b>	<i>Peridinium,</i> <i>Woronichinia</i>	Lagos mesotróficos com epilimnio de verão	Deficiência de nutrientes	Ambientes profunda ou prolongadamente mesclados
<b>L<sub>M</sub></b>	<i>Ceratium,</i> <i>Microcystis</i>	Lagos eutróficos com epilimnio de verão	Baixa quantidade de carbono, estratificação	Ambientes mesclados, com pouca luminosidade
<b>M</b>	<i>Microcystis,</i> <i>Sphaerocavum</i>	Ambientes pequenos, eutróficos, com circulação diária, localizados em baixas latitudes	Alta insolação	Turbulência, baixa luminosidade total
<b>R</b>	<i>Planktothrix rubescens,</i> <i>P. mougeotii</i>	Metalimnio de lagos mesotróficos, estratificados	Deficiência de luz	Instabilidade
<b>V</b>	<i>Chromantium,</i> <i>Chlorobium</i>	Metalimnio de lagos eutróficos, estratificados	Deficiência de luz	Instabilidade
<b>W1</b>	Euglenóides, <i>Synura, Gonium</i>	Lagos artificiais pequenos, ricos em matéria orgânica	Alta DBO	Pastejo
<b>W2</b>	<i>Trachellomonas</i> T. (como <i>volvocina</i> ),  organismos que habitam o fundo	Lagos rasos, mesotróficos	?	?
<b>Q</b>	<i>Gonyostomum</i>	Pequenos lagos húmicos	Alta coloração	?

## MONITORAMENTO AMBIENTAL

O rápido crescimento da população humana associado às intensas atividades socioeconômicas está causando um crescente impacto nos ambientes costeiros. Mudanças climáticas também têm refletido num aumento da precipitação em diferentes regiões da América do Sul, com maior entrada de água doce nos ecossistemas marinhos e causando um decréscimo na salinidade de águas costeiras, fato que conseqüentemente afeta a fotossíntese dos produtores primários (SANTOS et al. 2011; SCHERNER et al. 2012, 2013). O conhecimento da incidência da pressão antropogênica no ecossistema aquático é um dos principais focos do monitoramento dos recursos hídricos (MATEO et al., 2015).

O biomonitoramento da água é usado para avaliar o status natural da água e prever os níveis de poluição. Essas análises têm como objetivo coletar dados da poluição da água e prever o seu impacto no ecossistema marinho. O biomonitoramento pode ser classificado em ativo ou passivo. O biomonitoramento ativo inclui todos os métodos que inserem organismos sob condições controladas no local a ser monitorado, enquanto o biomonitoramento passivo é o uso de organismos, associações de organismos e partes de organismos que são componentes naturais do ecossistema (MATEO et al., 2015).

O monitoramento biológico conta com dois tipos de organismos: os indicadores biológicos, caracterizados por apresentarem certo nível de tolerância aos fatores ambientais, e os organismos de monitoramento, capazes de acumular elementos químicos ou certos compostos (TRACZEWSKA 2011). Nesse contexto, as algas se enquadram em ambas as descrições para o biomonitoramento, uma vez que são bioindicadoras da qualidade da água, sendo sensíveis a determinadas variações ambientais, conforme exemplificado na tabela 1, e podem bioacumular certos compostos químicos, como, por exemplo, metais pesados (RAJA et al., 2015; EL-DIN et al., 2014).

O inventário de algas, numa escala espaço-temporal, permite aos investigadores detectar o desaparecimento de

algumas espécies ou identificar novos registros. Esses dados podem indicar potenciais mudanças na composição de espécies e nos padrões de distribuição, os quais poderiam sugerir a natureza de impactos locais. Assim, seria possível aplicar medidas preventivas ou que minimizassem os impactos, além de distinguir as espécies nativas das invasoras (PELLIZZARI et al., 2014).

A utilização de algas na avaliação ecológica apresenta um longo histórico. Documentações científicas de aplicação de algas como indicadores da condição ecológica iniciaram há mais de um século (KOLKWITZ; MARSSON, 1908), porém previamente podem ter sido utilizadas por americanos nativos, os quais previam o envenenamento dos mexilhões a partir da bioluminescência das águas costeiras (MEYER et al., 1928). Estudos de taxonomia e ecologia de algas frequentemente incluem as condições ecológicas de sua ocorrência, os quais permitem caracterizar as preferências ecológicas da espécie e determinar seu uso para avaliação da qualidade da água (HUSTEDT, 1937; 1938a,b; BUTCHER, 1947, FJERDINGSTAD, 1950, CHOLNOKY, 1953). As preferências ecológicas das espécies têm sido aperfeiçoadas ao longo dos anos, fornecendo uma lista com as espécies e sua correspondente preferência ambiental, permitindo uma compreensão das relações entre determinantes antropogênicos e naturais, conforme tabela 1.

Desde que a União Europeia criou a Diretiva Quadro da Água (DQA), documento chave que estabelece as regras para a conservação dos recursos hídricos europeu (2000/60/CE), vários índices ecológicos foram desenvolvidos para avaliação e monitoramento da qualidade ecológica. Esses índices são baseados em diferentes características, que podem ser facilmente observadas e combinadas num único valor e traduzidas para o público em geral, como status ecológico, auxiliando nos processos de planejamento e gestão (GABRIEL et al., 2014). O perfil do status ecológico é baseado na análise de vários componentes biológicos, indicadores físico-químicos e hidromorfológicos (SZCZERBIŃSKA & GAŁCZYŃSKA, 2015).

O índice CCO (cobertura, espécies características e espécies oportunistas) tem sido desenvolvido para implementação pela DQA com o objetivo de avaliar o status ecológico nas águas costeiras, usando comunidades de macroalgas intermarés como bioindicadoras, consideradas elemento de qualidade biológica. Esse índice é baseado no cálculo de três métricas: cobertura global de comunidades de macroalgas (métrica 1), o número de espécies características por nível topográfico/comunidade de macroalgas (métrica 2) e a cobertura de espécies oportunistas (métrica 3). A avaliação final é obtida pela junção das pontuações das três métricas (AR GALL et al., 2016). O CCO pode ajudar a selecionar locais representativos para avaliação ecológica. (Ver tabela 2).

## CRITÉRIOS A SEREM AVALIADOS NO BIOMONITORAMENTO DE ALGAS

- Controle de Biomassa

O crescimento rápido e sem controle de algas, também conhecido como *bloom*, tem se tornado um sério problema de saúde pública e ambiental em muitos cursos de água. Como as algas morrem e se decompõem, altos níveis de matéria orgânica esgotam o oxigênio dissolvido na água e alteram o pH, resultando na morte de outros organismos. *Blooms* de algas podem ocorrer em águas com fluxo lento e altos níveis de nutrientes, promovendo seu crescimento (COLTELLI et al., 2014).

- Química de Nutrientes e Toxinas

Na perspectiva ecológica e de saúde pública é de grande importância a abundância de nutrientes contendo nitrogênio (N) e fósforo (P) que percorrem rios, lagos, reservatórios e riachos, os quais resultam em condições de eutrofização. (CARVALHO et al., 2013). A razão N:P frequentemente determina o gênero de alga dominante, presente ou ausente nesses corpos de água afetados por nutrientes. Em geral, altas taxas N : P refletem predominância de clorófitas (algas verdes) juntamente

**Tabela 2.** Estudos de monitoramentos ambiental utilizando algas.

Alga utilizada	Critérios avaliados	Alteração Ambiental	Referências
<i>Scenedesmus acutus</i> <i>Lepocinclis acus</i>	Forma anormal Mudança no tamanho dos pirenóides Núcleo fragmentado Grãos de paramido anormais	Local 1: área suburbana com baixa atividade de horticultura  Local 2: impactado por resíduos tóxicos industriais e uso urbano	BAUER et al., 2012
Assembleia de diatomáceas planctônicas e perifíticas	Abundância relativa	Gradientes de estresse nos rios Ohio, Missouri e Upper Mississippi	KIRETA et al., 2012
<i>Fucus spiralis</i>	Varição espacial na biodisponibilidade e bioacumulação dos metais (Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Zn)	Contaminação com metais na costa nordeste de Portugal	REIS et al., 2014
<i>Anabaena</i> , <i>Microcystis</i> , <i>Oscillatoria</i> , <i>Nostoc</i> , <i>Dinobryon</i> , <i>Chroococcus</i> , <i>Staurastrum paradoxum</i> , <i>Mallomonas</i>	Presença de indicadores de águas tóxicas e poluídas	Status trófico do Reservatório Mengkuang, Malásia	MAZNAH & MAKHLOUGH, 2015
<i>Scytosiphon lomentaria</i> <i>Ulva rigida</i>	Biomarcadores de estresse oxidativo e determinação de metais pesados no tecido e na água	Águas costeiras de locais com atividade de mineração	OLIVARES et al., 2016
<i>Ulva prolifera</i>	Ocorrência, distribuição e desenvolvimento	Flutuação de macroalgas no Mar Amarelo	XU et al., 2016

Fonte: Autores adaptado de Reynolds (2006).

com diatomáceas. Devido à capacidade de fixar nitrogênio, *blooms* de cianofíceas costumam ocorrer quando a razão N : P é baixa, sendo o fósforo um fator limitante para o seu crescimento e reprodução. Em altas densidades, cianofíceas são indesejáveis em ecossistemas de água doce visto que produzem hepatotoxinas e neurotoxinas que são de preocupação ecológica e de saúde pública. As toxinas produzidas nesses *blooms* de algas podem causar um desbalanço na cadeia alimentar, matando peixes, aves e zooplâncton. *Blooms* tóxicos podem inclusive restringir recreações como nado, pesca e atividades relacionadas com animais de estimação (ACT-GUIDELINESFOR RECREATIONAL WATER QUALITY, HEALTH PROTECTION SERVICE, 2010).

A análise de toxinas é um desafio em virtude da ausência de padrões analíticos e fatores de toxicidade equivalentes (BOTANA et al., 2009). A Organização Mundial de Saúde estabeleceu uma orientação provisória de  $1 \mu\text{g.L}^{-1}$  de microcistina-LR, uma cianotoxina comum, porém não há outras padronizações de toxinas de algas. (WHO, 1998).

- Diversidade

A diversidade de algas é medida com número de espécies em contagem ou análises de amostras, que às vezes é denominada de riqueza de espécies. Alguns índices de diversidade incluem abundância de espécies (S/N, número de espécies dividido pelo número de organismos), diversidade de Shannon ou equabilidade de Hurlbert, o qual indica quão similar as espécies estão representadas na comunidade (SHANNON 1948; HURLBERT 1971).

Entretanto, índices de diversidade deveriam ser usados com cautela e avaliações, uma vez que não são consistentemente relacionados com distúrbios humanos por três razões básicas. Primeiro: riqueza de espécies é fracamente estimada, visto que somente poucas proporções de algas no habitat são analisadas e muitas espécies raras não são observadas (PATRICK et al., 1954, PATRICK, 1961). Segundo, poderia se esperar

que o número de espécies observados em contagem seja proporcional ao número de espécies nas amostras, entretanto, até a abundância de espécies afeta fortemente o número de espécies observadas em contagem (ARCHIBALD 1972; STEVENSON, LOWE, 1986). Terceiro, a riqueza de espécie poderia não variar monotonicamente (constante) em relação aos gradientes de estresse, por exemplo, respostas positivas a baixos níveis de fontes de estressores e efeitos negativos em altos níveis (STEVENSON et al., 2008a).

Problemas com índices de diversidade podem variar com a aplicação. Por exemplo, o número de espécies observadas na superfície de sedimentos de diatomáceas diminuiu com o distúrbio antropogênico na Avaliação dos Lagos Nacionais da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (STEVENSON et al., 2013), e a diversidade de não-diatomáceas diminuiu com concentrações de nutrientes na Noruega (SCHNEIDER et al., 2013). As espécies observadas que diminuíram devem ser relacionadas com cautela quanto à perda de biodiversidade. Blanco e colaboradores (2012) desencorajam o uso de índices de diversidade de diatomáceas após suas análises.

- Métrica taxonômica e características dos táxons

A métrica baseada na composição taxonômica das algas e características dos táxons fornecem medidas diretas da condição biológica das algas e indicadores indiretos da qualidade ambiental e de seus serviços, além dos estressores que prejudicam o habitat. Devido à diversidade das características algais usadas na métrica taxonômica, o ótimo ambiental, tolerância, morfologia e formas de crescimento dos táxons são as avaliações geralmente empregadas na literatura ecológica (STEVENSON, 2014).

O ótimo ambiental das espécies e suas posições são usualmente relacionados a gradientes ambientais específicos, como pH, concentrações de nutrientes, condutividade, salinidade e poluição orgânica. Outra forma de determinar preferências ecológicas é por meio de análises de espécies indicadoras,

considerando aquelas encontradas em habitats minimamente perturbados, aqueles mais alterados ou condições de baixos ou altos níveis de nutrientes (STEVENSON et al., 2008b; 2013).

Características morfológicas (filamentosas, presença de heterocistos, motilidade, presença de uma ou duas rafes), formas de crescimento (colonial, unicelular, planctônica, bentônica), taxonomia e potencial toxicidade do táxon são características relacionadas à função da espécie no seu habitat (STEVENSON et al., 2010). Como exemplo, os heterocistos da cianofíceas são usados como indicadores de fixação de nitrogênio. (NOZUE et al., 2016). A proporção de diatomáceas frente ao biovolume algal poderia ser usada como indicador da cadeia alimentar, visto que invertebrados herbívoros tem maior preferência por diatomáceas em relação a outras algas (BJÆRKE et al., 2015).

### CONSIDERAÇÕES FINAIS

As algas definitivamente são um grupo ecologicamente importante nos ecossistemas aquáticos e cada vez mais têm sido um instrumento fundamental nos programas de monitoramento biológico. As algas são organismos ideais para a avaliação da qualidade da água, visto que apresentam várias características biológicas essenciais. Dentre elas, destacam-se: a rápida reprodução, ciclos de vida curtos, ampla distribuição entre ecossistemas e regiões geográficas. Tais características tornam este grupo um importante indicador biológico e avaliador de estresse ambiental em curto prazo. Além disso, as algas são organismos facilmente cultivados em laboratório e de amostragem fácil e relativamente barata. Diante desses aspectos, elas parecem ser uma ferramenta prática, eficaz e promissora na avaliação do impacto ambiental aquático.

### REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

**ACT Guidelines for Recreational Water Quality, Health Protection Service.** Australian Capital Territory, 2014. Disponível em: <<http://www.health.act.gov.au/public-information/public-health/recreational-water-quality/>>. Acesso em: junho 2016.

- AR GALL, E.; LE DUFF, M.; SAURIAU, P.-G.; CASAMAJOR, M.-N.; GEVAERT, F.; POISSON, E.; HACQUEBART, P.; JONCOURT, Y.; BARILLÉ, A.-L.; BUCHET, R.; BRÉRET, M.; MIOSSEC, L. Implementation of a new index to assess intertidal seaweed communities as bioindicators for the European Water Framework Directory. **Ecological Indicators**, v.60, p.162-173, 2016.
- ARCHIBALD, R.E.M. Diversity in some South African diatom assemblages and its relation to water quality. **Water Research**, v.6, p.1229-1238, 1972.
- BAUER, D.E.; CONFORTI, V.; RUIZ, L.; GÓMEZ, N. An in situ test to explore the responses of *Scenedesmus acutus* and *Lepocinclis acus* as indicators of the changes in water quality in low land streams. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v.77, p.71-78, 2012.
- BJÆRKE, O.; JONSSON, P.R.; ALAM, A.; SELANDER, E. Is chain length in phytoplankton regulated to evade predation? **Journal of Plankton Research**, v.37, n.6, p.1110-1119, 2015.
- BLANCO, S.; CEJUDO-FIGUEIRAS, C.; TUDESQUE, L.; BÉCARES, E.; HOFFMANN, L.; ECTOR, L. Are diatom diversity indices reliable monitoring metrics? **Hydrobiologia**, v.695, p.199-206, 2012.
- BOTANA, L.M.; LOUZAO, M.C.; ALFONSO, A.; BOTANA, A.M.; VIEYTES, M.R.; VIÑARIÑO, N.; VALE, C. Measurement of Algal Toxins in the Environment. In: **Encyclopedia of Analytical Chemistry**. Chichester: John Wiley & Sons, 2009. P.268-291.
- BUTCHER, R.W. Studies in the ecology of rivers. IV. The algae of organically enriched water. **Journal of Ecology**, v.35, p.186-191, 1947.
- CARVALHO, L.; MCDONALD, C.; DE HOYOS, C.; MISCHKE, U.; PHILLIPS, G.; BORICS, G.; POIKANE, S.; SKJELBRED, B.; SOLHEIM, A.L.; VAN WICHELEN, J.; CARDOSO, A.C. Sustaining recreational quality of European lakes: minimizing the health risks from algal blooms through phosphorus control. **Journal of Applied Ecology**, v.50, n.2, p.315-323, 2013.
- CHAPIN III, F.S.; WALTER, B.H.; HOBBS, R.J.; HOOPER, D.U.; LAWTON, J.H.; SALA, O.E.; TILMAN, D. Biotic control over the functioning of ecosystems. **Science**, v.277, n.5325, p.500-504, 1997.
- CHOLNOKY, B.J. Studien zur Ökologie der diatomeen eines eutrophen subtropischen Gewässers. **Berichte der Deutsche Botanische Gesellschaft**, v.66, p.347-356, 1953.
- COLTELLI, P.; BARSANTI, L.; EVANGELISTA, V.; FRASSANITO, A.M.; GUALTIERI, P. Water monitoring: automated and real time identification and classification of algae using digital microscopy. **Environmental Science: Processes & Impacts**, v.16, p.2656-2665, 2014.

EL-DIN, N.G.S.; MOHAMEDEIN, L.I.; EL-MOSELHY, K.M. Seaweeds as bioindicators of heavy metals off a hot spot area on the Egyptian Mediterranean Coast during 2008–2010. **Environmental Monitoring and Assessment**, v.186, p.5865-5881, 2014.

FJERDINGSTAD, E. The microflora of the River Molleaa with special reference to the relation of benthic algae to pollution. **Folia Limnology Scandandinavica**, v.5, 1V123, 1950.

FRANCESCHINI, I.M.; BURLIGA, A.L.; REVIERS, B.; PRADO, J.F.; REZIG, S.H. **Algas**: Uma abordagem filogenética, taxonômica e ecológica. Porto Alegre: Artmed, 2010. 332p.

GABRIEL, D.; MICAEL, J.; PARENTE, M.I.; COSTA, A.C. Adaptation of macroalgal indexes to evaluate the ecological quality of coastal waters in oceanic islands with subtropical influence: the Azores (Portugal). **Journal of Integrated Coastal Zone Management**, v.14, n.2, p.175-184, 2014.

HURD, C.L.; HARRISON, P.J.; BISCHOF, K.; LOBBAN, C.S. **Seaweed Ecology and Physiology**. United Kingdom: Cambridge University Press, 2014.

HURLBERT, S.H. The nonconcept of species diversity: a critique and alternative parameters. **Ecology**, v.52, p.577-586, 1971.

HUSTEDT, F. Systematische und Ökologische Untersuchungen über die Diatomeenflora von Java, Bali und Sumatra. **Archiv für Hydrobiologie, Supplement**, v.15:131–177, 1937.

HUSTEDT, F. Systematische und Ökologische Untersuchungen über die Diatomeenflora von Java, Bali und Sumatra. **Archiv für Hydrobiologie, Supplement**, v.16, p.187-295, 1938a.

HUSTEDT, F. Systematische und Ökologische Untersuchungen über die Diatomeenflora von Java, Bali und Sumatra. **Archiv für Hydrobiologie, Supplement**, v.16, p.393-506. 1938b.

KIRETA, A.R.; REAVIE, E.D.; SGRO, G.V.; ANGRADI, T.R.; BOLGRIEN, D.W.; HILL, B.H.; JICHA, T.M. Planktonic and periphytic diatoms as indicators of stress on great rivers of the United States: Testing water quality and disturbance models. **Ecological Indicators**, v.13, p.222-231, 2012.

KOLKWITZ, R.; MARSSON, M. Ökologie der pflanzliche Saprobien. **Berichte der Deutsche Botanische Gesellschaften**, v.26, p.505-519. 1908.

LOURENÇO, Sergio O. **Cultivo de Microalgas Marinhas**: princípios e aplicações. São Carlos: RiMa, 2006. 606p.

MARTINS, G.M.; HIPÓLITO, C.; PARREIRA, F.; PRESTES, A.C.L.; DIONÍSIO, M.A.; AZEVEDO, J.M.N.; NETO, A.I. Differences in the structure and functioning of two communities: Frondose and turf-forming macroalgal dominated habitats. **Marine Environmental Research**, v.116, p.71-77, 2016.

MATEO, P.; LEGANÉS, F.; PERONA, E.; LOZA, V.; FERNÁNDEZ-PIÑAS, F. Cyanobacteria as bioindicators and bioreporters of environmental analysis in aquatic ecosystems. **Biodiversity and Conservation**, v.24, p.909-948, 2015.

MEYER, K.F.; SOMMER, H.; SCHOEHLZ, P. Mussel poisoning. **Journal of Preventive Medicine**, v.2, p.365-394, 1928.

NOZUE, S.; MUKUNO, A.; TSUDA, Y.; SHIINA, T.; TERAZIMA, M.; KUMAZAKI, S. Characterization of thylakoid membrane in a heterocystous cyanobacterium and green algae with dual-detector fluorescence lifetime imaging microscopy with a systematic change of incident laser power. **Biochimica et Biophysica Acta – Bioenergetics**, v.1857, n.1, p.46-59, 2016.

OLIVARES, H.G.; LAGOS, N.M.; GUTIERREZ, C.J.; KITTELSEN, R.C.; VALENZUELA, G.L.; LILLO, M.E.H. Assessment oxidative stress biomarkers and metal bioaccumulation in macroalgae from coastal areas with mining activities in Chile. **Environmental Monitoring and Assessment**, v.188, n.1, 25, p.1-11, 2016.

PATRICK, R. A study of the numbers and kinds of species found in rivers of the Eastern United States. **Proceedings of the Academy of Natural Science, of Philadelphia**, v.113, p.215-258, 1961.

PATRICK, R., HOHN, M.H.; WALLACE, J.H. A new method for determining the pattern of the diatom flora. **Notulae Naturae (Philadelphia)**, n.259, p.1-12, 1954.

PELLIZZARI, F.; BERNARDI, J.; SILVA, E.M.; SILVA, M.C.; YOKOYA, N.S. Benthic marine algae from the insular areas of Paraná, Brazil: new database to support the conservation of marine ecosystems. **Biota Neotropica**, v.14, n.2, p.1-12, 2014.

RAJA, R.; HEMAISWARYA, S.; CARVALHO, I.S.; ARUNKUMAR, K. Impact of industrial salt effluent and seaweed liquid fertilizers on three microalgae. **Brazilian Journal of Botany**, v.38, n.3, p.547-553, 2015.

REIS, P.A.; CASSIANO, J.; VEIGA, P.; RUBAL, M.; SOUSA-PINTO, I. *Fucus spiralis* as monitoring tool of metal contamination in the northwest coast of Portugal under the European Water Framework Directives. **Environmental Monitoring and Assessment**, v.186, p.5447-5460, 2014.

REYNOLDS, C. S. **Ecology of Phytoplankton**. Cambridge: Cambridge University Press, 2006. 535p.

SANTOS, R., MARTINS, A. S., FARIAS, J. N., HORTA, P.A., PINHEIRO, H., TOREZANI, E., BAPTISTOTTE, C., SEMINOFF, J., BALAZS, G. & WORK, T. Coastal habitat degradation and green sea turtle diets in Southeastern Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v.62, n.1297-1302, 2011.

SCHERNER, F., BARUFI, J. B. ; HORTA P. A. Photosynthetic response of two seaweeds species along an urban pollution gradient: Evidence of selection of pollution-tolerant species. **Marine Pollution Bulletin**, v.64, p.2380-2390, 2012.

SCHERNER, F.; VENTURA, R.; BARUFI, J. B.; HORTA P. A. Salinity critical threshold values for photosynthesis of two cosmopolitan seaweed species: providing baselines for potential shifts on seaweeds assemblages. **Marine Environmental Research**, v.91, p.14-25, 2013.

SCHNEIDER, S.C.; KAHLERT, M.; KELLY, M.G. Interactions between pH and nutrients on benthic algae in streams and consequences for ecological status assessment and species richness patterns. **Science of the Total Environment**, v.444, p.73-84, 2013.

SHANNON, C.F. A mathematical theory of communication. **Bell Systems Technical Journal**, v.27, p.37-42, 1948.

SMALE, D.A.; BURROWS, M.T.; MOORE, P.; O'CONNOR, N.; HAWKINS, S. Threats and knowledge gaps for ecosystem services provided by kelp forests: a northeast Atlantic perspective. **Ecology and Evolution**, v.3, n.11, p.4016-4038, 2013.

STEVENSON, J. Ecological assessments with algae: a review and synthesis. **Journal of Phycology**, v.50, p.437-461, 2014.

STEVENSON, R. J.; ESSELMAN, P. C. Nutrient pollution: a problem with solutions. In: ELOSEGI, A.; SABATER, S. (Ed.). **River Conservation**. Madrid: BBVA Press, 2013. p.77-103.

STEVENSON, R. J.; HILL, B.E. , HERLIHY, A.T., YUAN, L. L.; NORTON, S. B. Algae–P relationships, thresholds, and frequency distributions guide nutrient criterion development. **Journal of the North American Benthological Society**, v.27, p.259-275, 2008a.

STEVENSON, R. J.; LOWE, R. L. Sampling and interpretation of algal patterns for water quality assessment. In: ISOM, B. G. (Ed.) **Rationale for Sampling and Interpretation of Ecological Data in the Assessment of Freshwater Ecosystems. ASTM STP 894**. Philadelphia: American Society for Testing and Materials Publication, 1986. p.118-149

STEVENSON, R. J.; PAN, Y.; MANOYLOV, K.; PARKER, C.; LARSEN, D.P.; HERLIHY, A. T. Development of diatom indicators of ecological conditions for streams of the western United States. **Journal of the North American Benthological Society**, v.27, p.1000-1016, 2008b.

STEVENSON, R. J.; PAN, Y.; VAN DAM, H. Assessing ecological conditions in rivers and streams with diatoms. In: STOERMER, E.F.; SMOL, J. P. (Ed.) **The Diatoms: Applications to the Environmental and Earth Sciences**. 2.ed. Cambridge: Cambridge University Press, 2010. p.57-85.

STEVENSON, R.J. ; ZALACK, J.; WOLIN, J. A multimetric index of lake diatom condition using surface sediment assemblages. **Freshwater Science**, v.32, p.1005-1025, 2013.

SZCZERBIŃSKA, N.; GAŁCZYŃSKA, M. Biological methods used to assess surface water quality. **Archives of Polish Fisheries**, v.23, p.185-196, 2015.

TRACZEWSKA T.M. **Biological methods for assessing environmental contamination**. Poland: Wrocław, 2011.210p.

VIDOTTI, E.C.; ROLLEMBERG, M.C.E. Algas: da economia dos ambientes aquáticos à bioremediação e à química analítica. **Química Nova**, v.27, n.1, p.139-145, 2004.

WAN MAZNAH, W.O.; MAKHLOUGH, A. Water quality of tropical reservoir based on spatio-temporal variation in phytoplankton composition and physico-chemical analysis. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v.12, p.2221-2232, 2015.

WERNBERG, T.; KENDRICK, G.A.; TOOHEY, B.D. Modification of the physical environment by an *Ecklonia radiata* (Laminariales) canopy and implications for associated foliose algae. **Aquatic Ecology**, v.39, p.419-430, 2005.

WHO GUIDELINES FOR DRINKING-WATER QUALITY. **Cyanobacterial toxins: Microcystin-LR in Drinking-water**. 2.ed. v.2. Geneva: World Health Organization, 1998.

XU, Q.; ZHANG, H.; CHENG, Y. Multi-sensor monitoring of *Ulva prolifera* blooms in the Yellow Sea using different methods. **Frontiers of Earth Science**, v.10, n.2, p.378-388, 2016.